Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Nieuwe gezondheidskundige richtlijnen voor omgevingsgeluid

Nadere gezondheidskundige analyses

RIVM-rapport 2020-0148

E. van Kempen

Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Nieuwe gezondheidskundige richtlijnen voor omgevingsgeluid

Nadere gezondheidskundige analyses

RIVM-rapport 2020-0148

Colofon

© RIVM 2021
Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave.

DOI 10.21945/RIVM-2020-0148

E. van Kempen (auteur), RIVM

Contact:
Elise van Kempen
Centrum Duurzaamheid, Milieu en Gezondheid
Elise.van.Kempen@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, directie Duurzame Leefomgeving en Circulaire Economie in het kader van het project: M/240112/20/GE 'Expertise Centrum Geluid, GezondheidsEffecten'

Dit is een uitgave van:
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
Nederland
www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Nieuwe gezondheidskundige richtlijnen voor omgevingsgeluid
Nadere gezondheidskundige analyses

In 2018 heeft de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) de richtlijnen voor geluid uitgebracht. Dit advies is bedoeld om beleidsmakers en professionals te helpen om de schadelijke gezondheidseffecten door geluid, zoals slaapverstoring en hinder, te verminderen. De WHO-richtlijnen zijn onder andere gebaseerd op de laatste inzichten over de relatie tussen de blootstelling aan geluid en de kans op gezondheidseffecten door geluid, zoals hinder of hart- en vaatziekte. Dat noemen we blootstellingsresponsrelaties.

In juni 2020 publiceerde het RIVM een rapport over de betekenis van de nieuwe richtlijnen van de WHO voor het Nederlands beleid. Het RIVM geeft nu een uitgebreidere uitleg bij zijn conclusies over de gezondheidseffecten van geluid afkomstig van wegen, spoor en vliegtuigen. Het doet dat op verzoek van het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW).

Een van de conclusies is dat geluid van treinverkeer hinderlijker is en een grotere kans op slaapverstoring geeft dan eerder werd gedacht. Ook blijkt dat ernstigere gezondheidseffecten, zoals hart- en vaatziekten, al bij een lagere blootstelling kunnen optreden dan eerder werd gedacht. Dit betekent dat bij een groter aantal mensen hart- en vaatziekten optreden door geluid dan eerder werd gedacht.

Kernwoorden: blootstelling-respons-relaties, ziektelast, blootstelling, geluid, decibel, L_{den}, WHO, richtlijnen geluid, railverkeer, wegverkeer, hinder, slaapverstoring, hartvaatziekten

Synopsis

New WHO environmental noise guidelines
Additional health-based analyses

In 2018, the World Health Organisation (WHO) published new environmental noise guidelines. These guidelines are intended to assist policymakers and professionals in reducing the negative health effects of noise, such as sleep disturbance and annoyance. The WHO guidelines are also based on the latest insights into the relationship between exposure to noise and the probability of health effects occurring due to noise, such as annoyance or cardiovascular disease. These are referred to as exposure-response relationships.

In June 2020, RIVM published a report on the consequences of the new WHO guidelines for noise in the living environment would have for Dutch policy. On the request of the Dutch Ministry of Infrastructure and Water management, RIVM now provides a more detailed explanation of how it reached certain conclusions. Both studies focused primarily on annoyance and other health effects resulting from the noise of road, rail, and aviation traffic.

One of the conclusions is that noise from rail traffic is more annoying and is more likely to result in sleep disturbance than previously thought. It also turns out that more serious health effects, such as cardiovascular diseases, can occur at a lower exposure than previously thought. This insight leads to the conclusion that a larger number of persons develop cardiovascular diseases as a result of noise than previously thought.

Keywords: exposure-response relationships, burden of disease, exposure, noise, decibel, L_{den}, WHO, noise guidelines, rail traffic, road traffic, air traffic, annoyance, sleep disturbance, cardiovascular diseases

Inhoudsopgave

Samenvatting — 11

1 Inleiding — 19
1.1 Vraagstelling — 19
1.2 Afbakening — 19
1.3 Wat wordt er met de resultaten gedaan? — 20

2 Gezondheidskundige richtlijnen voor omgevingslawaai — 21
2.1 Wat zijn gezondheidskundige richtlijnen voor omgevingslawaai? — 21
2.2 De '*evidence reviews*' — 22

3 De blootstelling-respons-relaties afgeleid als onderdeel van de '*evidence reviews*' — 27
3.1 Ernstige hinder — 27
3.1.1 Beschikbare blootstelling-respons-relaties op basis van onderzoeken uit verschillende landen — 27
3.1.2 Beschikbare blootstelling-respons-relaties op basis van Nederlandse onderzoeken — 29
3.1.3 Vergelijking van de blootstelling-respons-relaties voor ernstige hinder door wegverkeer — 31
3.1.4 Vergelijking van de blootstelling-respons-relaties voor ernstige hinder door railverkeer — 31
3.1.5 Vergelijking van de blootstelling-respons-relaties voor ernstige hinder door vliegverkeer — 32
3.1.6 Vergelijking van de blootstelling-respons-relaties tussen de geluidsbronnen — 33
3.2 Ernstige slaapverstoring — 34
3.2.1 Beschikbare blootstelling-respons-relaties op basis van onderzoeken uit verschillende landen — 34
3.2.2 Beschikbare blootstelling-respons-relaties op basis van Nederlandse onderzoeken — 35
3.2.3 Vergelijking van de blootstelling-respons-relaties voor ernstige slaapverstoring door nachtelijk geluid van wegverkeer — 37
3.2.4 Vergelijking van de blootstelling-respons-relaties voor ernstige slaapverstoring door nachtelijk geluid van railverkeer — 38
3.2.5 Vergelijking van de blootstelling-respons-relaties voor ernstige slaapverstoring door nachtelijk geluid van vliegverkeer — 39
3.2.6 Vergelijking van de blootstelling-respons-relaties tussen de geluidsbronnen — 39
3.3 Coronaire hartziekten — 39
3.3.1 De resultaten van de '*evidence review*' — 40
3.3.2 Vergelijking met eerdere meta-analyses — 41
3.3.3 Vergelijking met nieuw gepubliceerde onderzoeken — 42
3.3.4 Verschillen tussen de bronnen — 43

4 Bespreking van de blootstelling-respons-relaties — 45
4.1 Blootstelling-respons-relaties voor de blootstelling aan geluid en ernstige hinder en ernstige slaapverstoring — 45
4.2 Blootstelling — 45
4.2.1 Schatting van de blootstelling — 45

4.2.2 De blootstellingsrange — 46
4.2.3 De aard van het geluid — 46
4.3 De meting van hinder en slaapverstoring — 46
4.3.1 De meting van (ernstige) hinder — 46
4.3.2 De meting van (ernstige) slaapverstoring — 49
4.4 Respons — 50
4.5 De invloed van lokale factoren: Niet-akoestische factoren en context — 51
4.5.1 De invloed van de context — 51
4.5.2 Niet-akoestische factoren — 51
4.6 Blootstelling-respons-relaties voor de blootstelling aan geluid en hart- en vaatziekten afgeleid als onderdeel van de '*evidence reviews*' — 52
4.7 Verklaring voor verschillen tussen verschillende BR-relaties tussen geluid en hartvaatziekten met eerdere meta-analyses — 53
4.7.1 Verandering in drempelwaarde — 53
4.7.2 Effecten van geluid in verschillende soorten populaties — 55
4.7.3 De onderzoeksopzet van de studies — 55
4.8 Betekenis van de waargenomen verschillen — 56
4.9 Mogelijke invloed van de resultaten van nieuwe studies — 57

5 Schatting van de omvang van de effecten van omgevingsgeluid op de gezondheid en het welbevinden van de Nederlandse bevolking — 61
5.1 Blootstelling — 61
5.1.1 De blootstelling van de Nederlandse bevolking aan geluid van weg-, rail- en vliegverkeer — 61
5.1.2 Blootstelling aan geluidsniveaus boven de gezondheidskundige advieswaarde — 63
5.2 Omvang van de effecten door geluid van wegverkeer — 63
5.2.1 Totale omvang van de ziektelast — 63
5.2.2 Verdeling van de ziektelast — 64
5.3 Omvang van de effecten door geluid van railverkeer — 66
5.3.1 Totale omvang van de ziektelast — 66
5.3.2 Verdeling van de ziektelast — 67
5.4 Omvang van de effecten door geluid van vliegverkeer — 69
5.4.1 Totale omvang van de ziektelast — 69
5.4.2 Verdeling van de ziektelast door geluid van vliegverkeer — 69

6 Gevoeligheidsanalyse — 73
6.1 Wat is een gevoeligheidsanalyse? — 73
6.2 Toepassing van verschillende BR-relaties voor het schatten van de omvang van ernstige hinder — 73
6.2.1 Geluid van wegverkeer — 74
6.2.2 Geluid van railverkeer — 76
6.2.3 Geluid van vliegverkeer — 76
6.3 Schattingen van het aantal ernstig gehinderden met behulp van een vragenlijst — 76
6.3.1 Geluid van wegverkeer — 77
6.3.2 Geluid van railverkeer — 77
6.3.3 Geluid van vliegverkeer — 77
6.4 Toepassing van verschillende BR-relaties voor het schatten van de omvang van ernstige slaapverstoring — 77
6.4.1 Geluid van wegverkeer — 78
6.4.2 Geluid van railverkeer — 78

6.4.3 Geluid van vliegverkeer — 81
6.5 Schatting van het aantal ernstig slaapverstoorden met behulp van een vragenlijst — 81
6.5.1 Geluid van wegverkeer — 81
6.5.2 Geluid van railverkeer — 81
6.5.3 Geluid van vliegverkeer — 81
6.6 Toepassing van resultaten uit verschillende meta-analyses met betrekking tot de relatie tussen omgevingsgeluid en coronaire hartziekten — 81
6.7 Geluidsniveau vanaf waar de BR-relatie wordt toegepast — 83

7 Bespreking schattingen omvang — 85
7.1 De omvang van de ziektelast door geluid van weg-, rail- en vliegverkeer — 85
7.2 Verdeling van de ziektelast door geluid — 85
7.3 Ernstige hinder — 86
7.3.1 Schatting van de omvang van de effecten met verschillende BR-relaties — 86
7.3.2 Vergelijking met resultaten Nederlandse vragenlijstonderzoeken — 87
7.4 Ernstige slaapverstoring — 89
7.4.1 Omvang van de effecten — 89
7.4.2 Vergelijking met resultaten Nederlands vragenlijstonderzoek — 89
7.5 Hart- en vaatziekten — 90
7.5.1 Omvang effecten — 90
7.5.2 Vergelijking met eerdere schattingen — 90
7.5.3 Het geluidsniveau vanaf waar de relatie wordt toegepast — 91
7.5.4 Invloed van het toepassen van een andere BR-relatie — 92

8 Conclusies en aanbevelingen — 93
8.1 Conclusies — 93
8.1.1 Deel I. Blootstelling-respons-relaties — 93
8.1.2 Deel II. Omvang ziektelast door omgevingsgeluid — 94
8.2 Aanbevelingen — 96

9 Gebruikte referenties — 99

10 Dankwoord — 109

11 Begrippen en afkortingen — 111

Bijlage 1. Blootstelling-respons-relaties voor de associatie tussen geluid van weg-, rail- en vliegverkeer en ernstige hinder — 117

Bijlage 2. Blootstelling-respons-relaties voor de associatie tussen de blootstelling aan nachtelijk geluid en ernstige zelf-gerapporteerde slaapverstoring — 125

Bijlage 3. De invloed van omgevingsgeluid op het cardiovasculaire en metabole systeem — 133

Bijlage 4. '*Evidence reviews*' en de kwaliteit van de bewijslast — 141

Bijlage 5. Berekening van de ziektelast door geluid in Nederland — 143

Samenvatting

Inleiding

Aanleiding en doel

In oktober 2018 presenteerde de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) haar nieuwe gezondheidskundige richtlijnen voor omgevingsgeluid. Voor het ontwikkelen van deze richtlijnen baseerde de WHO zich onder meer op de nieuwste wetenschappelijke inzichten op het gebied van geluid en gezondheid. Deze inzichten staan beschreven in de zogenoemde '*evidence reviews*'. Als onderdeel van de '*evidence reviews*' is ook een aantal nieuwe blootstelling-respons-relaties (BR-relaties) afgeleid. Het Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) heeft aan het RIVM gevraagd te onderzoeken wat de gezondheidskundige gevolgen zijn voor Nederland van deze nieuwe BR-relaties.

In deze rapportage zullen we de volgende vragen beantwoorden:

1. Hoe zien de BR-relaties voor de blootstelling aan geluid van weg-, rail- en vliegverkeer eruit die zijn afgeleid als onderdeel van de totstandkoming van de WHO-richtlijnen?
2. Hoe verhouden deze BR-relaties zich tot de al bestaande (regionale, nationaal en internationaal) BR-relaties?
3. Hoe groot is de omvang van de ziektelast door geluid van weg-, rail- en vliegverkeer in Nederland geschat op basis van de nieuwste BR-relaties?
4. Hoe verhouden deze uitkomsten zich tot berekeningen met andere bestaande BR-relaties en gegevens verkregen via nationale vragenlijstonderzoeken?

Deze rapportage bestaat uit twee delen. In het eerste deel van deze rapportage zijn we ingegaan op vraagstelling 1 en 2; in deel twee van deze rapportage worden vraagstelling 3 en 4 behandeld.

Afbakening

In dit rapport zullen we de volgende gezondheidseindpunten behandelen: ernstige hinder, ernstige slaapverstoring, en coronaire hartziekten. Voor elk van deze gezondheidseindpunten zijn in de '*evidence reviews*' namelijk BR-relaties afgeleid. Deze rapportage behandelt de effecten van de in Nederland belangrijkste bronnen van omgevingsgeluid: geluid afkomstig van vlieg-, weg- en railverkeer.

Wat wordt er met de resultaten gedaan?

De resultaten van deze rapportage zijn meegenomen in een ander onderzoek dat het RIVM heeft uitgevoerd op verzoek van het Ministerie van IenW: 'Motie Schonis en de WHO-richtlijnen voor omgevingsgeluid (2018): het doel heiligt de middelen'. De aanleiding van dit onderzoek is een motie die in december 2018 is ingediend door het Tweede Kamerlid Schonis.

Resultaten

Deel I. Blootstelling-respons-relaties

Hieronder worden de belangrijkste bevindingen per gezondheidseindpunt samengevat.

Ernstige hinder

Op basis van de resultaten van epidemiologische onderzoeken uitgevoerd in verschillende landen hebben Guski en collega's (2017) BR-relaties afgeleid voor de blootstelling aan geluid van weg-, rail- en vliegverkeer (uitgedrukt als L_{den}) en ernstige hinder. Recent zijn er ook BR-relaties afgeleid voor de blootstelling aan geluid van weg-, rail- en vliegverkeer en ernstige hinder op basis van data van de GGD Gezondheidsmonitor 2016. Na vergelijking met de al bestaande BR-relaties voor ernstige hinder blijkt het volgende:

- De BR-relaties voor geluid van wegverkeer en ernstige hinder blijken redelijk stabiel te zijn in tijd; er zijn slechts kleine verschillen tussen de nieuw afgeleide BR-relatie voor ernstige hinder en de reeds bestaande internationale BR-relatie afgeleid door Miedema & Oudshoorn (2001). Ook het verschil tussen de nieuw afgeleide BR-relatie en de BR-relatie afgeleid op basis van de GGD Gezondheidsmonitor 2016 is klein.
- De BR-relatie die Guski et al. (2017) hebben afgeleid voor geluid van wegverkeer en ernstige hinder, verloopt over het algemeen minder steil dan de BR-relatie voor geluid van railverkeer en ernstige hinder. Vanaf 55 dB (L_{den}) ligt de BR-relatie tussen geluid van railverkeer en ernstige hinder zelfs hoger dan de BR-relatie voor geluid van wegverkeer. Dit beeld wordt bevestigd door de nieuwe BR-relaties die zijn afgeleid op basis van de GGD Gezondheidsmonitor. Vroeger was dit anders. Toen verliep de BR-relatie tussen geluid van wegverkeer en ernstige hinder een stuk steiler dan de BR-relatie tussen geluid van railverkeer en ernstige hinder.
- Nog steeds is de BR-relatie voor geluid van vliegverkeer het sterkst. Het verschil tussen de nieuw afgeleide BR-relatie van Guski et al. (2017) en de verschillende nationale en regionale BR-relaties (Schiphol, Eindhoven, AWACS) lijkt kleiner te zijn geworden ten opzichte van de verschillen tussen de BR-relatie afgeleid door Miedema & Oudshoorn (2001). Toch zijn er nog belangrijke verschillen.

Ernstige slaapverstoring

Op basis van epidemiologische onderzoeken uitgevoerd in verschillende landen, hebben Basner en McGuire (2018) BR-relaties afgeleid voor de nachtelijke blootstelling aan geluid van weg-, rail- en vliegverkeer (uitgedrukt als L_{night}) en ernstige slaapverstoring. Recent is er ook een BR-relatie beschikbaar gekomen voor de blootstelling aan geluid van wegverkeer en ernstige slaapverstoring, die is afgeleid op basis van de Zevende Inventarisatie Verstoringen uit 2016. Na vergelijking met al bestaande BR-relaties voor ernstige slaapverstoring blijkt het volgende:

- De BR-relaties voor nachtelijk geluid van wegverkeer en ernstige slaapverstoring blijken redelijk stabiel te zijn in tijd; er zijn slechts kleine verschillen tussen de door Basner en McGuire (2018) afgeleide BR-relatie voor ernstige slaapverstoring en de reeds bestaande internationale BR-relatie afgeleid door Miedema & Oudshoorn (2007). Ook het verschil tussen de nieuw afgeleide BR-relatie en de BR-relatie afgeleid op basis van de Inventarisatie Verstoringen is klein.
- Uit vergelijking van de verschillende nieuwe BR-relaties voor ernstige slaapverstoring, blijkt dat nachtelijk geluid door railverkeer als hinderlijker wordt ervaren dan nachtelijk geluid door wegverkeer. Vroeger was dit anders. Toen verliep de BR-relatie tussen nachtelijk geluid van wegverkeer en ernstige slaapverstoring steiler dan de BR-relatie tussen nachtelijk geluid van railverkeer en ernstige slaapverstoring. Mogelijk worden de waargenomen veranderingen in de BR-relaties voor nachtelijk geluid van railverkeer veroorzaakt door de toename van nachtelijke goederentreinen.
- Nog steeds zijn de BR-relaties voor geluid van vliegverkeer het sterkst. In vergelijking met de reeds bestaande internationale BR-relaties, lijken de nieuwe BR-relaties wat meer in lijn te zijn met de BR-relatie die in 2002 is afgeleid voor Schiphol.

Hartvaatziekten

Van Kempen et al. (2018) vonden aanwijzingen dat omgevingsgeluid is geassocieerd met een verhoogd risico op coronaire hartziekten. Het best onderbouwd (meest robuust) zijn de effecten van wegverkeer: voor de relatie tussen geluid van wegverkeer en de incidentie van coronaire hartziekten werd een RR gevonden van 1,08 (95%Bthi: 1,01-1,15) per 10 dB (L_{den}).

Er is onzekerheid over de vorm van de blootstelling-respons-relatie. Het is daardoor onder andere ook onzeker wat de precieze hoogte van het geluidsniveau is vanaf waar het risico op hart- en vaatziekte toeneemt (de drempelwaarde). Wel zien we dat het beeld in de loop van de tijd is veranderd. In de jaren negentig dachten organisaties als de Gezondheidsraad dat effecten pas beginnen op te treden bij niveaus van ongeveer 70 dB. In haar richtlijn voor omgevingslawaai geeft de WHO in 2018 aan dat dit bij 53 dB zou kunnen zijn. Dit is dus bij een lager geluidsniveau dan eerder gedacht.

In aanvulling op coronaire hartziekten, hebben Van Kempen et al. (2018) in hun review ook gekeken naar andere effecten op het hartvaatstelsel: hoge bloeddruk (hypertensie) en beroerte. Het grootste aantal onderzoeken dat was geëvalueerd in de review, onderzocht de relatie tussen geluid van wegverkeer en hypertensie. Dit waren echter vooral onderzoeken die onder andere door hun beperkte opzet van minder goede kwaliteit zijn.

In vergelijking met coronaire hartziekten, was het aantal onderzoeken dat de associatie tussen de blootstelling aan geluid van weg-, rail- en vliegverkeer en het risico op een beroerte onderzocht, een stuk lager. Toenamen in geluid van zowel weg- als vliegverkeer waren geassocieerd met een verhoging van het risico op beroerte. Echter, niet alle

associaties waren statistisch significant en bovendien waren de meeste gerapporteerde associaties gebaseerd op de resultaten van één of twee onderzoeken.

De verschillen tussen de gevonden associaties voor vlieg-, weg- en railverkeer zijn klein. Samenvoeging van de resultaten voor de verschillende bronnen levert positieve associaties op die de relatie tussen omgevingsgeluid en coronaire hartziekten en beroerte beschrijven: Er is een RR van 1,04 (95%Bthi: 1,00-1,09) per 10 dB (L_{den}) geschat voor de associatie tussen geluid en de incidentie van coronaire hartziekten. Voor sterfte door coronaire hartziekten door geluid is een RR van 1,05 (95%Bthi: 1,02-1,09) per 10 dB (L_{den}) geschat. Net als bij coronaire hartziekten zijn er ook positieve associaties geschat tussen geluid en de incidentie van beroerte en tussen geluid en sterfte ten gevolge van een beroerte. Deze associaties waren echter niet statistisch significant.

Sinds het werk van Van Kempen (2017; 2018) is afgerond, zijn er diverse nieuwe resultaten gepubliceerd waarin de associatie tussen de blootstelling aan omgevingsgeluid en het risico op respectievelijk coronaire hartziekten en beroerte is onderzocht. Ook na aanvulling met deze nieuwe resultaten worden er positieve associaties gevonden tussen de blootstelling aan omgevingsgeluid en het risico op respectievelijk coronaire hartziekten en beroerte. Alleen de associaties voor het risico op coronaire hartziekten waren statistisch significant.

Conclusies

De BR-relatie die de blootstelling tussen geluid van wegverkeer en ernstige hinder beschrijft, lijkt niet zoveel te zijn veranderd in de tijd. De BR-relatie die de relatie tussen de blootstelling aan geluid van railverkeer en ernstige hinder beschrijft, lijkt in de loop van de tijd sterker te zijn geworden. Met andere woorden: bij eenzelfde verandering van het geluidsniveau neemt de kans op ernstige hinder sterker toe dan eerder het geval was. Hierdoor valt ook het verschil met de BR-relatie voor geluid van wegverkeer weg. Voor ernstige slaapverstoring zijn vergelijkbare bevindingen gedaan. Dit zijn belangrijke bevindingen met het oog op de Nederlandse wet- en regelgeving voor omgevingsgeluid, die als uitgangspunt heeft dat geluid van railverkeer minder hinderlijk is dan geluid van wegverkeer.

Mogelijke verklaringen voor verschillen tussen de verschillende internationale en regionale BR-relaties voor weg- en railverkeer zijn meer methodologisch van aard: bijvoorbeeld de manier van meten van hinder en slaapverstoring, karakterisering van de blootstelling, de afnemende bereidheid om deel te nemen aan vragenlijstonderzoeken en veranderingen in de aard van het geluid en de context.

Nog steeds zijn de BR-relaties die de blootstelling tussen geluid van vliegverkeer en respectievelijk ernstige hinder en ernstige slaapverstoring beschrijven, het sterkst. Met andere woorden: bij eenzelfde verandering van het geluidsniveau neemt de kans op ernstige hinder voor geluid van vliegverkeer meer toe dan voor geluid van weg- of railverkeer. Toch zijn er nog belangrijke verschillen tussen de verschillende internationale en regionale BR-relaties. Een belangrijke verklaring voor deze verschillen, in

aanvulling op de meer methodologische verschillen, is het feit dat de rol van zogenoemde 'niet-akoestische' factoren tussen vliegvelden erg kan verschillen.
Voorbeelden van niet-akoestische factoren zijn persoonlijke en 'situationele' factoren.

Er zijn aanwijzingen dat omgevingsgeluid is geassocieerd met een verhoogd risico op coronaire hartziekten. Het best onderbouwd (meest robuust) zijn de effecten van wegverkeer. Zelfs na aanvulling met recentere resultaten worden er nog steeds positieve associaties gevonden tussen de blootstelling aan omgevingsgeluid en het risico op respectievelijk coronaire hartziekten.

De inzichten over de hoogte van het geluidsniveau vanaf waar het risico op hart- en vaatziekte toeneemt, zijn in de loop van de tijd veranderd. In de jaren negentig dacht men dat effecten pas op beginnen te treden bij niveaus van ongeveer 70 dB; in haar richtlijn voor omgevingslawaai geeft de WHO in 2018 aan dat dit wel eens bij 53 dB zou kunnen zijn. Dit is dus lager dan eerder gedacht. Het betekent dat maximale geluidsniveaus voor geluid van weg- en railverkeer die in de Nederlandse wet- en regelgeving voor omgevingsgeluid zijn opgenomen, minder bescherming bieden tegen het optreden van ernstige effecten door geluid dan eerder gedacht.

Deel II. De omvang van de ziektelast door geluid in Nederland

Resultaten

Ten behoeve van het beantwoorden van de vraagstellingen, hebben we een schatting gemaakt van de omvang van de ziektelast ten gevolge van de blootstelling aan geluid van weg-, rail- en vliegverkeer in Nederland. Voor het bepalen van de omvang van deze effecten hebben we de BR-relaties gebruikt die besproken zijn in het eerste deel van deze rapportage, gecombineerd met gegevens over de blootstelling van de Nederlandse bevolking aan geluid veroorzaakt door weg-, rail- en vliegverkeer. De belangrijkste bevindingen worden hieronder samengevat.

Ziektelast

Geluid van wegverkeer veroorzaakt de grootste ziektelast. Op basis van blootstellingsgegevens uit de periode 2011-2016 is geschat dat het aantal mensen dat ernstige hinder of ernstige slaapverstoring ondervindt ten gevolge van de blootstelling aan geluid van wegverkeer, respectievelijk ruim 950.000 personen en ruim 540.000 personen bedraagt.

Daarnaast wordt geschat dat het aantal mensen dat in Nederland een coronaire hartziekte krijgt door geluid van wegverkeer ongeveer 750 per jaar is, met een 95%-betrouwbaarheidsinterval van veertig tot 1.660 per jaar. Het aantal mensen dat in Nederland door geluid sterft ten gevolge van een coronaire hartziekte is lager: naar schatting zijn dit er maximaal 115 per jaar.

De omvang van de ziektelast veroorzaakt door geluid van rail- en vliegverkeer ligt lager. Zo ligt het aantal ernstig gehinderden door geluid van railverkeer gemiddeld zo'n factor 10 lager in vergelijking met de aantallen ten gevolge van geluid van wegverkeer; voor geluid van

vliegverkeer ligt het aantal ernstig gehinderden bijna een factor 4 lager. Voor ernstige hinder zien we iets vergelijkbaars.

Wanneer we kijken naar de verdeling van de ziektelast, dan blijkt dat de grootste omvang van de ziektelast voorkomt bij personen die worden blootgesteld aan geluidsniveaus tussen 45 en 55 dB (L_{den}). Verder zien we dat coronaire hartziekten vooral optreden bij geluidsniveaus tussen 53 en 70 dB (L_{den}); boven 70 dB (L_{den}) zien we minder coronaire hartziekten. Dat komt doordat relatief weinig mensen zijn blootgesteld aan dergelijk hoge geluidsniveaus.

Gevoeligheid van de resultaten van de ziektelastberekeningen
Als onderdeel van een gevoeligheidsanalyse is onderzocht in hoeverre de toepassing van andere BR-relaties de schattingen van de ziektelast beïnvloed heeft. Ook is nagegaan of het voor de schatting van respectievelijk het aantal ernstig gehinderden en ernstig slaapverstoorden uitmaakt of dit gebeurt met behulp van een BR-relatie of dat dit rechtstreeks vanuit een vragenlijst gebeurt. Speciaal voor coronaire hartziekten is gekeken naar de mogelijke invloed van het geluidsniveau vanaf waar BR-relaties worden toegepast. Het volgende viel op:

- Het aantal ernstig gehinderden en ernstig slaapverstoorden door geluid van weg-, rail- en vliegverkeer kan worden berekend door de blootstellingsverdeling van de Nederlandse bevolking te combineren met een BR-relatie. Toepassing van de BR-relaties die waren afgeleid door Guski et al. (2017) levert met uitzondering van geluid van vliegverkeer steeds het hoogste aantal ernstig gehinderden op. Voor de schatting van het aantal ernstig gehinderden door vliegverkeer leverde de BR-relatie afgeleid rondom Schiphol in 2002 de hoogste aantallen op.
- Afhankelijk van de geluidsbron leverde toepassing van steeds een andere BR-relatie het hoogste aantal ernstig slaapverstoorden op. Zo leverde toepassing van de BR-relatie afgeleid op basis van de Zevende Inventarisatie Verstoringen het hoogste aantal ernstig slaapverstoorden ten gevolge van de blootstelling aan nachtelijk geluid van wegverkeer op. Voor nachtelijk geluid van railverkeer leverde toepassing van de BR-relatie afgeleid door Basner & McGuire (2018) de hoogste aantallen op; en bij geluid van vliegverkeer was dat de BR-relatie afgeleid rondom Schiphol in 2002.
- Toepassing van de BR-relatie afgeleid door Van Kempen leidt tot een omvang van de ziektelast die circa 200% hoger kan uitvallen.

Het aantal ernstig gehinderden en slaapverstoorden kan ook bepaald worden aan de hand van de gegevens van een vragenlijstonderzoek. De schattingen van het aantal ernstig gehinderden op basis van de GGD Gezondheidsmonitor vallen lager uit dan de schattingen die zijn gedaan op basis van de Zevende Inventarisatie Verstoringen.
De schattingen van het aantal ernstig slaapverstoorden die we hebben gedaan op basis van de Zevende Inventarisatie Verstoringen vallen steeds hoger uit dan de schattingen die we hebben gedaan met behulp van de verschillende BR-relaties.

De omvang van de ziektelast van coronaire hartziekten wordt aanmerkelijk beïnvloed door het geluidsniveau vanaf waar de BR-relatie

wordt toegepast. Voor onze berekeningen hebben we de BR-relaties toegepast vanaf een geluidsniveau van 53 dB (L_{den}). Bij toepassing vanaf een geluidsniveau van 50 dB (L_{den}) neemt de incidentie van coronaire hartziekten toe tot circa 1.260 gevallen per jaar.

Conclusies

De grootste omvang van de ziektelast wordt verzaakt door geluid van wegverkeer. Op basis van blootstellingsgegevens uit de periode 2011-2016 is geschat dat het aantal mensen dat ernstige hinder of ernstige slaapverstoring ondervindt ten gevolge van de blootstelling aan geluid van wegverkeer, respectievelijk ruim 950.000 personen en ruim 540.000 personen bedraagt. De omvang van de ziektelast veroorzaakt door geluid van rail- en vliegverkeer ligt lager.

Wanneer we kijken naar de verdeling van de ziektelast, dan blijkt dat de grootste omvang van de ziektelast voorkomt bij personen die worden blootgesteld aan geluidsniveaus tussen 45 en 55 dB (L_{den}). Een deel van de geschatte omvang van coronaire hartziekten treedt op bij lagere geluidsniveaus dan eerder werd gedacht. Dit inzicht is nieuw.

Gebleken is dat het uitmaakt welke BR-relaties worden gebruikt om het aantal personen te schatten dat een negatief effect door geluid ondervindt. Het aantal ernstig gehinderden en ernstig slaapverstoorden kan ook bepaald worden aan de hand van de gegevens van een vragenlijstonderzoek. Daarnaast wordt de omvang van de ziektelast van coronaire hartziekten aanmerkelijk beïnvloed door het geluidsniveau vanaf waar de BR-relatie wordt toegepast.

Aanbevelingen

Op basis van onze bevindingen zijn we tot de volgende aanbevelingen gekomen:

- Indien men wil komen tot een zo groot mogelijke gezondheidswinst, dan zou het beleid gericht moeten zijn op het reduceren van het gemiddelde geluidsniveau. Daarnaast zou ook aandacht moeten blijven worden besteed aan hogere geluidsniveaus (55-60 dB). Immers, bij deze niveaus is er niet alleen een kans dat mensen ernstig worden gehinderd door omgevingsgeluid; ook is er bij deze niveaus een verhoogd risico op het krijgen van effecten als coronaire hartziekten.
- Er bestaan verschillende methoden om te bepalen hoeveel mensen in een gebied ernstige geluidshinder en ernstige slaapverstoring ervaren. Dit kan met behulp van vragenlijsten. Daarnaast kunnen de aantallen ook worden berekend met de geluidsbelasting en een blootstelling-respons-relatie. Nationale en/of regionale BR-relaties beschrijven de situatie daarbij vaak beter dan internationale BR-relaties. Dit komt doordat in nationale en/of regionale BR-relaties de lokale omstandigheden beter worden meegewogen. Daarom bevelen we aan om bij de bepaling van het aantal mensen dat wordt gehinderd of slaapverstoord door omgevingsgeluid, zoveel als mogelijk gebruik te maken van BR-relaties die zijn gebaseerd op nationale en/of regionale data.
- Sinds de werkzaamheden van de verschillende WHO-'*evidence reviews*' zijn afgerond, zijn er diverse nieuwe onderzoeken

verschenen waarin de effecten op hinder, slaapverstoring en het hartvaatstelsel zijn onderzocht. We bevelen aan om de bestaande BR-relaties daar waar mogelijk te verbeteren met de kennis uit deze nieuwe onderzoeken.
Daarnaast is het vervolgens van belang te onderzoeken wat de gevolgen zijn van eventuele veranderingen aan BR-relaties voor de Nederlandse situatie. Om te voorkomen dat er, zoals nu het geval is, lange tijd zit tussen het verschijnen van nieuwe kennis en de implementatie daarvan in bijvoorbeeld de wet- en regelgeving, adviseren we om daarbij meer aan te sluiten bij lopende cycli, zoals bijvoorbeeld de END-cyclus.

1 Inleiding

Op 10 oktober 2018 heeft het *Regional Office for Europe* van de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) nieuwe gezondheidskundige richtlijnen voor geluid gepubliceerd [1]. Het Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (I&W) heeft aan het RIVM gevraagd te onderzoeken wat de gevolgen zijn voor de omvang van de effecten van geluid in Nederland als de blootstelling-respons-relaties (BR-relaties) uit deze WHO-richtlijnen worden toegepast.

De nieuwe gezondheidskundige richtlijnen voor geluid duiden we in de rest van het rapport aan als de WHO-richtlijnen. De WHO-richtlijnen zijn afgeleid volgens een van tevoren vastgesteld protocol. Daarbij baseerde de WHO zich onder meer op de nieuwste wetenschappelijke inzichten op het gebied van geluid en gezondheid. Deze inzichten staan beschreven in zogenoemde '*evidence reviews*' [2-9]. Als onderdeel van deze '*evidence reviews*' is ook een aantal nieuwe BR-relaties afgeleid. Deze nieuwe BR-relaties hebben een belangrijke rol gespeeld bij de totstandkoming van de WHO-richtlijnen.

1.1 Vraagstelling

In deze rapportage zullen we volgende vragen beantwoorden:

1. Hoe zien de BR-relaties voor de blootstelling aan geluid van weg-, rail- en vliegverkeer eruit die zijn afgeleid als onderdeel van de totstandkoming van de WHO-richtlijnen?
2. Hoe verhouden deze BR-relaties zich tot de al bestaande (regionale, nationale en internationale) BR-relaties?
3. Hoe groot is de omvang van de ziektelast door geluid van weg-, rail- en vliegverkeer in Nederland geschat op basis van de nieuwste BR-relaties?
4. Hoe verhouden deze uitkomsten zich tot berekeningen met andere bestaande BR-relaties en gegevens verkregen via nationale vragenlijstonderzoeken?

1.2 Afbakening

In dit rapport zullen we de volgende gezondheidseindpunten behandelen: ernstige hinder, ernstige slaapverstoring, en coronaire hartziekten (ischemische hartziekten). Voor elk van deze gezondheidseindpunten zijn in de '*evidence reviews'* namelijk BR-relaties afgeleid. De WHO heeft de kwaliteit van de bewijslast waarop deze BR-relaties zijn gebaseerd, als voldoende aangemerkt. In de bijlage zullen we ook de resultaten voor de overige effecten op het cardiovasculaire en metabole systeem bespreken. Het gaat dan om de effecten op hypertensie (hoge bloeddruk), beroerte, diabetes en obesitas (ernstig overgewicht). Omdat er geen nieuwe BR-relaties beschikbaar zijn afgeleid voor: (i) leerprestaties (begrijpend lezen in het bijzonder), (ii) effecten op het gehoor (bijvoorbeeld tinnitus), (iii) effecten op het ongeboren kind (bijvoorbeeld verlaagd geboortegewicht), en (iv) mentale gezondheid, hebben we deze gezondheidseindpunten buiten beschouwing gelaten.

Net als in de WHO-richtlijnen, behandelen we in deze rapportage alleen effecten op de gezondheid ten gevolge van de langdurige blootstelling aan geluid. De langdurige blootstelling aan geluid drukken we uit door middel van een jaargemiddelde L_{den} of L_{night}. De effecten van kortdurende blootstelling aan geluid zullen we in deze rapportage buiten beschouwing laten. De kortdurende blootstelling aan geluid kan worden uitgedrukt door middel van bijvoorbeeld een maximaal geluidsniveau (bijvoorbeeld L_{Amax}) of een geluidsgebeurtenis.

In deze rapportage richten we ons op de effecten van de volgende bronnen van omgevingsgeluid: geluid afkomstig van vlieg-, weg- en railverkeer. De WHO-richtlijnen behandelen ook de effecten van recreatiegeluid en geluid van windturbines. Beide bronnen zullen we in deze rapportage echter buiten beschouwing laten. Een belangrijke reden is dat er voor beide bronnen geen nieuwe BR-relaties beschikbaar zijn gekomen.

1.3 Wat wordt er met de resultaten gedaan?

De resultaten van deze rapportage zijn meegenomen in een ander onderzoek dat het RIVM heeft uitgevoerd op verzoek van het Ministerie van I&W [10]. De aanleiding van dit onderzoek is een motie die in december 2018 is ingediend door het Tweede Kamerlid Rutger Schonis: de Motie Schonis [11, 12]. De motie werd ingediend naar aanleiding van het verschijnen van het WHO-advies. Het doel van dat onderzoek was om:

- duiding van het WHO-advies te geven in relatie tot de huidige en toekomstige (inter)nationale wet- en regelgeving op het gebied van omgevingsgeluid en;
- te onderzoeken wat de mogelijkheden zijn om het advies van de WHO te gebruiken om het (inter)nationaal beleid op het gebied van omgevingsgeluid te versterken.

De resultaten zijn recent gepubliceerd in een RIVM-rapport [10] getiteld 'Motie Schonis en de WHO-richtlijnen voor omgevingsgeluid (2018): Het doel heiligt de middelen'.

Leeswijzer
Deze rapportage bestaat uit twee delen. In het eerste deel behandelen we de eerste twee vraagstellingen. Daartoe gaan we in hoofdstuk 3 in op de BR-relaties die van belang zijn geweest voor de totstandkoming van de WHO-richtlijnen. Hoe zien ze eruit, hoe zijn ze afgeleid en hoe verhouden ze zich met al bestaande BR-relaties. Onze bevindingen worden in hoofdstuk 4 besproken.

In het tweede deel van deze rapportage zijn we ingegaan op vraagstelling 3 en 4. Ten behoeve van het beantwoorden van deze vraagstellingen, hebben we een schatting gemaakt van de omvang van de ziektelast ten gevolge van de blootstelling aan geluid van weg-, rail- en vliegverkeer in Nederland. De resultaten van deze ziektelastberekeningen worden in hoofdstuk 5 en 6 gepresenteerd en zullen vervolgens in hoofdstuk 7 worden besproken. In hoofdstuk 2 beschrijven we echter eerst kort wat de WHO-richtlijnen voor omgevingslawaai zijn. We sluiten deze rapportage af met conclusies en enkele aanbevelingen met betrekking tot het gebruik van BR-relaties voor het schatten van het aantal mensen dat effecten van geluid ondervindt in Nederland.

2 Gezondheidskundige richtlijnen voor omgevingslawaai

In dit hoofdstuk leggen we uit wat de WHO-richtlijnen zijn.

- We laten zien dat in de WHO-richtlijnen gezondheidskundige advieswaarden te vinden zijn voor de blootstelling aan geluid van verschillende bronnen.
- Bij het vaststellen van de gezondheidskundige advieswaarden is gebruikgemaakt van de nieuwste BR-relaties. Deze zijn afgeleid als onderdeel van '*evidence reviews*'.
- '*Evidence reviews*' geven de laatste stand van zaken op het gebied van geluid en gezondheid op een systematische manier weer.

2.1 Wat zijn gezondheidskundige richtlijnen voor omgevingslawaai?

De WHO heeft haar nieuwe richtlijnen beschreven in het document '*Environmental Noise Guidelines for the European Region*' [1]. In dit document presenteert de WHO voor verschillende bronnen van omgevingsgeluid gezondheidskundige advieswaarden en aanbevelingen. Deze zijn gericht op de bescherming van de gezondheid tegen de negatieve effecten van omgevingslawaai. De WHO-richtlijnen zijn bedoeld om beleidsmakers en andere (lokale) professionals (bijvoorbeeld onderzoekers en adviseurs) te ondersteunen bij het maken van regels, beleid of advies op het gebied van geluid en gezondheid. Het is een hulpmiddel om te stimuleren dat gezondheid beter wordt meegenomen in het geluidbeleid. Het zijn geen normen of wettelijke waarden.

De WHO-richtlijnen zijn ontwikkeld door het *Regional Office for Europe* van de WHO, en zijn geldig voor de Europese regio. Het *WHO Regional Office for Europe* omvat momenteel 53 Lidstaten.

In de WHO-richtlijnen worden voor verschillende bronnen van omgevingslawaai gezondheidskundige advieswaarden (de zogenoemde '*noise guideline values*') gepresenteerd. Een gezondheidskundige advieswaarde wordt in de WHO-richtlijnen aangeduid als het '*noise exposure level above which the Guideline Development Group (GDG)*[1] *is confident that there is an increased risk of adverse health effects*'. Het gaat om jaargemiddelde geluidsniveaus, uitgedrukt in L_{den} of L_{night}. Het zijn buitenniveaus, geldig voor de hoogst belaste gevel. Bij het vaststellen van de gezondheidskundige advieswaarden is gebruikgemaakt van de nieuwste BR-relaties. Deze zijn gebaseerd op verschillende internationale studies en afgeleid als onderdeel van zogenoemde '*evidence reviews*'.

De WHO heeft de afgeleide gezondheidskundige advieswaarden verwerkt in aanbevelingen: (i) aanbevelingen waarin de WHO adviseert het geluidsniveau vanwege de desbetreffende bron te reduceren tot de voorgestelde gezondheidskundige advieswaarde; (ii) om de gezondheid optimaal te beschermen, wordt door de WHO aangeraden de

[1] Bij de ontwikkeling van de richtlijnen zijn verschillende groepen betrokken met elk hun eigen rol. De *Guideline Development Group* (GDG) was verantwoordelijk voor het afleiden van de aanbevelingen die zijn opgenomen in het WHO-richtlijnendocument. Deze aanbevelingen moeten *evidence-based* zijn; ze zijn onder meer gebaseerd op de uitkomsten van de '*evidence reviews*'.

geluidsbelasting door middel van passende maatregelen te verlagen tot het niveau van de gezondheidskundige advieswaarden. Om tot haar aanbevelingen te komen, heeft de WHO verschillende overwegingen gemaakt. In Tabel 1 wordt het uiteindelijke resultaat voor geluid van weg-, rail- en vliegverkeer weergegeven.

Het afleiden en opstellen van de nieuwe richtlijnen (inclusief de gezondheidskundige advieswaarden en bijbehorende aanbevelingen) is verlopen volgens de regels van het '*WHO Handbook for Guideline Development*' [13]. In dit handboek beschrijft de WHO niet alleen welke stappen er allemaal gevolgd moeten worden bij het maken van een nieuwe gezondheidskundige richtlijn, maar geeft ze ook aan welke partijen en stakeholders bij welke stappen moeten worden betrokken, en hoe het beschikbare onderzoeksmateriaal moet worden ingezet. Het opstellen van de WHO-richtlijnen is een langdurig proces geweest. In het RIVM-rapport waarin de vragen van de Motie Schonis worden onderzocht [10], wordt uitgebreid ingegaan op het waarom van de nieuwe richtlijnen en de beschrijving van de belangrijkste stappen.

2.2 De '*evidence reviews*'

Volgens het WHO-handboek [13] moesten de richtlijnen in elk geval zijn gebaseerd op de laatste stand van zaken op het gebied van geluid en gezondheid. In opdracht van de WHO is daarom door experts (aangeduid als het '*Systematic Review Team*') voor een aantal door de WHO geselecteerde gezondheidseindpunten het bestaande bewijs, systematisch beoordeeld. Het resultaat is samengevat in zogenoemde '*evidence reviews*'. In totaal zijn er zeven '*evidence reviews*' uitgevoerd met de volgende onderwerpen:

- hinder;
- effecten op slaap;
- effecten op leerprestaties en mentale gezondheid;
- effecten op het ongeboren kind;
- effecten op het cardiovasculaire en metabole systeem;
- effecten op het gehoor;
- effecten van interventies.

De resultaten van de '*evidence reviews*' zijn gepubliceerd in een speciale uitgave van het *International Journal of Environmental Research and Public Health*[2]. Verdere achtergronden en meer uitgebreide resultaten van de '*evidence review*' over effecten op het cardiovasculaire en metabole systeem zijn daarnaast ook nog eens gepubliceerd in een RIVM-rapportage [14].
Als onderdeel van de '*evidence reviews*' zijn voor verschillende gezondheidseindpunten BR-relaties afgeleid. Deze hebben een belangrijke rol gespeeld bij de totstandkoming van de gezondheidskundige advieswaarden.

[2] Deze speciale uitgave is terug te vinden via de volgende link: https://www.mdpi.com/journal/ijerph/special_issues/WHO_reviews

Tabel 1 De nieuwe gezondheidskundige advieswaarden voor geluid van weg-, vlieg- en railverkeer [1].

Geluidsbron	**Gezondheidskundige advieswaarde***	
	L_{den}	**L_{night}**
Wegverkeer	53 dB	45 dB
Treinverkeer	54 dB	44 dB
Vliegverkeer	45 dB	40 dB

*De voorgestelde gezondheidskundige advieswaarden betreffen jaargemiddelde buitenniveaus aan de hoogst belaste gevel uitgedrukt als L_{den} of L_{night}; Afkortingen: L_{den} = Level-Day-Evening-Night, L_{night} = Nachtelijk geluidsniveau

Deel I.

In het eerste deel van deze rapportage zijn we ingegaan op de volgende twee vraagstellingen:

- Hoe zien de BR-relaties voor de blootstelling aan geluid van weg-, rail- en vliegverkeer die zijn afgeleid als onderdeel van de totstandkoming van de WHO-richtlijnen eruit?
- Hoe verhouden deze BR-relaties zich tot de al bestaande (regionale, nationale en internationale) BR-relaties?

Daartoe zullen we in hoofdstuk 3 verschillende nationale en internationale BR-relaties voor verschillende gezondheidseindpunten die zijn afgeleid voor geluid van weg-, rail-, en vliegverkeer presenteren en met elkaar vergelijken. In hoofdstuk 4 zullen we onze bevindingen bespreken.

3 De blootstelling-respons-relaties afgeleid als onderdeel van de '*evidence reviews*'

Als onderdeel van de '*evidence reviews*' zijn voor verschillende gezondheidseindpunten (ernstige hinder, ernstige slaapverstoring en hart- en vaatziekten), BR-relaties afgeleid voor blootstelling aan geluid van weg-, rail- en vliegverkeer. In dit hoofdstuk zetten we deze BR-relaties op een rij. Daarbij zullen we specifiek naar de volgende elementen kijken:

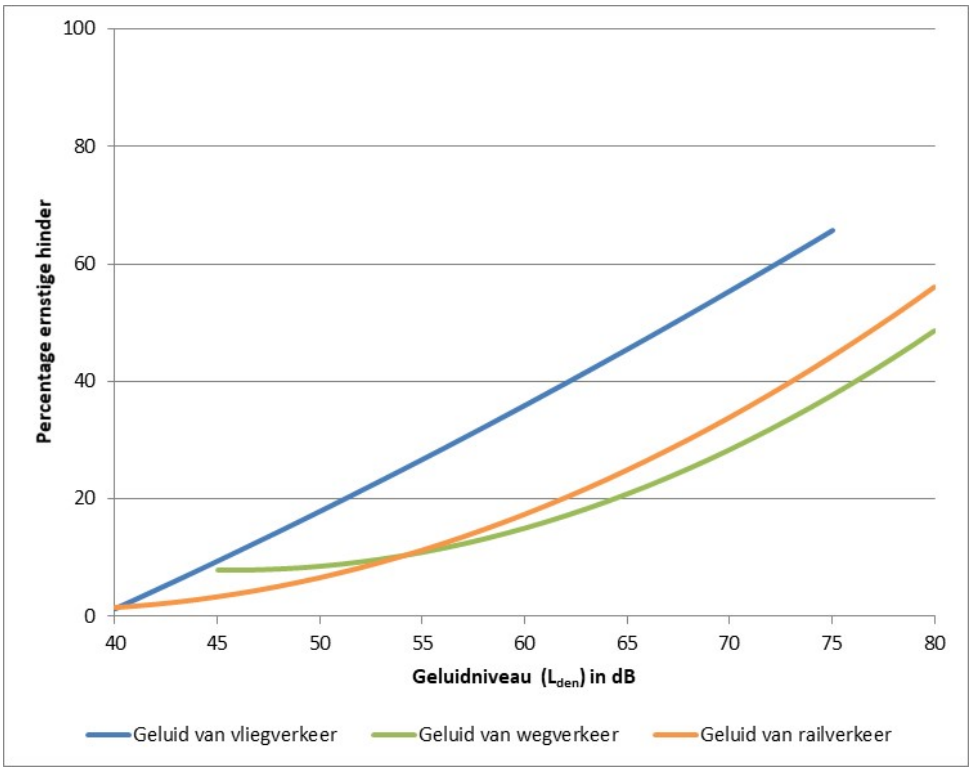
- Op welke manier zijn de BR-relaties afgeleid?
- Wat kunnen we zeggen over de vorm en de sterkte van de nieuwe BR-relaties?
- Hoe wijken ze af van andere (vaak bestaande) BR-relaties?

In dit hoofdstuk vatten we het resultaat van deze beoordeling samen. Verdere achtergronden zijn te vinden in de bijlagen voor ernstige hinder (bijlage 1), ernstige slaapverstoring (bijlage 2) en effecten op het cardiovasculaire en metabole systeem (bijlage 3).

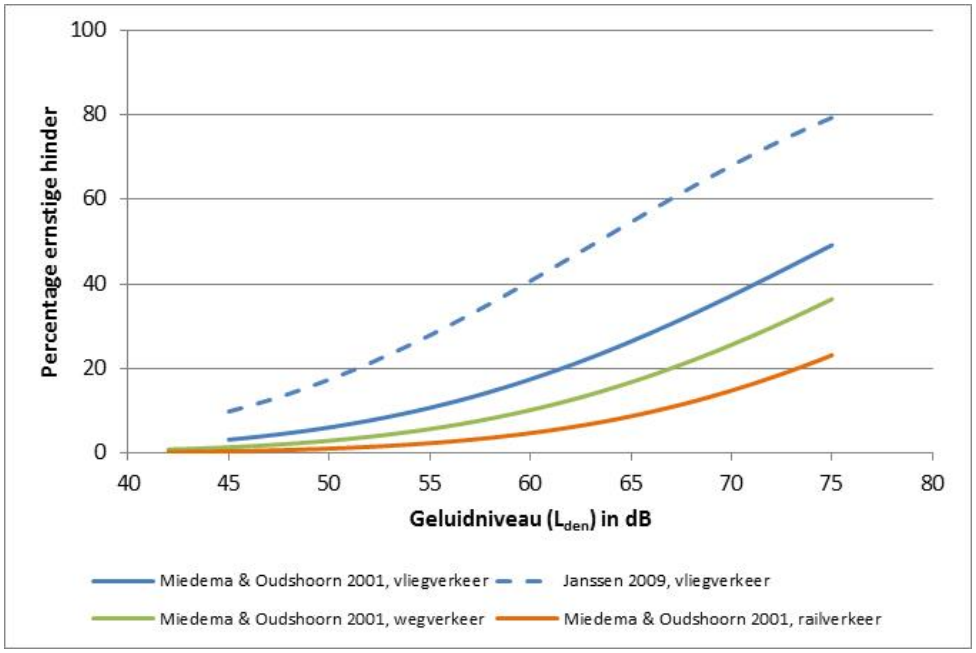
3.1 Ernstige hinder

3.1.1 Beschikbare blootstelling-respons-relaties op basis van onderzoeken uit verschillende landen

De nieuwste internationale BR-relaties die de associatie tussen bronnen van omgevingsgeluid en ernstige hinder beschrijven, zijn afgeleid als onderdeel van de '*evidence review*' over hinder die is uitgevoerd door Guski en collega's [2]. In hun review vergelijken Guski en collega's [2] de resultaten van 62 bestaande epidemiologische onderzoeken uit verschillende landen met elkaar. Waar mogelijk, hebben ze de resultaten van de onderzoeken met elkaar gecombineerd door middel van een meta-analyse. Door de resultaten van afzonderlijke onderzoeken op een kwantitatieve manier samen te vatten, hebben ze BR-relaties afgeleid voor de blootstelling aan geluid van weg-, vlieg- en railverkeer en ernstige hinder. Figuur 1 toont het verloop van deze BR-relaties. De formules waarmee deze BR-relaties beschreven kunnen worden en de kenmerken van de onderliggende onderzoeken zijn terug te vinden in bijlage 1.



Figuur 1 De relatie tussen geluid van weg-, vlieg- en railverkeer (L_{den}) en het percentage ernstige hinder, afgeleid door Guski et al. [2].



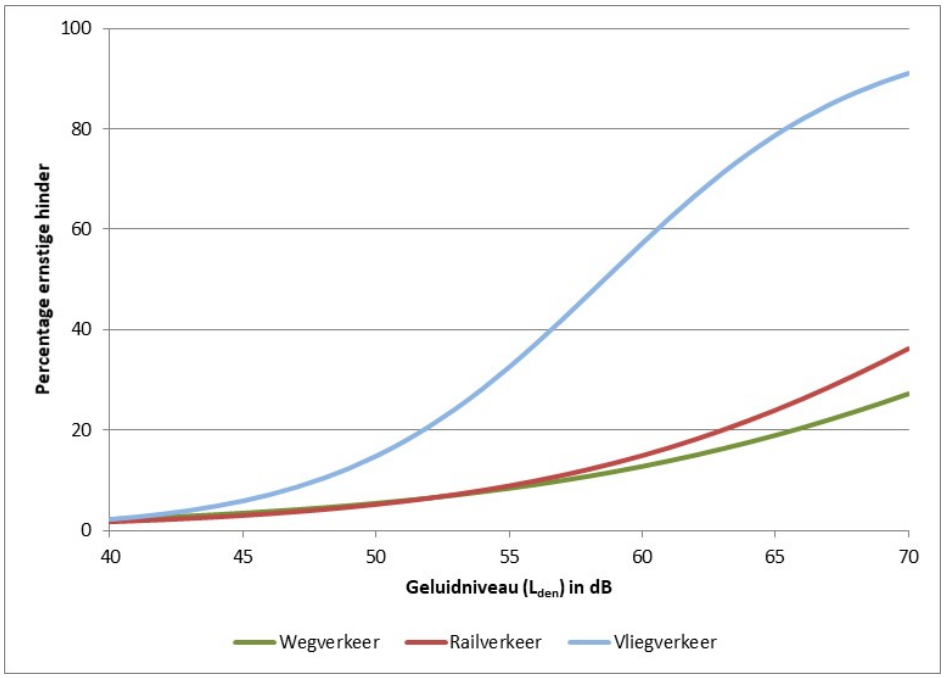
Figuur 2 De bestaande internationale BR-relaties voor de associatie tussen geluid van weg-, vlieg- en railverkeer (L_{den}) en het percentage ernstige hinder afgeleid door Miedema en Oudshoorn [15], en Janssen en Vos [16].

Eerder hebben andere onderzoekers [15, 16] al BR-relaties afgeleid voor de blootstelling aan geluid van weg-, vlieg- en railverkeer. Figuur 2

toont het verloop van deze BR-relaties. Net als de BR-relaties die waren afgeleid door Guski en collega's [2], zijn ook deze reeds bestaande BR-relaties gebaseerd op onderzoeken uit verschillende landen. Meer achtergronden over deze BR-relaties zijn terug te vinden in bijlage 1.

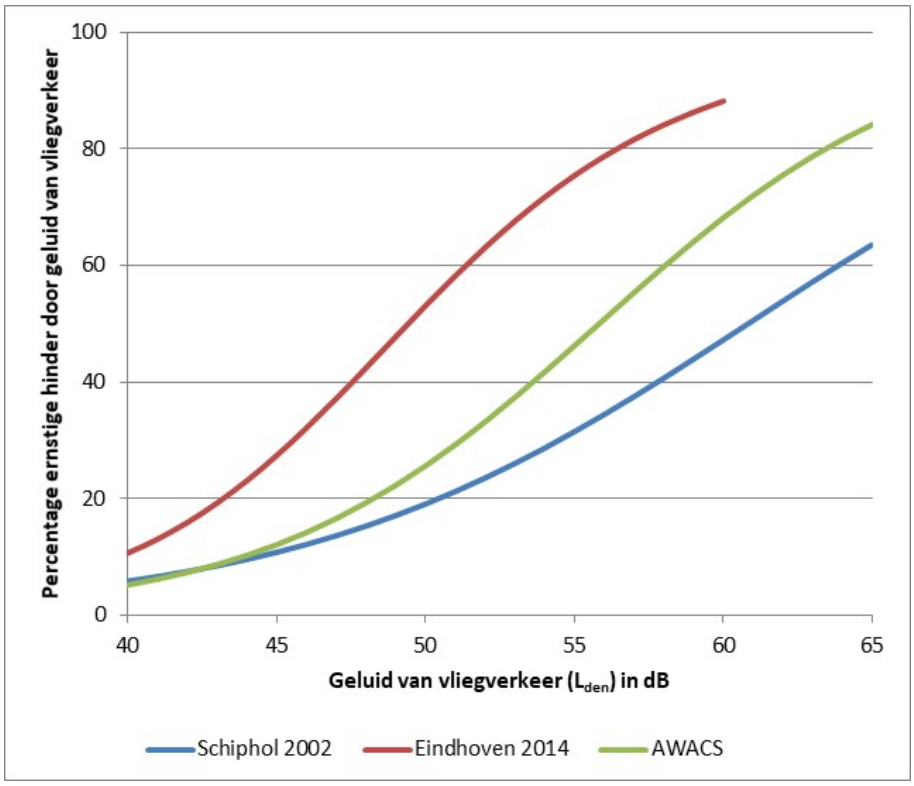
3.1.2 *Beschikbare blootstelling-respons-relaties op basis van Nederlandse onderzoeken*

Naast de BR-relaties die we in paragraaf 3.1.1 hebben beschreven, zijn er ook BR-relaties beschikbaar voor de associatie tussen geluid van vlieg-, weg- en railverkeer en ernstige hinder, die zijn gebaseerd op gegevens die zijn verzameld in Nederland. De recentste BR-relaties die zijn gebaseerd op gegevens verzameld in Nederland, zijn gebaseerd op gegevens van de GGD Gezondheidsmonitor uit 2016 [17-19]. De GGD Gezondheidsmonitor is een vierjaarlijks vragenlijstonderzoek naar de gezondheidstoestand van de Nederlandse bevolking. In de vragenlijst is de gestandaardiseerde vraag opgenomen over de ervaren geluidshinder door verschillende geluidsbronnen. De GGD Gezondheidsmonitor wordt voorgelegd aan drie leeftijdsgroepen: jongeren tot en met achttien jaar, volwassenen van negentien tot 64 jaar en senioren van 65 jaar en ouder. De vragenlijsten voor de drie groepen overlappen elkaar, maar bevatten ook specifieke vragen gericht op de leeftijdsgroep. Omdat er meerdere belangen zijn om onderwerpen in de vragenlijsten op te nemen, is de vraag over geluidshinder alleen in de volwassenenmonitor opgenomen. Voor het afleiden van de BR-relaties voor de associatie tussen geluid van vlieg-, weg- en railverkeer en ernstige hinder hebben we dan ook alleen gebruik kunnen maken van de data van de volwassenenmonitor. Figuur 3 toont hoe deze BR-relaties eruitzien. De formules waarmee deze BR-relaties beschreven kunnen worden, zijn terug te vinden in bijlage 1.



Figuur 3 De relatie tussen geluid van weg-, vlieg- en railverkeer (L_{den}) en het percentage ernstige hinder, afgeleid op basis van data verzameld met behulp van de GGD Gezondheidsmonitor 2016 [17-19].

De BR-relaties die zijn afgeleid op basis van de gegevens van de GGD Gezondheidsmonitor zijn niet de enige relaties die zijn gebaseerd op Nederlandse gegevens. In de loop van de jaren zijn er rondom verschillende Nederlandse luchthavens van nationaal belang, diverse vragenlijstonderzoeken uitgevoerd. Het doel van deze onderzoeken was vaak om te meten hoe groot de omvang van het aantal (ernstig) gehinderden is rondom de desbetreffende luchthaven. Het gaat onder meer om onderzoeken rondom de luchthavens van Schiphol, Eindhoven en de militaire luchthaven Geilenkirchen [20-22]. Op basis van de data die rondom deze luchthavens zijn verzameld, zijn ook BR-relaties afgeleid. Deze BR-relaties worden weergegeven in Figuur 4. Meer informatie over BR-relaties rondom luchthavens in Nederland is terug te vinden in Breugelmans en collega's [19].

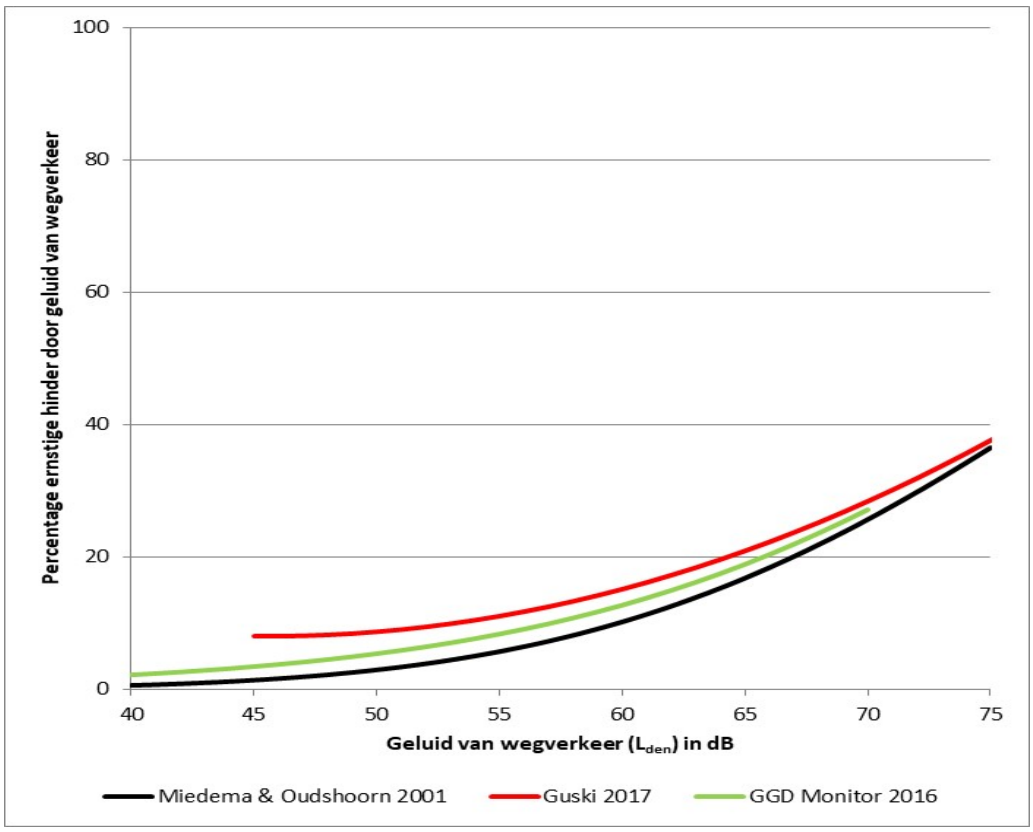


Figuur 4 De relatie tussen geluid van vliegverkeer en ernstige hinder door geluid (L_{den}) van vliegverkeer rondom drie Nederlandse luchthavens van nationale betekenis [20-22].

'Regionale' BR-relaties zoals in Figuur 4, worden vooral in het kader van Milieueffectrapportages (MER-rapportages) gebruikt om de effecten van nieuwe infrastructuur in te schatten. Voor Schiphol is zelfs formeel vastgelegd hoeveel gehinderden per jaar deze luchthaven mag veroorzaken op basis van een BR-relatie uit 2002 die is afgeleid van data verzameld rondom de luchthaven Schiphol [21].

3.1.3 *Vergelijking van de blootstelling-respons-relaties voor ernstige hinder door wegverkeer*

De BR-relatie voor geluid van wegverkeer en ernstige hinder van Guski en collega's [23] is gebaseerd op de resultaten van 25 onderzoeken. Deze BR-relatie ligt wat hoger dan de al bestaande BR-relatie van Miedema en Oudshoorn [15] (zie ook Figuur 5). Laatstgenoemde is gebaseerd was op een groot aantal internationale onderzoeken uit de periode 1965-1994. De BR-relatie die is gebaseerd op data verzameld met behulp van de GGD Gezondheidsmonitor uit 2016, wijkt niet veel af van de BR-relaties voor wegverkeer die zijn afgeleid door Miedema en Oudshoorn [15] en Guski en collega's [2].



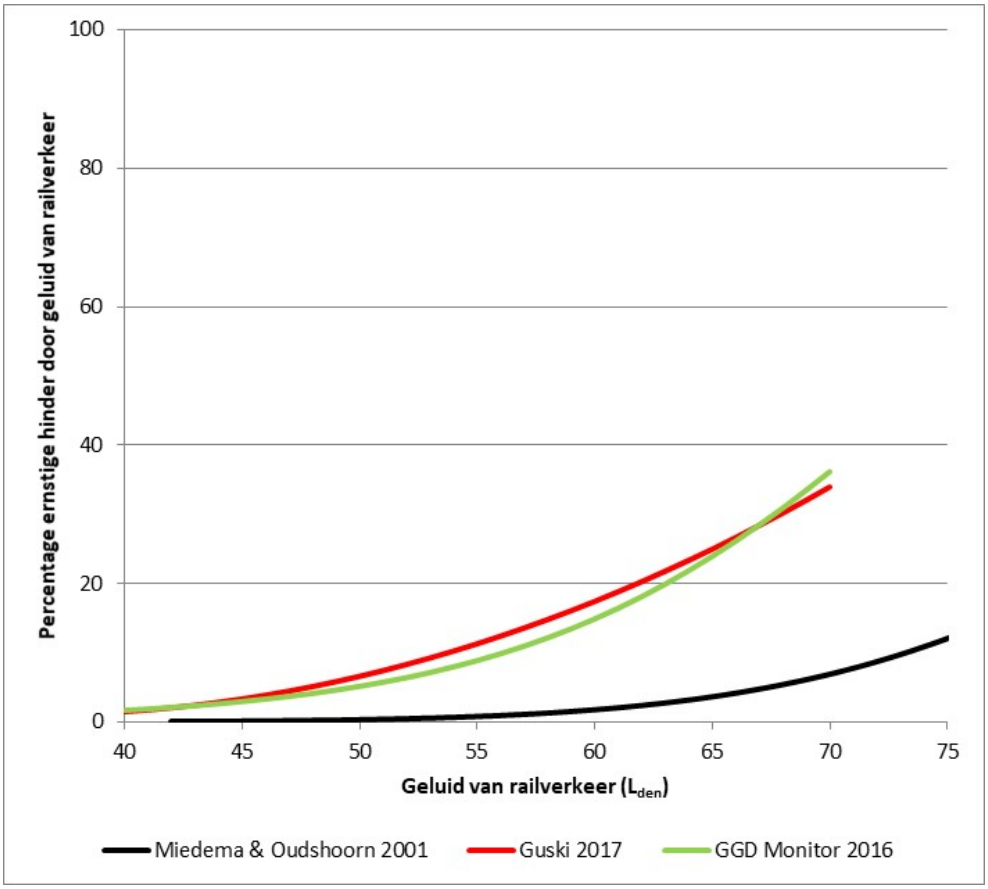
Figuur 5 Overzicht van de internationale en nationale BR-relaties tussen geluid van wegverkeer (L_{den}) en ernstige hinder [2, 15]. De nationale BR-relatie is ten behoeve van deze rapportage afgeleid en is gebaseerd op gegevens verzameld met behulp van de GGD Gezondheidsmonitor uit 2016.

3.1.4 *Vergelijking van de blootstelling-respons-relaties voor ernstige hinder door railverkeer*

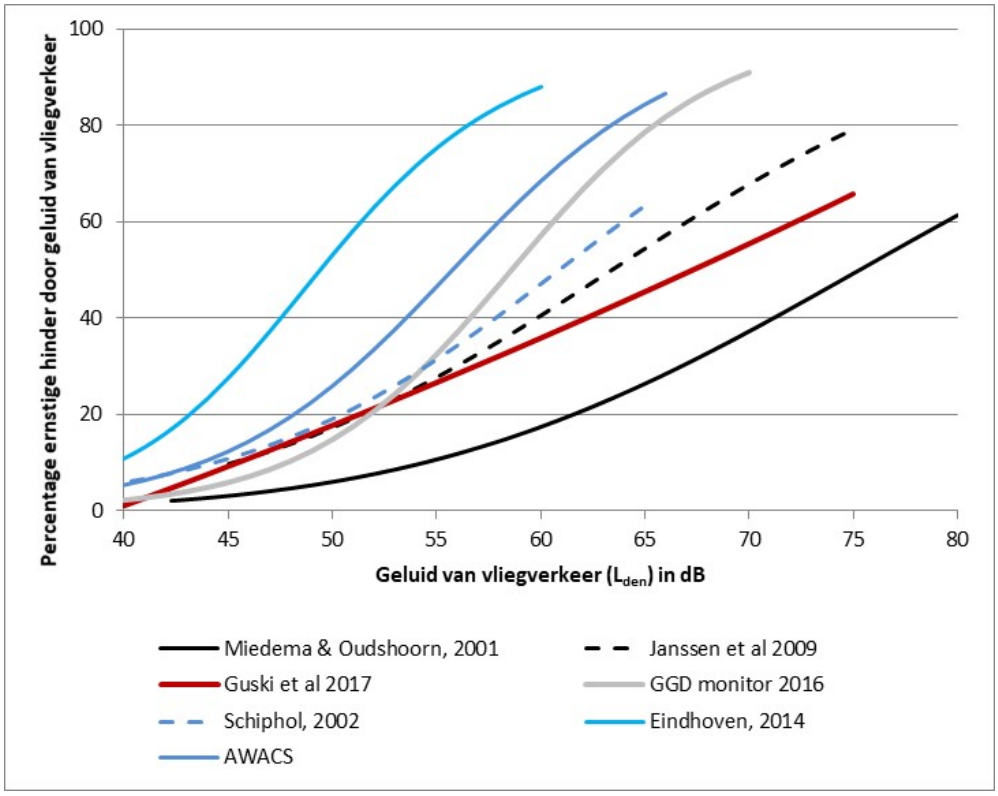
De BR-relatie voor railverkeer en ernstige hinder die door Guski en collega's [2] is afgeleid, is gebaseerd op negen onderzoeken gepubliceerd in de periode 1997-2010. Deze BR-relatie verloopt steiler dan de al bestaande BR-relatie van Miedema en Oudshoorn [15]. Laatstgenoemde is gebaseerd op acht internationale onderzoeken (zie ook Figuur 6). De BR-relatie afgeleid op basis van data afkomstig van de GGD Gezondheidsmonitor uit 2016, is vergelijkbaar met de BR-relatie afgeleid door Guski en collega's [2].

3.1.5 *Vergelijking van de blootstelling-respons-relaties voor ernstige hinder door vliegverkeer*

De BR-relatie voor geluid van vliegverkeer en ernstige hinder die is afgeleid door Guski en collega's [2] ligt hoger dan de BR-relatie van Miedema en Oudshoorn [15] (zie ook Figuur 8). Tussen 40 en ~53 dB (L_{den}) verloopt de BR-relatie van Guski en collega's [2] op een vergelijkbaar hoge en steile manier als de BR-relatie afgeleid door Janssen en Vos [16]; vanaf circa 53 dB (L_{den}) verloopt de door Guski en collega's [2] afgeleide BR-relatie echter minder steil dan die van Janssen en Vos [16]. Net als de BR-relatie van Miedema en Oudshoorn [15], was ook de BR-relatie van Janssen en Vos [16] gebaseerd op verschillende internationale onderzoeken; de deelnemende studies die door Janssen en Vos [16] waren gebruikt, zijn echter van recentere datum dan de onderzoeken die zijn opgenomen in de BR-relatie van Miedema en Oudshoorn [15].



Figuur 6 Overzicht van de internationale en nationale BR-relaties tussen geluid van railverkeer (L_{den}) en ernstige hinder [2, 15]. De nationale BR-relatie is ten behoeve van deze rapportage afgeleid en is gebaseerd op gegevens verzameld met behulp van de GGD Gezondheidsmonitor uit 2016.



Figuur 7 De relatie tussen geluid van vliegverkeer en ernstige hinder, afgeleid op basis van internationale, nationale en regionale data [2, 15, 16, 19-22]. De nationale BR-relatie is ten behoeve van deze rapportage afgeleid en is gebaseerd op gegevens verzameld met behulp van de GGD Gezondheidsmonitor uit 2016.

De BR-relaties afgeleid op basis van data verzameld rondom de luchthaven van Eindhoven [20] en de militaire luchtbasis van Geilenkirchen [22], liggen hoger dan de BR-relatie van Guski en collega's [2]. De BR-relatie afgeleid op basis van data uit 2002 rondom de luchthaven Schiphol [21], verloopt tot ongeveer 52 dB (L_{den}) zeer vergelijkbaar met de BR-relaties afgeleid door Janssen en Vos [16], en Guski en collega's [2]. Vanaf ongeveer 52-53 dB (L_{den}) verloopt de BR-relatie afgeleid op basis van data rondom de luchthaven Schiphol wat steiler dan de andere twee genoemde BR-relaties.

3.1.6 Vergelijking van de blootstelling-respons-relaties tussen de geluidsbronnen

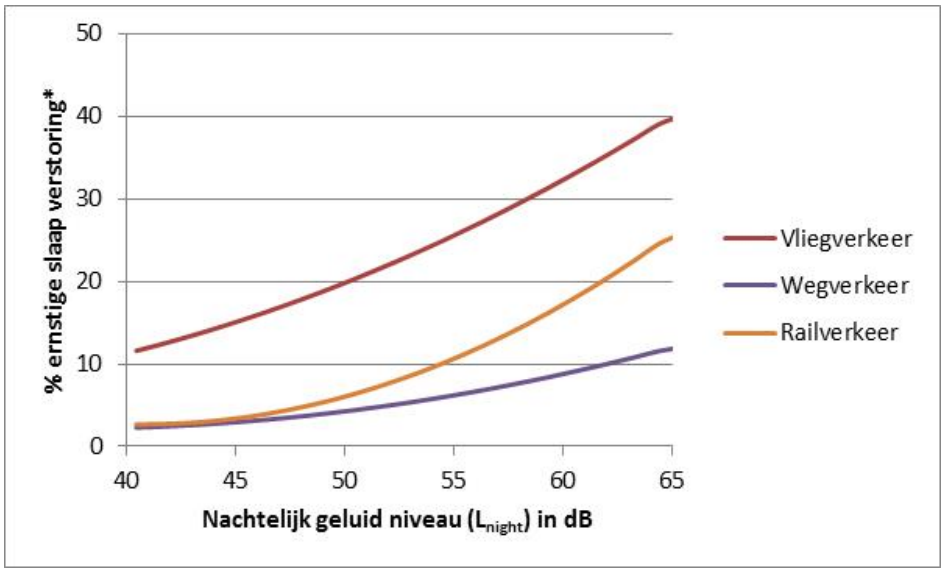
De BR-relatie tussen geluid van railverkeer en ernstige hinder afgeleid door Guski en collega's [2] verloopt nu vergelijkbaar of zelfs steiler dan de BR-relatie die deze onderzoekers hebben afgeleid voor geluid van wegverkeer. Dit beeld wordt ook bevestigd wanneer we kijken naar de BR-relaties die zijn afgeleid op basis van data verzameld met behulp van de GGD Gezondheidsmonitor uit 2016. 'Vroeger' was dit anders. Toen verliep de BR-relatie tussen geluid van wegverkeer en ernstige hinder steiler dan die voor railverkeer (zie ook Figuur 2).
Voor geluid van vliegverkeer verandert het beeld niet. Nog steeds verloopt de BR-relatie tussen geluid van vliegverkeer en ernstige hinder het steilst van de drie bronnen. Dit wordt ook nog eens bevestigd

wanneer we de BR-relaties met elkaar vergelijken die zijn afgeleid op basis van data van de GGD Gezondheidsmonitor uit 2016 [19].

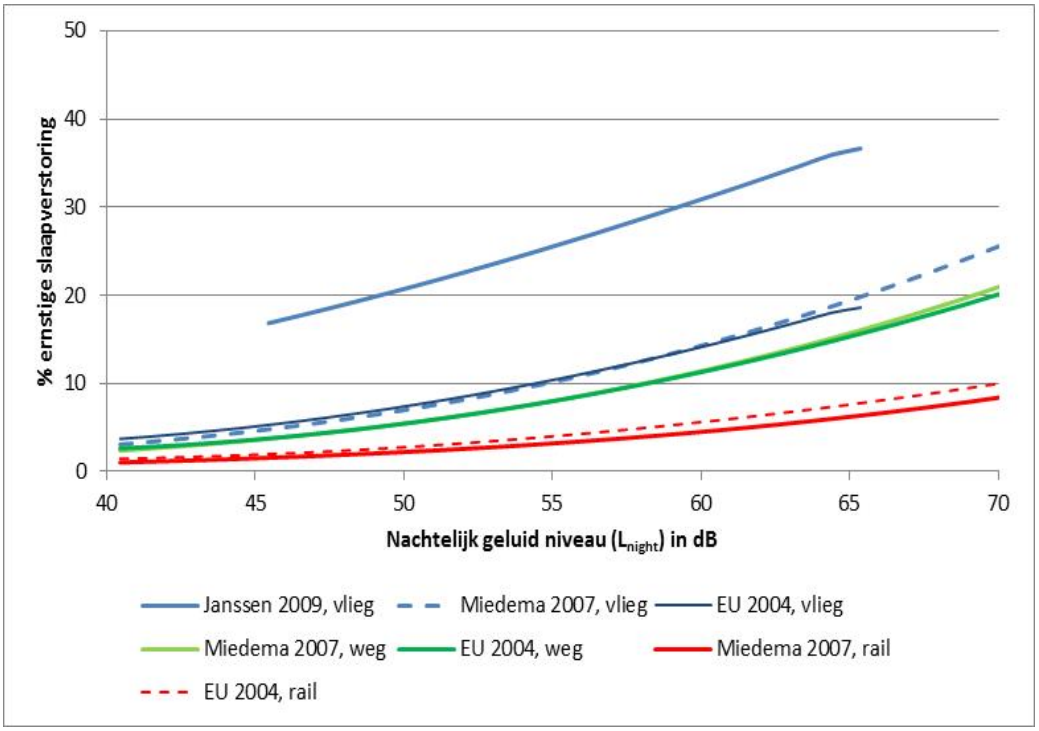
3.2 Ernstige slaapverstoring

3.2.1 Beschikbare blootstelling-respons-relaties op basis van onderzoeken uit verschillende landen

Op basis van de resultaten van in totaal achttien onderzoeken uit Europa en Azië, hebben Basner en McGuire [3] BR-relaties afgeleid voor de associatie tussen de blootstelling aan nachtelijk geluid van vlieg-, weg- en railverkeer en ernstige slaapverstoring (zie ook Figuur 8). Slaapverstoring werd ten behoeve van deze BR-relaties vastgesteld door vragen over moeilijkheden met inslapen, of wakker worden, of verstoring van de slaap.
Eerder hebben andere onderzoekers [16, 24-26] voor de blootstelling aan nachtelijk geluid veroorzaakt door weg-, rail-, en vliegverkeer al BR-relaties afgeleid. Net als bij Basner en McGuire [3] waren deze BR-relaties gebaseerd op de resultaten van onderzoeken die waren uitgevoerd in verschillende landen. Figuur 9 toont het verloop van deze relaties.



Figuur 8 De relatie tussen nachtelijk geluid (L_{night}) en het percentage ernstige slaapverstoring door nachtelijk geluid, afgeleid door Basner en McGuire [3]. Slaapverstoring is vastgesteld door vragen over moeilijkheden met inslapen of wakker worden of verstoring van de nachtrust.

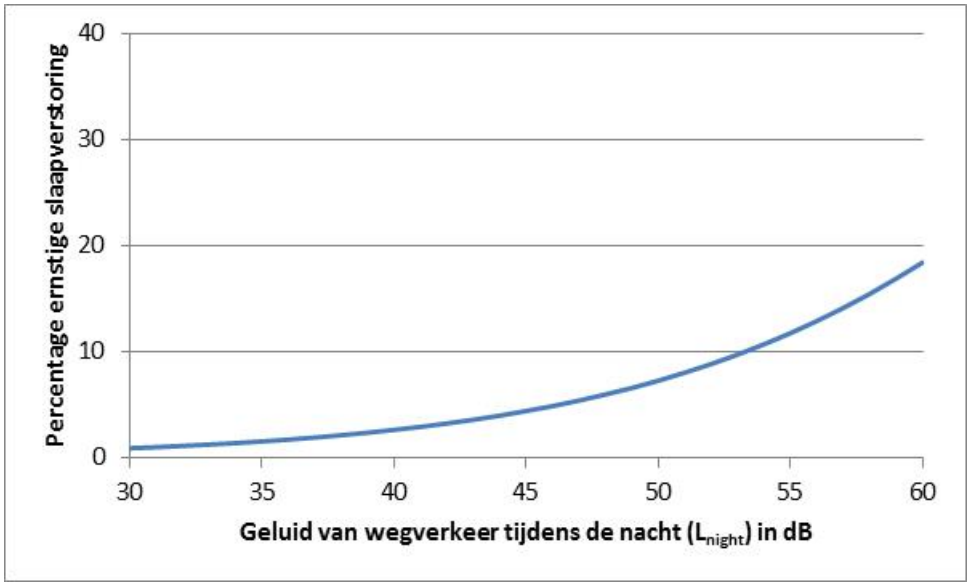


Figuur 9 Bestaande BR-relaties tussen nachtelijk geluid van vlieg-, weg- en railverkeer (L_{night}) en het percentage ernstige slaapverstoring die zijn gebaseerd op de resultaten van onderzoeken uit verschillende landen [16, 24-26]. De BR-relaties die in de figuur worden aangeduid als 'EU 2004' zijn de BR-relaties afgeleid door Miedema [24, 25], aanbevolen voor gebruik in de Europese Geluidrichtlijn (END).

3.2.2 Beschikbare blootstelling-respons-relaties op basis van Nederlandse onderzoeken

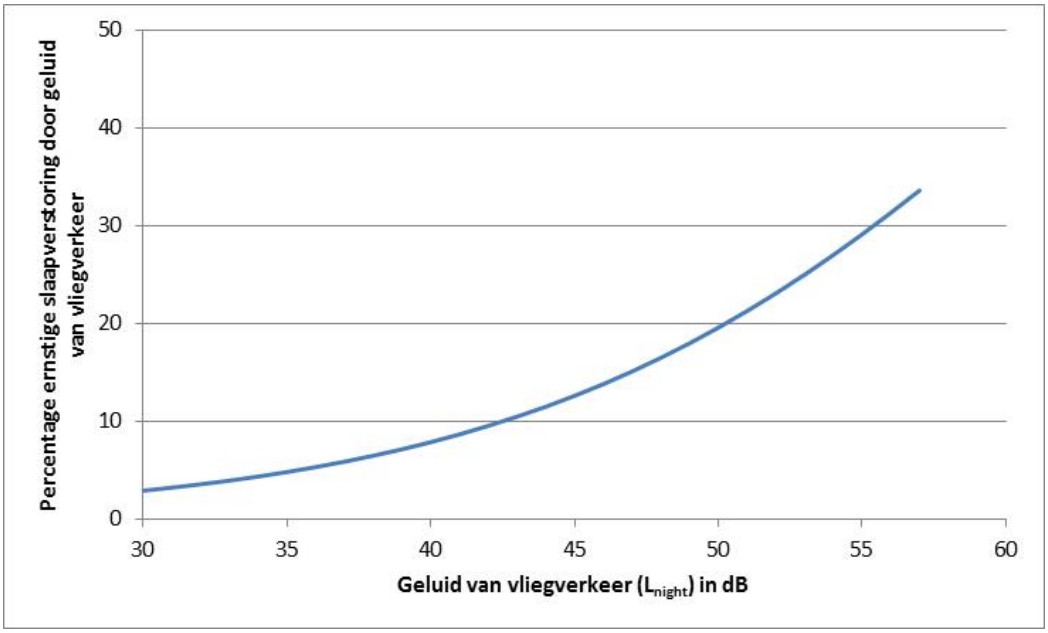
Er zijn ook BR-relaties beschikbaar die gebaseerd zijn op data die in Nederland zijn verzameld. Ten behoeve van deze rapportage is op basis van de data die zijn verzameld tijdens de Zevende Inventarisatie Verstoringen (verder aangeduid als IV-7) [27] een BR-relatie afgeleid tussen nachtelijk geluid van wegverkeer en ernstige slaapverstoring. Deze relatie wordt weergegeven in Figuur 10. De Inventarisatie Verstoringen is een periodiek vragenlijstonderzoek dat wordt uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van IenW. Door middel van dit onderzoek wordt voor een groot aantal geluidsbronnen de omvang van de hinder en slaapverstoring voor heel Nederland in kaart gebracht. In het najaar van 2016 is de Zevende Inventarisatie Verstoringen onder 7.957 personen van zestien jaar en ouder uitgevoerd[3]. Deze gegevens zijn gebruikt om de BR-relatie tussen nachtelijk geluid van wegverkeer en ernstige slaapverstoring af te leiden.

[3] Sinds 2019 heeft de Inventarisatie Verstoringen een andere opzet. In samenwerking met het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS) wordt de enquête steeds doorlopend afgenomen.



Figuur 10 De relatie tussen nachtelijk geluid (L_{night}) van wegverkeer en het percentage ernstige slaapverstoring, afgeleid op basis van data verzameld met de Zevende Inventarisatie Verstoringen [27].

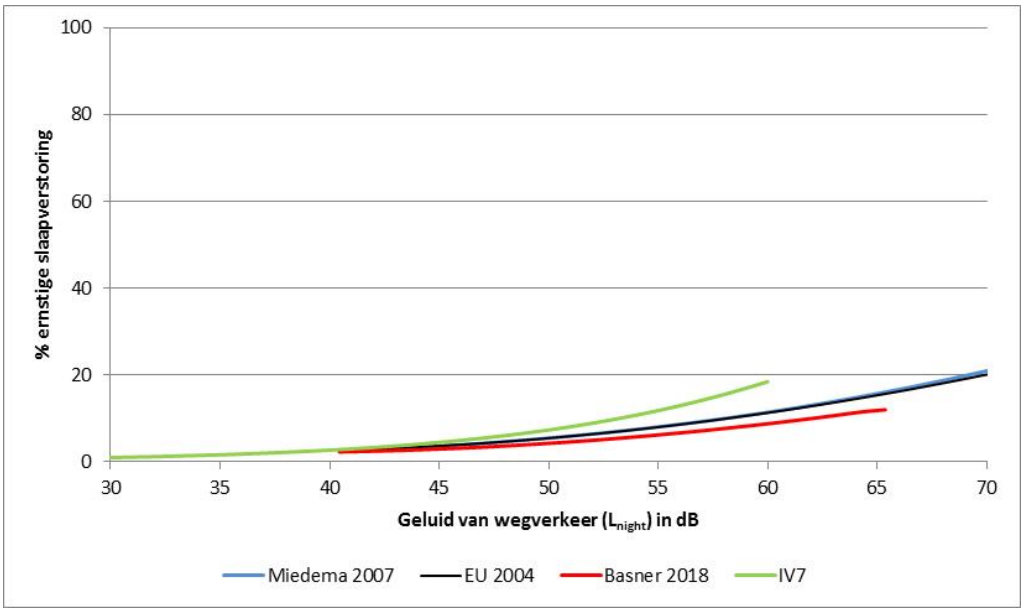
Hoewel in de Zevende Inventarisatie Verstoringen (IV-7) [27] ook slaapverstoring door nachtelijk geluid van vlieg- en railverkeer werd gemeten, was het niet mogelijk om op basis van deze data betrouwbare BR-relaties af te leiden.
In de loop van de tijd heeft het RIVM rondom de luchthaven Schiphol een aantal vragenlijstonderzoeken afgenomen van mensen die in de buurt van de luchthaven wonen. Als onderdeel van deze vragenlijsten is ook de mate van slaapverstoring gemeten. Op basis van data verzameld in 2002, heeft het RIVM destijds een BR-relatie afgeleid die de associatie tussen nachtelijk geluid van vliegverkeer en ernstige slaapverstoring beschrijft [21]. Deze BR-relatie wordt regelmatig toegepast in bijvoorbeeld milieueffectrapportages (MERs). Hij wordt weergegeven in Figuur 11.



Figuur 11 De relatie tussen geluid van vliegverkeer tijdens de nacht (L_{night}) en het percentage ernstige slaapverstoring gebaseerd op data verzameld rondom Schiphol in 2002 [21].

3.2.3 *Vergelijking van de blootstelling-respons-relaties voor ernstige slaapverstoring door nachtelijk geluid van wegverkeer*

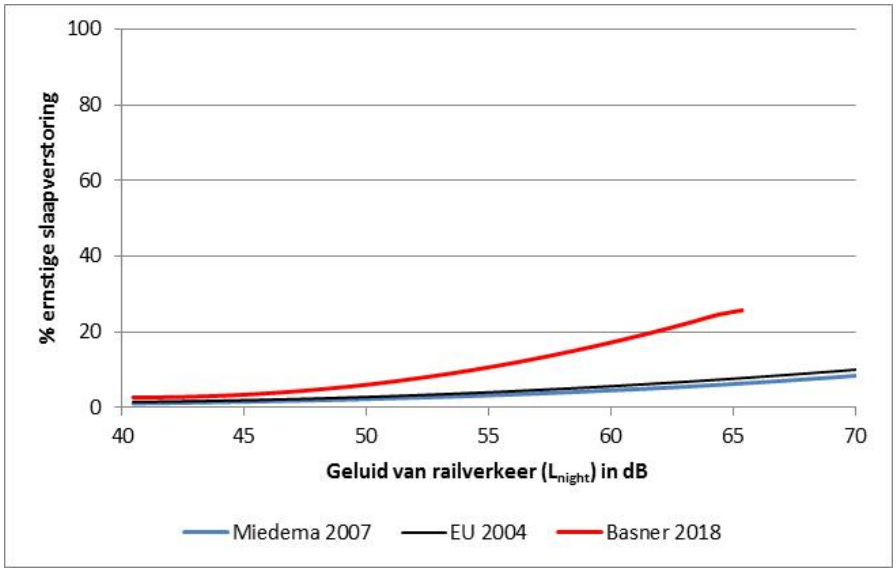
De BR-relatie voor nachtelijk geluid van wegverkeer en ernstige slaapverstoring die is afgeleid door Basner en McGuire [3], ligt wat lager dan de al bestaande BR-relaties voor ernstige slaapverstoring door nachtelijk geluid van wegverkeer die zijn afgeleid door Miedema [24, 26]. Net als de BR-relaties afgeleid door Miedema [24, 26], is ook de BR-relatie afgeleid door Basner en McGuire [3] gebaseerd op verschillende internationale onderzoeken. Uiteindelijk zijn de resultaten van twaalf onderzoeken met elkaar gecombineerd. De BR-relatie die is afgeleid op basis van IV-7 [27], verloopt nog wat steiler. Bovendien begint deze relatie bij lagere geluidsniveaus (zie ook Figuur 12).



Figuur 12 Overzicht van de bestaande nationale en internationale BR-relaties tussen nachtelijk geluid van wegverkeer (L_{night}) en het percentage ernstige slaapverstoring [3, 24, 26, 27].

3.2.4 *Vergelijking van de blootstelling-respons-relaties voor ernstige slaapverstoring door nachtelijk geluid van railverkeer*

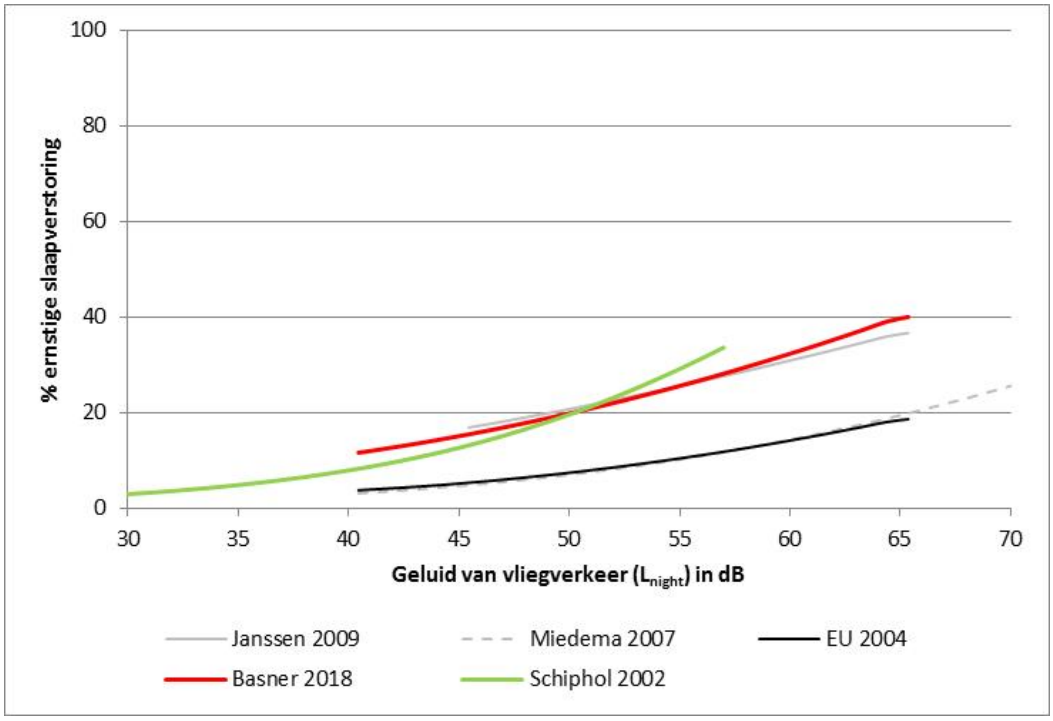
De door Basner en McGuire [3] afgeleide BR-relatie voor nachtelijk geluid van railverkeer en ernstige slaapverstoring, verloopt steiler dan de al bestaande BR-relaties die zijn afgeleid door Miedema [24, 26]. Voor het afleiden van hun BR-relatie hebben Basner en McGuire [3] de resultaten van vijf onderzoeken uit verschillende landen met elkaar gecombineerd. Vergelijking met een afgeleide BR-relatie op basis van Nederlandse data was helaas niet mogelijk.



Figuur 13 Overzicht van de bestaande relaties tussen nachtelijk geluid van railverkeer (L_{night}) en het percentage ernstige slaapverstoring [3, 24, 26].

3.2.5 *Vergelijking van de blootstelling-respons-relaties voor ernstige slaapverstoring door nachtelijk geluid van vliegverkeer*

De door Basner en McGuire [3] afgeleide BR-relatie voor nachtelijk geluid van vliegverkeer en ernstige slaapverstoring is vergelijkbaar met de BR-relatie afgeleid door Janssen en Vos [16], maar ligt hoger dan de BR-relaties afgeleid door Miedema [25, 26]. De door Basner en McGuire [3] afgeleide BR-relatie is bovendien tussen 40 en 50 dB (L_{night}) goed vergelijkbaar met de BR-relatie die in 2002 is afgeleid op basis van data verzameld rondom de luchthaven Schiphol [21]. De BR-relatie van Schiphol begint echter al bij lagere geluidsniveaus (vanaf 30 dB L_{night}).



Figuur 14 Overzicht van de bestaande internationale relaties tussen nachtelijk geluid van vliegverkeer (L_{night}) en het percentage ernstige slaapverstoring [3, 16, 21, 25, 26].

3.2.6 *Vergelijking van de blootstelling-respons-relaties tussen de geluidsbronnen*

Nog steeds verloopt de relatie tussen nachtelijk geluid van *vlieg*verkeer en ernstige slaapverstoring het steilst in vergelijking met de BR-relaties afgeleid voor nachtelijk geluid afkomstig van weg- en railverkeer. Voor *weg*- en *railverkeer* verandert het beeld. De relatie tussen nachtelijk geluid van railverkeer en ernstige slaapverstoring die is afgeleid door Basner en McGuire [3] verloopt steiler dan de BR-relatie die dezelfde onderzoekers hebben afgeleid voor wegverkeer (zie ook Figuur 8). Vroeger was dit laatste anders: toen leek er meer ernstige slaapverstoring bij nachtelijk geluid van wegverkeer dan bij railverkeer (zie ook Figuur 9).

3.3 Coronaire hartziekten

Coronaire hartziekten (ook wel ischemische hartziekten genoemd) is een groep van hart- en vaatziekten waartoe onder meer een hartinfarct of

angina pectoris behoren[4]. Van Kempen en collega's [4, 14] hebben 22 onderzoeken geëvalueerd die de relatie tussen geluid afkomstig van weg-, vlieg- en railverkeer en het risico op coronaire hartziekten (ICD-10: I20-25)[5] hebben onderzocht. In deze onderzoeken werd de relatie tussen het geluidsniveau en het effect uitgedrukt in de vorm van het Relatief Risico (RR). Het RR is de verhouding van het absolute risico op ziektegeval in een populatie met een zekere geluidsblootstelling (bijvoorbeeld het aantal gevallen van coronaire hartziekten per 1.000 mensen per jaar bij x dB) ten opzichte van het absolute risico in een populatie met een andere geluidsblootstelling. De grootte van het RR is mede afhankelijk van het verschil in geluidsblootstelling tussen beide populaties [29]. In hun '*evidence review*', hebben Van Kempen en collega's [4, 14] het RR per 10 dB (L_{den}) toename in geluidsniveau beschreven.

3.3.1 De resultaten van de 'evidence review'

Van Kempen en collega's [4, 14] vonden aanwijzingen dat *geluid van wegverkeer* was geassocieerd met een verhoogd risico op coronaire hartziekten. Zowel de prevalentie[6] als de incidentie van coronaire hartziekten bleken daarbij gemiddeld hoger te zijn bij hogere geluidsniveaus. De relatie met de *incidentie* van coronaire hartziekten is het best onderbouwd (meest robuust): Van Kempen en collega's [4, 14] hebben voor de relatie tussen geluid van wegverkeer en de incidentie van coronaire hartziekten een RR van 1,08 (95%Bthi: 1,01-1,15) per 10 dB (L_{den}) geschat. Dit RR baseerden de onderzoekers op de resultaten van een aantal cohort-en-patiënt-controle-onderzoeken met samen in totaal 67.224 deelnemers en 7.033 cases. Ze vonden ondersteunend bewijs in de verschillende dwarsdoorsnede-onderzoeken: op basis van de resultaten van acht dwarsdoorsnede-onderzoeken hebben de onderzoekers een RR geschat van 1,24 (95%Bthi: 1,08-1,42) per 10 dB (L_{den}).

Van Kempen en collega's [4, 14] vonden ook aanwijzingen voor een verhoging van het risico op coronaire hartziekten door *geluid van vliegverkeer*. De blootstelling aan *geluid van vliegverkeer* bleek te zijn geassocieerd met zowel *de prevalentie*, als *de incidentie* als *de sterfte* van coronaire hartziekten. Alleen de associatie tussen geluid van vliegverkeer en de incidentie van coronaire hartziekten was statistisch significant: Van Kempen en collega's [4, 14] hebben een BR-relatie afgeleid voor de relatie tussen *geluid van vliegverkeer* en de incidentie van coronaire hartziekten: RR = 1,09 (95%Bthi 1,04 – 1,15) per 10 dB (L_{den}). Deze relatie is gebaseerd op twee ecologische onderzoeken (met in totaal 9.619.082 deelnemers en 158.975 cases). De meeste onderzoeken waarin de effecten van geluid van vliegverkeer op het krijgen van coronaire hartziekten werden onderzocht, hadden een ecologisch of dwarsdoorsnede-design.

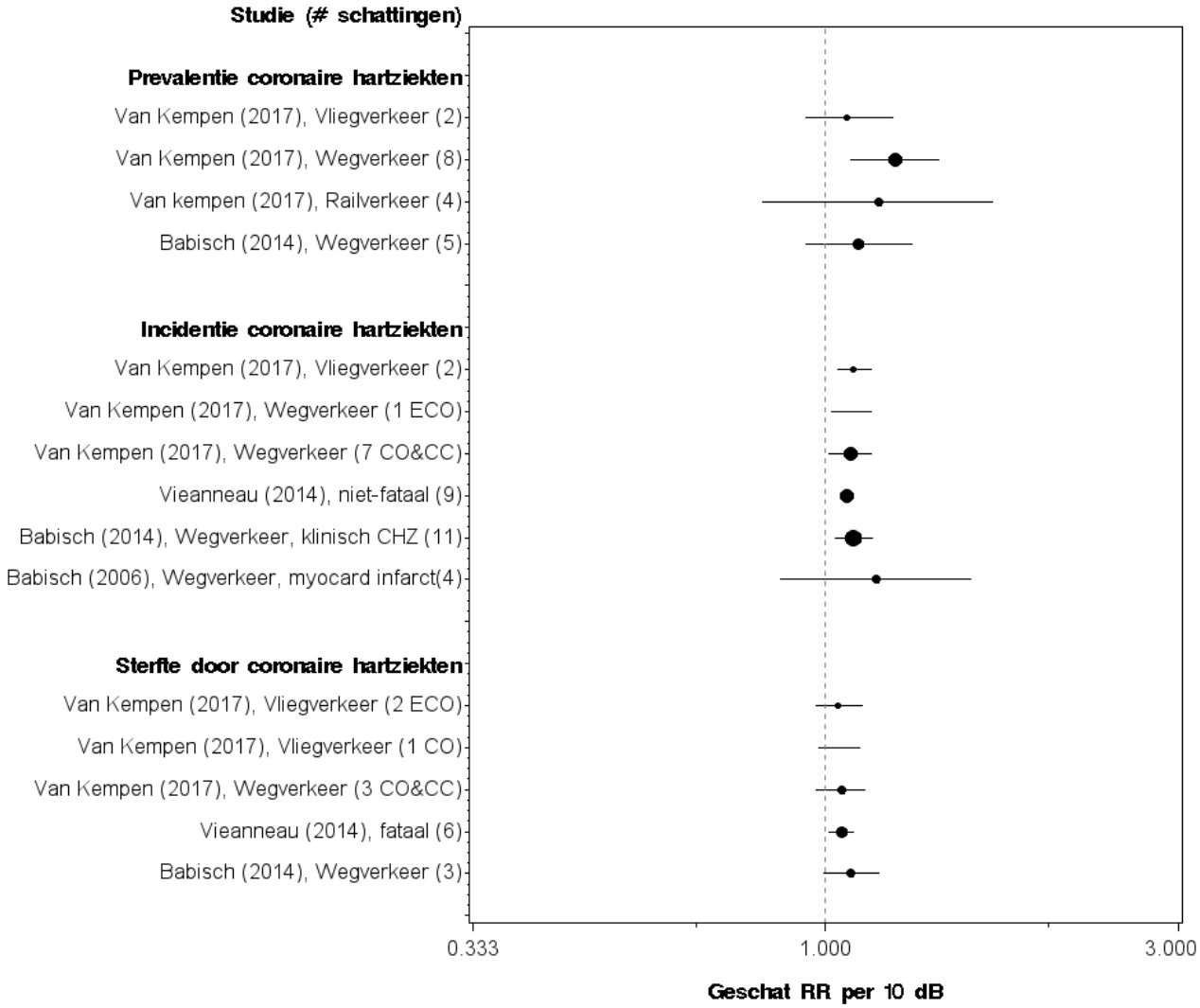
[4] Meer informatie over coronaire hartziekten en hun beloop is te vinden op de website van Volksgezondheidenzorg.info: https://www.volksgezondheidenzorg.info/onderwerp/coronaire-hartziekten.

[5] De *International Classification of Diseases* (ICD) ofwel de Internationale Statistische Classificatie van ziekten en met gezondheid verband houdende problemen van de WHO, verwijst naar de classificatie van ziekten en aandoeningen in hoofdgroepen. Momenteel vindt het coderen plaats volgens de richtlijnen van de tiende revisie (ICD-10) 28. World Health Organization, *ICD-10. International Statistical classification of diseases and related health problems, 10 th revision, Volume 2 Instruction manual*. 2010, WHO: Malta.

[6] De prevalentie is het aantal individuen dat op een bepaald moment de ziekte heeft ten opzichte van het totale aantal individuen. Niet te verwarren met de incidentie die de snelheid weergeeft waarmee de ziekte zich zal ontwikkelen. De incidentie is namelijk het aantal nieuwe gevallen van een ziekte in een tijdsperiode ten opzichte van het totale aantal bemeten individuen.

Voor *geluid van railverkeer* was slechts een aantal dwarsdoorsnede-onderzoeken beschikbaar die het risico op coronaire hartziekten onderzochten. Van Kempen en collega's [4, 14] vonden een verhoging van het risico op coronaire hartziekten. Deze verhoging was echter niet statistisch significant.

3.3.2 Vergelijking met eerdere meta-analyses



Figuur 15 Het relatieve risico (RR), het 95%-betrouwbaarheidsinterval voor de prevalentie, de incidentie en sterfte door coronaire hartziekten per 10 decibel verandering in de blootstelling aan geluid van weg-, rail- en vliegverkeer (uitgedrukt als L_{den}), zoals gerapporteerd door verschillende meta-analyses [4, 14, 30-32]. Tussen haakjes wordt het aantal schattingen en de studie-designs weergegeven waarop de RR gebaseerd is. Daarbij is ECO = ecologisch onderzoek, CO = Cohortonderzoek, CC = patiënt-controle-onderzoek.

In het verleden is al een aantal meta-analyses gepubliceerd die de effecten van geluid van weg- en vliegverkeer op het risico op coronaire hartziekten hebben onderzocht [30-35]. De resultaten van deze meta-analyses hebben we weergegeven in Figuur 15. Het beeld dat in de

review van Van Kempen en collega's [4, 14] wordt gevonden, wijkt niet af van wat in de eerdere meta-analyses is gevonden.

3.3.3 Vergelijking met nieuw gepubliceerde onderzoeken

Sinds het werk van de '*evidence review*' van Van Kempen en collega's [4, 14] is afgerond, hebben verschillende onderzoekers nieuwe onderzoeken gepubliceerd die de associatie tussen de blootstelling aan omgevingsgeluid en coronaire hartziekten hebben onderzocht. Ook heeft een aantal onderzoeken die door Van Kempen en collega's [4, 14] zijn meegenomen, nieuwe resultaten gepubliceerd. In het kader van de berekening van de ziektelast door milieufactoren voor de Volksgezondheid Toekomst Verkenningen (VTV) in 2018 hebben we een deel van deze nieuwe resultaten proberen te verwerken [36]. In Tabel 2 laten we zien in hoeverre de resultaten van een aantal van deze nieuwe onderzoeken [37-45] de resultaten van Van Kempen en collega's [4, 14] veranderen. Daaruit bleek het volgende:

- Het toevoegen van de nieuwe resultaten heeft de resultaten van Van Kempen en collega's [4, 14] niet sterk veranderd. Na aanvulling met de resultaten van de nieuwe onderzoeken wordt er nog steeds een positieve en statistisch significante associatie gevonden tussen geluid van wegverkeer en de incidentie van coronaire hartziekten.
- Na toevoeging van de nieuwe onderzoeksresultaten is ook de associatie tussen geluid van wegverkeer en sterfte door coronaire hartziekten statistisch significant.
- Na toevoeging van de nieuwe onderzoeksresultaten worden er positieve associaties gevonden tussen de blootstelling aan geluid van vliegverkeer en zowel de incidentie als de sterfte door coronaire hartziekten. Beide associaties waren echter niet statistisch significant.
- Ook na toevoeging van de resultaten van nieuwe onderzoeken, blijft het aantal onderzoeken dat de effecten van geluid van railverkeer onderzoekt, beperkt.
- De associaties tussen geluid van weg en verkeer en de incidentie en sterfte ten gevolge van coronaire hartziekten blijven statistisch significant, maar worden kleiner.

Let op:
Ten behoeve van Tabel 2 hebben we onderzoeken kunnen toevoegen die tot halverwege 2018 zijn gepubliceerd. Inmiddels weten we op basis van een nieuwe *search* dat nadien nog verschillende onderzoeken zijn verschenen [46].
Bij het toevoegen van de resultaten van nieuwe onderzoeken in Tabel 2 zijn de effecten van nieuwe dwarsdoorsnede-onderzoeken buiten beschouwing gelaten, aangezien de bewijskracht van deze onderzoeken relatief laag is.

Tabel 2 De associatie tussen geluid van weg-, vlieg- en railverkeer en coronaire hartziekten.

Soort eindpunt	Geluids-bron	RR (95%Bthi) per 10 dB (L_{den}) (n= aantal onderzoeken)	
		Van Kempen (2017)	**Aangevuld met nieuwe onderzoeken***
Incidentie	Vlieg	1,09 (1,04-1,15) (n=2)	1,05 (0,97-1,13) (n=4)
	Weg	1,08 (1,01-1,15) (n=7)	1,04 (1,01-1,07) (n=15)
	Rail	-	1,02 (1,01-1,09) (n=1)
Sterfte	Vlieg	1.04 (0,97-1,12) (n=2) 1,04 (0,99-1,12) (n=1)	1,02 (0,98-1,07) (n=4)
	Weg	1,05 (0,97-1,13) (n=3)	1,05 (1,02-1,09) (n= 7)
	Rail	-	1,03 (1,01-1,04) (n=2)

*Deze aanvulling is verricht in het kader van ziektelastberekeningen ten behoeve van de Volksgezondheid Toekomst Verkenningen 2018 [36]; Afkortingen: RR = Relatief Risico, 95%Bthi = 95%-betrouwbaarheidsinterval; n = aantal onderzoeken

3.3.4 Verschillen tussen de bronnen

Ten behoeve van het afleiden van gezondheidskundige waarden, wilde de WHO dat de auteurs van de verschillende '*evidence reviews*' zoveel mogelijk bron-specifieke BR-relaties probeerden af te leiden. Dit is ook gebeurd voor de effecten van geluid op het hartvaatstelsel (waaronder coronaire hartziekten). De verschillen tussen de schattingen voor vlieg-, weg- en railverkeer bleken echter klein te zijn (zie ook Tabel 2). Dit impliceert dat er ook net zo goed een RR per 10 dB had kunnen worden gepresenteerd voor de associatie tussen omgevingsgeluid en coronaire hartziekten.
Het voordeel van een dergelijke 'overall' schatting is dat de zeggingskracht (*power*) veel groter is dan bron-specifieke schattingen. Immers, ook na het toevoegen van nieuwe onderzoeken, blijft het aantal beschikbare onderzoeken voor vooral vlieg- en railverkeer klein. Bijvoorbeeld, de BR-relatie tussen geluid van vliegverkeer en de incidentie van coronaire hartziekten blijft (ook na aanvulling van nieuwe studieresultaten) gebaseerd op vier onderzoeken. De schatting voor railverkeer omvat slechts één onderzoek (zie ook Tabel 2).
Tenslotte kan een 'overall' schatting gemakkelijker worden toegepast ten behoeve van schattingen van de omvang van het aantal mensen dat negatieve effecten door geluid ondervindt.

In het kader van de berekening van de ziektelast door geluid ten behoeve van de VTV 2018 [36] hebben we voor coronaire hartziekten de resultaten van de onderzoeken van vlieg- en railverkeer, waar mogelijk, samengevoegd met de resultaten van de onderzoeken van wegverkeer. Dit leverde voor de associatie tussen omgevingsgeluid en de incidentie van coronaire hartziekten een RR op van 1,04 (95%Bthi: 1,00-1,09) per 10 dB (L_{den}), gebaseerd op negentien schattingen afkomstig van zestien onderzoeken. In totaal deden 11.110.515 deelnemers mee, en waren er

195.900 cases. In tegenstelling tot de '*evidence review*' uitgevoerd door Van Kempen en collega's [4, 14] zijn ten behoeve van deze nieuwe schatting de resultaten van acht cohortonderzoeken en vijf patiënt-controle-onderzoeken gecombineerd met de resultaten van drie ecologische onderzoeken.
Ook voor sterfte door coronaire hartziekten, hebben we in het kader van de VTV 2018, waar mogelijk, de resultaten van de onderzoeken van vliegverkeer samengevoegd met de resultaten van de onderzoeken van weg- en railverkeer. Dit levert een RR op van 1,05 (95%Bthi: 1,02-1,09) per 10 dB (L_{den}) gebaseerd op elf schattingen afkomstig van negen onderzoeken (11.319.445 deelnemers en 6.030.485 cases).

In hun '*evidence review*' hebben Van Kempen en collega's [4, 14] niet alleen het effect van de blootstelling aan geluid op coronaire hartziekten onderzocht. Ze hebben ook naar andere eindpunten gekeken: hypertensie of hoge bloeddruk, beroerte, diabetes en obesitas. Deze eindpunten bespreken we in bijlage 3.

4 Bespreking van de blootstelling-respons-relaties

4.1 Blootstelling-respons-relaties voor de blootstelling aan geluid en ernstige hinder en ernstige slaapverstoring

In hoofdstuk 3 hebben we gezien dat er als onderdeel van de '*evidence reviews*' uitgevoerd door Guski et al. [2] en Basner en McGuire [3] bron-specifieke BR-relaties zijn afgeleid voor de blootstelling aan geluid van weg-, rail- en vliegverkeer en respectievelijk ernstige hinder en ernstige slaapverstoring (zie ook Figuur 1 en 8). Deze nieuw afgeleide BR-relaties verschillen op onderdelen van andere internationale BR-relaties die waren afgeleid door Miedema en collega's [15, 24-26] en Janssen et al. [16]. Daarnaast zijn er verschillende BR-relaties beschikbaar die zijn afgeleid van data uit Nederland. Ook deze 'nationale' BR-relaties verschillen op onderdelen van de nieuw afgeleide BR-relaties van Guski et al. [2], en Basner en McGuire [3] en van elkaar. In de volgende paragrafen zullen we mogelijke oorzaken voor de waargenomen verschillen op een rij zetten en bespreken.

4.2 Blootstelling

Zowel Guski en collega's [2] als Basner en McGuire [3] hebben voor het afleiden van hun BR-relaties gebruik kunnen maken van de resultaten van recentere studies dan Miedema en collega's [15, 24-26] dat hebben kunnen doen bij het afleiden van hun BR-relaties. Dit brengt ook verschillen met zich mee tussen de studies zoals die tegenwoordig worden uitgevoerd en studies zoals die 'vroeger' werden uitgevoerd. Zo zouden verschillen in het schatten van de blootstelling tussen de studies mogelijk een verklaring zijn voor de verschillen die we in hoofdstuk 3 hebben gezien tussen de nieuwe BR-relaties en de bestaande internationale BR-relaties voor zowel ernstige hinder als ernstige slaapverstoring.

4.2.1 Schatting van de blootstelling

In de loop van de tijd zijn deze modellen steeds beter in staat om de blootstelling aan omgevingsgeluid op een laag schaalniveau te modelleren (bijvoorbeeld op adresniveau). Daardoor is de kans op misclassificatie van de blootstelling in de recentere studies kleiner geworden in vergelijking met de oudere studies. Ook het al dan niet meenemen van lagere geluidsniveaus kan uitmaken.
De manier van schatten van blootstelling aan geluid is in de loop van de jaren nogal veranderd. Tegenwoordig wordt daarbij overwegend gebruikgemaakt van geluidsmodellen, die in staat zijn om geluidsniveaus op het woonadres te schatten. Vroeger was dat anders: Toen werd vooral gebruikgemaakt van de resultaten van metingen. En werden de blootstellingsniveaus geschat voor wat grotere gebieden: bijvoorbeeld voor een straat of buurt en soms zelfs voor een hele stad. Het blootstellingsniveau dat voor een gebied werd vastgesteld, werd vervolgens aan alle deelnemers toegewezen die in dat gebied woonden. In de statistische analyse werden dan de verschillende blootstellingsgroepen met elkaar vergeleken. De resultaten van de oudere studies zijn daardoor vaak gevoeliger voor beslissingen over het cutoff punt om continue blootstellingsvariabelen te categoriseren (bijvoorbeeld, maak je nu een blootstellingsgroep met geluidsniveaus

van 45 tot 50 dB of van 47 tot 52 dB?), en de methode die gebruikt is om scores aan blootstellingscategorieën toe te wijzen.

4.2.2 De blootstellingsrange

De nationale en regionale BR-relaties beginnen in tegenstelling tot de BR-relaties gebaseerd op internationale studies vaak al bij wat lagere geluidsniveaus. Echter, de verschillende groepen onderzoekers [2, 3, 15, 16, 24-26] hebben bij het afleiden van de verschillende internationale BR-relaties voor zowel hinder als slaapverstoring aangegeven dat de data van deelnemers die waren blootgesteld aan lage geluidsniveaus niet zijn meegenomen in de analyse. Voor de BR-relaties voor hinder zijn deelnemers blootgesteld aan geluidsniveaus lager dan 45 dB L_{dn} of 40 dB L_{den} niet meegenomen in de analyses; voor de BR-relaties voor slaapverstoring zijn deelnemers blootgesteld aan geluidsniveaus lager dan 45 dB L_{night} niet meegenomen. In de nationale en lokale studies is dat niet gebeurd. Gebleken is dat modellen waarmee de geluidsbelasting kan worden berekend over het algemeen niet geschikt zijn om betrouwbare berekeningen te doen tot zeer lage geluidsbelastingwaarden. Dat komt doordat lage geluidsniveaus doorgaans op grotere afstanden van de geluidsbron optreden. Op grotere afstanden van de geluidsbron spelen onder meer meteorologische effecten een belangrijke rol in de geluidsvoortplanting, waardoor de representativiteit van de geluidsniveaus minder goed is. Volgens Smetsers et al. [47] is de kwaliteit van de berekeningen van dergelijke geluidsmodellen voldoende om in enquêtes of gezondheidskundig onderzoek te worden ingezet (bijvoorbeeld ten bate van het afleiden van een BR-relatie). Wel wordt opgemerkt dat het feit dat berekeningen van geluidsmodellen kunnen worden gebruikt ten behoeve van een BR-relatie, niets zegt over de kwaliteit van de berekening zelf.

4.2.3 De aard van het geluid

Naast de hierboven genoemde oorzaken, zijn er ook nog andere aan de blootstelling gerelateerde oorzaken aan te wijzen die de verschillen tussen de BR-relaties mogelijk zouden kunnen verklaren, zoals de verandering in de aard van het geluid.
In de loop van de jaren is de aard van het geluid van verkeersbronnen veranderd. Het geluidsniveau dat bijvoorbeeld door een vliegtuig wordt geproduceerd, is afgenomen; het aantal vliegbewegingen (*events*) is echter sterk toegenomen [48]. Voor treinen is iets vergelijkbaars aan de hand. Als onderdeel van haar bronbeleid, probeert de overheid steeds stillere treinen op het spoor te laten rijden. Hoewel dit goed lukt, is het aantal treinen dat over het spoor rijdt, de laatste jaren steeds meer toegenomen; vooral tijdens de nacht. Door geluid reducerende maatregelen tegen bijvoorbeeld wegverkeersgeluid (bijvoorbeeld stil wegdek, geluidsschermen of gevelisolatie) wordt laagfrequent geluid juist beter gehoord [49]. Dit kan weer van invloed zijn op de mate van hinder die door mensen wordt ervaren.

4.3 De meting van hinder en slaapverstoring

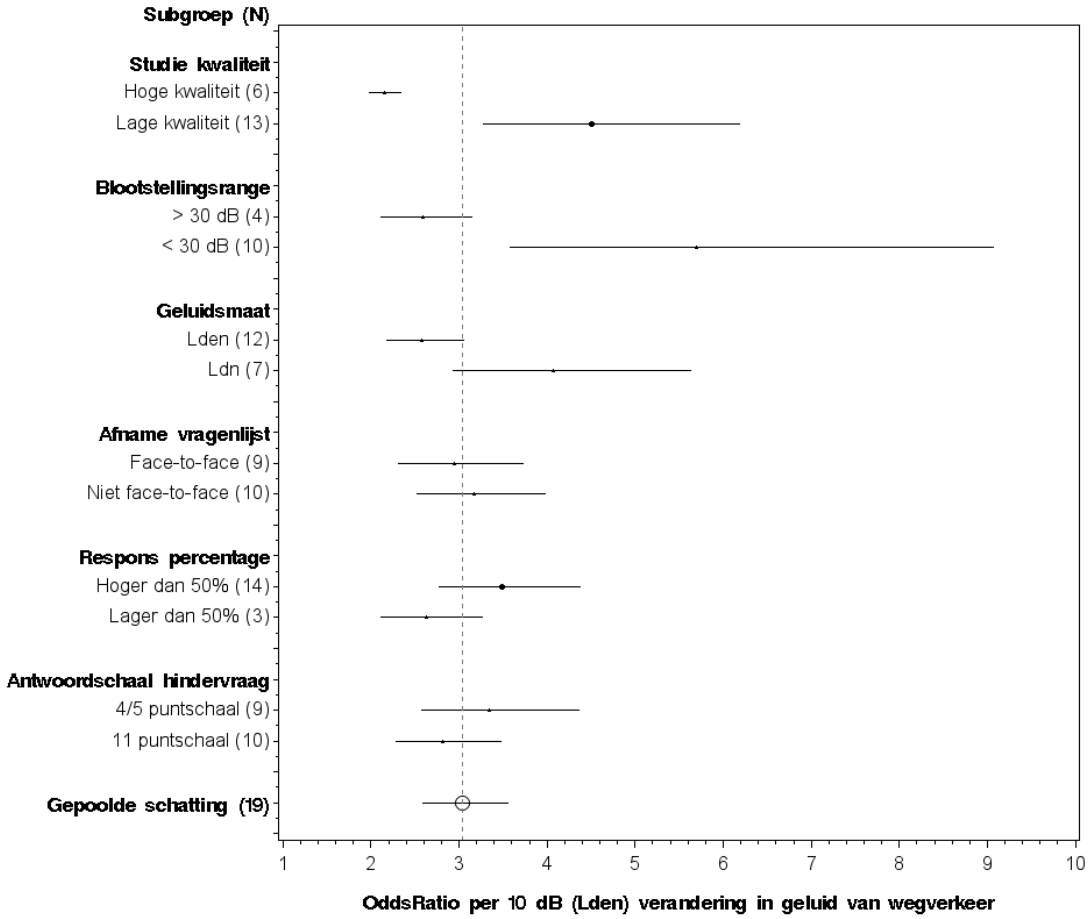
4.3.1 De meting van (ernstige) hinder

Een belangrijk verschil tussen de recentere en oudere studies komt doordat de manier van meten van hinder in de loop van de jaren is veranderd. In de loop van de tijd zijn steeds meer onderzoekers hinder

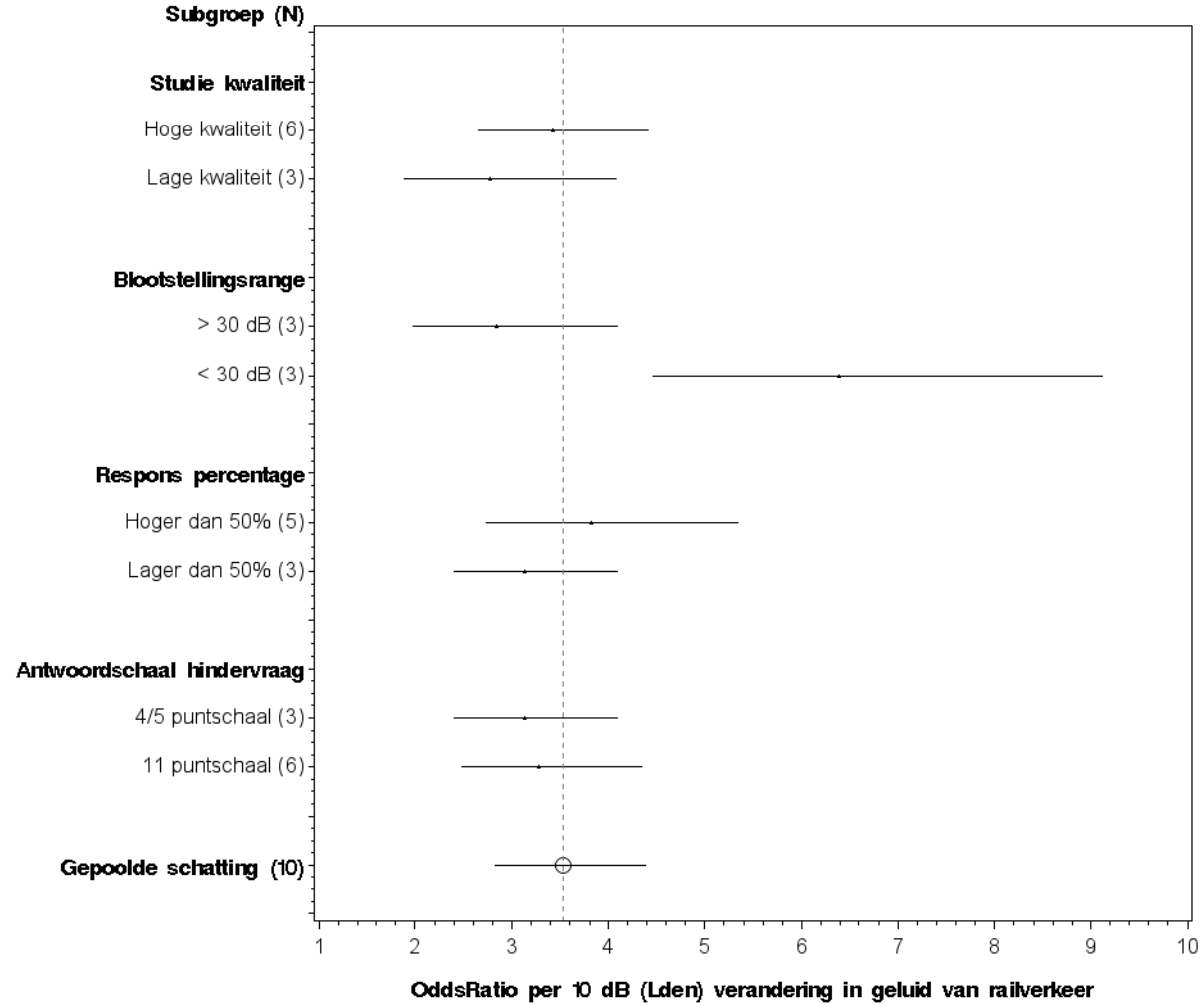
gaan meten met behulp van een gestandaardiseerde vraag. Bij een standaardvraag hoort ook een vaste manier voor het omrekenen van de individuele antwoorden naar een percentage (ernstig) gehinderden in de onderzoeksgroep. Onduidelijk is of en hoe de manier van het meten van hinder van invloed is op de uitkomst van een studie. Uit de analyses waarbij de invloed van de manier van meten van hinder op het resultaat van een studie is onderzocht, is tot nog toe geen eenduidig antwoord gekomen.

Tegenwoordig wordt de mate van hinder steeds vaker gemeten met behulp van de twee gestandaardiseerde vragen die zijn voorgesteld door het *International Committee for the Biological Effects of Noise* (ICBEN) en vastgelegd door de *International Standard Association* (ISO) [50, 51]. Behalve dat de bewoording tussen de vragen iets verschilt, wordt in de ene vraag gebruikgemaakt van vijf antwoordcategorieën, en in de andere vraag van elf antwoordcategorieën. Meestal gebruikt men een van beide vragen. Tot ongeveer halverwege de jaren negentig werd hinder voornamelijk gemeten met behulp van een 4- of 5-puntsschaal. In de onderliggende studies die Miedema en Oudshoorn [15] voor het afleiden van hun BR-relaties voor hinder gebruikten, werd door slechts een klein deel van de studies de ISO-vraag uit 2003 gebruikt.
De individuele antwoorden op de hindervraag worden ten behoeve van de analyse vaak omgerekend naar een percentage (ernstig) gehinderden in de onderzoeksgroep. Het is daarbij gangbaar om ernstige hinder te definiëren aan de hand van percentages van de antwoordschaal. In dit geval vormen de elf (of vijf) antwoordcategorieën een continue 100%-schaal. Ernstige hinder is gedefinieerd als 72% van de continue schaal. Ten gevolge van het toegenomen gebruik van de ISO-vraag voor hinder, zien we dat tegenwoordig steeds meer studies deze definitie voor ernstige hinder toepassen. Tot ongeveer halverwege de jaren negentig varieerde de definitie voor ernstige hinder van 60 tot 80% van de continue schaal [48, 52].

De vraag is hoe de meting van hinder het resultaat van een studie heeft beïnvloed. Uit een meta-regressie-analyse van Janssen en collega's [52] bleek dat het gebruik van de ISO-hindervraag (11-puntsschaal) was geassocieerd met een hoger percentage gerapporteerde ernstige hinder door geluid van vliegverkeer dan het gebruik van een hindervraag met een 4- of 5-puntsschaal.
Ook Guski en collega's [2] hebben de invloed van de gebruikte hinderschaal op de relatie tussen geluid en hinder onderzocht. De resultaten waren inconsistent en lastig te interpreteren: de relatie tussen geluid van wegverkeer en ernstige hinder was sterker in studies waarin hinder werd gemeten met een hindervraag met een 4- of 5-puntsschaal dan in studies waarin hinder werd gemeten met een 11-puntsschaal (zie ook Figuur 16). Voor de relatie tussen geluid van railverkeer en hinder werd het tegenovergestelde gevonden (Figuur 17): daar was de relatie juist sterker voor studies waarin hinder werd gemeten met een vraag met een 11-puntsschaal. In beide gevallen waren de gevonden verschillen echter niet significant.



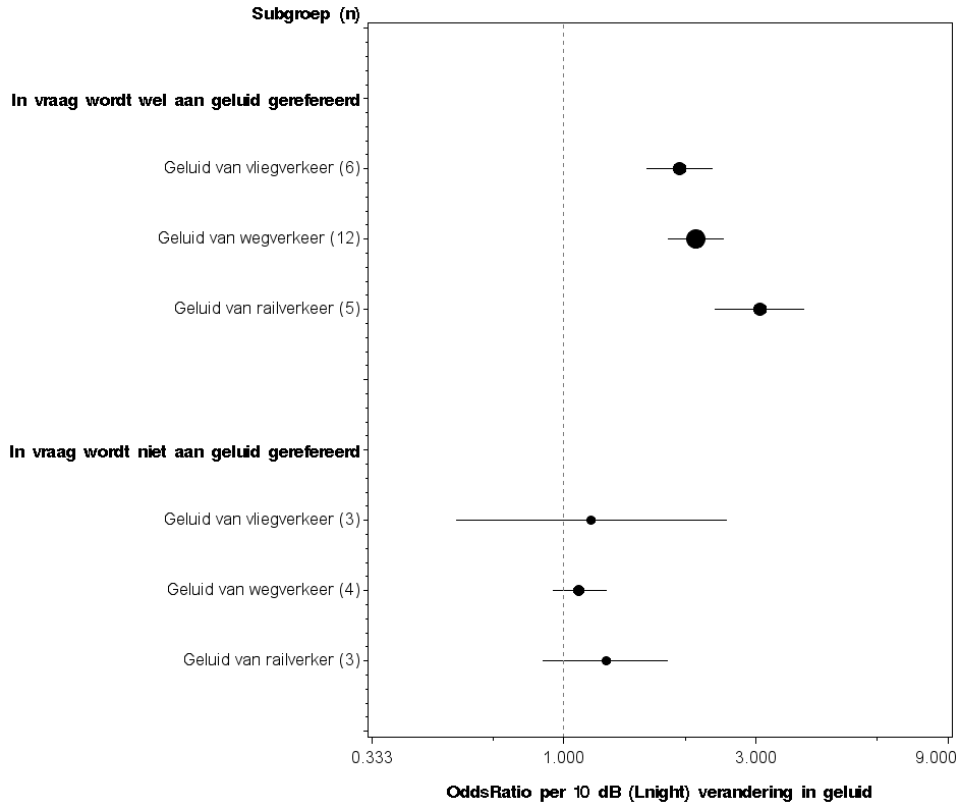
Figuur 16 De relatie tussen geluid van wegverkeer en ernstige hinder, uitgedrukt als de OddsRatio (OR) per 10 dB (L_{den}) verandering in geluidsniveau met 95%-betrouwbaarheidsinterval, voor verschillende groepen van studies (bron: [2]).



Figuur 17 De relatie tussen geluid van railverkeer en ernstige hinder uitgedrukt als OddsRatio (OR) per 10 dB (L_{den}) verandering in geluidsniveau met 95%-betrouwbaarheidsinterval, voor verschillende groepen studies (bron: [2]).

4.3.2 De meting van (ernstige) slaapverstoring

Voor het meten van zelf-gerapporteerde slaapverstoring en de definitie van ernstige slaapverstoring zijn momenteel geen standaarden beschikbaar zoals die er zijn voor hinder. Dat zie je ook terug in de studies waarop de BR-relaties van ernstige slaapverstoring zijn gebaseerd. In deze studies werd slaapverstoring gemeten aan de hand van vragen over bijvoorbeeld ontwaken, inslapen, of slaapverstoring. Wat opvalt is, dat niet alle studies in hun vraagstelling refereren aan de blootstelling aan geluid. Uit de review van Basner en McGuire blijkt dat dit van invloed is op het resultaat van een studie [3]. Figuur 18 laat zien dat de gevonden associaties tussen de blootstelling aan nachtelijk geluid van weg-, vlieg- of railverkeer en zelf-gerapporteerde slaapverstoring steeds statistisch significant waren wanneer bij het meten van de indicator van zelf-gerapporteerde slaapkwaliteit aan geluid werd gerefereerd. Wanneer er in de vraagstelling niet aan geluid werd gerefereerd, was de associatie tussen nachtelijk geluid van vlieg-, weg- of railverkeer minder sterk en bovendien niet statistisch significant meer.



Figuur 18 De associatie tussen nachtelijk geluid van vlieg-, weg- en railverkeer en slaapverstoring uitgedrukt als OddsRatio per 10 dB verandering in nachtelijk geluid (L_{night}). Slaapverstoring is in de onderliggende studies gemeten met behulp van een vraag over moeilijkheden met inslapen of wakker worden of verstoring van de slaap (bron: [3]).

4.4 Respons

Ook de bereidheid om mee te werken aan onderzoek (uitgedrukt als responspercentage) kan een rol spelen bij de waargenomen verschillen tussen de verschillende BR-relaties. Wanneer deze afneemt, kan dat problemen geven. Want hoe lager de respons, hoe lastiger het wordt om een betrouwbare schatting van de prevalentie van hinder te maken. Gebleken is dat het responspercentage van invloed kan zijn op het resultaat van een studie.

Er zijn aanwijzingen dat de bereidheid om deel te nemen aan vragenlijstonderzoeken in de loop van de tijd is afgenomen [53]. Maar waarom is een laag responspercentage een probleem? Volgens Te Riele [54] is een hoog responspercentage nodig om een betrouwbare schatting van de prevalentie van hinder te kunnen maken. Bij een laag responspercentage kan slechts worden verondersteld dat het beperkte percentage respondenten ook echt representatief is voor de gehele onderzoekspopulatie. De onderzoekspopulatie is vaak weer een selectie van de populatie in het onderzoeksgebied. Wanneer de respons (of non-respons) willekeurig (*random*) is, zal dit niet veel invloed hebben op de representativiteit. Wanneer de respons onwillekeurig (niet *random*) is, maar een selectie (bijvoorbeeld vooral mensen die gehinderd zijn doen aan het onderzoek mee), dan zijn de verzamelde data niet meer

representatief voor de onderzoekspopulatie en alle mensen die wonen in het onderzoeksgebied. Ook als het responspercentage hoog is, kan er selectieve non-respons optreden.

Gebleken is dat het responspercentage van invloed kan zijn op het resultaat van een studie. Uit een review van Van Kempen en Van Kamp [48] bleek dat naarmate het responspercentage lager was, het geluidsniveau toenam (uitgedrukt als L_{den}), waarbij 25% van de populatie ernstig werd gehinderd door geluid van vliegverkeer. Deze bevinding werd in 2011 nog eens bevestigd door Janssen en collega's [52]. Ook Guski en collega's [2] hebben de invloed onderzocht van het responspercentage op de relatie tussen geluid en het percentage ernstige hinder. Ze vonden dat bij een hoger responspercentage de relatie tussen geluid en ernstige hinder sterker was (zie ook Figuur 16 en 17). Dit is vergelijkbaar met wat Van Kempen en Van Kamp [48] en Janssen en collega's [52] vonden.

4.5 De invloed van lokale factoren: Niet-akoestische factoren en context

Naast de hierboven genoemde veelal methodologische oorzaken, zijn er ook nog andere oorzaken aan te wijzen die de verschillen tussen de BR-relaties mogelijk zouden kunnen verklaren: de context waarin de studie is uitgevoerd en de rol van niet-akoestische factoren. Beide aspecten (die deels met elkaar samenhangen) kunnen van invloed zijn geweest op het resultaat van een studie.

4.5.1 De invloed van de context

Een andere mogelijkheid zou kunnen zijn dat de recentere studies vaak zijn uitgevoerd tijdens of in aanloop naar een geplande verandering (bijvoorbeeld een nieuwe start/landingsbaan, het aanpassen van vliegroutes, toename van railverkeer). Uit verschillende reviews [9, 55, 56] weten we dat mensen bij veranderingen in geluid vaak een sterkere reactie vertonen dan op basis van BR-relaties wordt verwacht. Het omgekeerde is overigens ook mogelijk: mensen kunnen juist ook veel minder sterk reageren dan op basis van BR-relaties wordt verwacht. Uit de review van Guski en collega's [2] blijkt dat de invloed van verandering mogelijk van invloed is geweest op de door hen afgeleide BR-relatie. Er bleek dat in vijf van de twaalf studies waarop de BR-relatie voor geluid van vliegverkeer was gebaseerd, sprake was van een verandersituatie. In vijf andere studies was er nauwelijks sprake van een verandersituatie. In de overige twee studies was het niet mogelijk de studie in te delen. Voor zowel de vijf studies waar sprake was van een verandersituatie als voor de vijf studies waar geen sprake was van een verandersituatie, is een relatie afgeleid voor de associatie tussen geluid van vliegverkeer en ernstige hinder. De relatie afgeleid voor de studies met een verandersituatie lag hoger dan de relatie afgeleid voor de studies waar geen sprake was van een verandersituatie: bij gelijke geluidsniveaus waren mensen in een verandersituatie vaker ernstig gehinderd dan mensen die niet met een verandersituatie te maken hadden.

4.5.2 Niet-akoestische factoren

In aanvulling op de rol van context, kunnen de waargenomen verschillen tussen de BR-relaties mogelijk ook verklaard worden door zogenoemde

niet-akoestische factoren. Naast de blootstelling aan geluid, zijn er namelijk ook andere factoren die niet direct met het fysieke geluid te maken hebben, maar waarvan bekend is dat ze in staat zijn de mate waarin geluidshinder wordt ervaren mede te beïnvloeden: de zogenoemde 'niet-akoestische' factoren. Er is een aantal groepen te onderscheiden: demografische en sociaaleconomische factoren (bijvoorbeeld leeftijd, geslacht, burgerlijke status), persoonsgebonden factoren (bijvoorbeeld angst voor de geluidsbron, geluidsgevoeligheid, bezorgdheid), sociale en contextuele factoren (bijvoorbeeld het proces rond de veranderingen van luchthavens en luchtvaart, toegang tot informatie, verwachtingen, houding tegenover de bron), en situationele kenmerken (bijvoorbeeld aantrekkelijkheid van de buurt, woontevredenheid, stedelijkheidsgraad).
Gebleken is dat de rol van niet-akoestische factoren erg kan verschillen tussen gebieden. In een aantal recente publicaties van het RIVM wordt geïllustreerd hoe verschillen tussen BR-relaties voor ernstige hinder door geluid van vliegverkeer mede door niet-akoestische factoren zijn te verklaren [47, 57]. Deze illustraties maken duidelijk dat rond luchthavens niet alle niet-akoestische factoren even belangrijk zijn. Momenteel is niet bekend welke niet-akoestische factoren rondom de verschillende (Nederlandse) luchthavens het meest van belang zijn.

4.6 Blootstelling-respons-relaties voor de blootstelling aan geluid en hart- en vaatziekten afgeleid als onderdeel van de '*evidence reviews*'

Van Kempen en collega's [4, 14] vonden in hun '*evidence review*' aanwijzingen dat omgevingsgeluid is geassocieerd met een verhoogd risico op coronaire hartziekten. Het best onderbouwd (meest robuust) zijn de effecten van wegverkeer: voor de relatie tussen geluid van wegverkeer en de incidentie van coronaire hartziekten werd een RR gevonden van 1,08 (95%Bthi: 1,01-1,15) per 10 dB (L_{den}). Ook na aanvulling met de nieuwe studieresultaten worden er positieve associaties gevonden tussen de blootstelling aan omgevingsgeluid en het risico op coronaire hartziekten.
In vergelijking met coronaire hartziekten, was het aantal studies dat de associatie tussen de blootstelling aan geluid van weg-, rail- en vliegverkeer en het risico op een beroerte onderzocht, een stuk lager. Toenamen in geluid van zowel weg- als vliegverkeer waren geassocieerd met een verhoging van het risico op beroerte. Echter, niet alle associaties waren statistisch significant en bovendien waren de meeste gerapporteerde associaties gebaseerd op de resultaten van één of twee studies. Ook na aanvulling met nieuwe studieresultaten worden er positieve associaties gevonden tussen de blootstelling aan omgevingsgeluid en het risico op beroerte.
Het grootste aantal studies dat was geëvalueerd in de review van Van Kempen en collega's [4, 14], onderzocht de relatie tussen geluid van wegverkeer en hoge bloeddruk. Dit zijn echter vooral studies die onder andere door hun beperkte opzet van minder goede kwaliteit zijn.

4.7 Verklaring voor verschillen tussen verschillende BR-relaties tussen geluid en hartvaatziekten met eerdere meta-analyses

Het beeld dat in de review van Van Kempen en collega's [4, 14] wordt gevonden met betrekking tot de invloed van geluid van weg-, rail- en vliegverkeer op hartvaatziekten, wijkt niet af van wat in de eerdere meta-analyses is gevonden. Wat wel opvalt als we de resultaten van Van Kempen vergelijken met resultaten van eerdere meta-analyses is het geluidsniveau vanwaar het risico op hart- en vaatziekte toeneemt (drempelwaarde). Verder zie je dat tegenwoordig zowel mannen als vrouwen worden onderzocht; vroeger werden voornamelijk mannen onderzocht. Ook is er een aantal studies waarin de effecten op kinderen zijn onderzocht.

4.7.1 Verandering in drempelwaarde

Er is onzekerheid over de vorm van de BR-relatie. Het is daardoor onder andere ook onzeker wat de precieze hoogte van het geluidsniveau is vanaf waar het risico op hart- en vaatziekte toeneemt (de drempelwaarde). Wel zien we dat het beeld in de loop van de tijd is veranderd. In de jaren negentig dachten organisaties als de Gezondheidsraad dat effecten pas op beginnen te treden bij niveaus van ongeveer 70 dB [58]; in haar richtlijn voor omgevingslawaai, geeft de WHO in 2018 aan dat dit wel eens bij 53 dB zou kunnen zijn [1]. Dit is dus een stuk lager dan eerder gedacht.

Om uit te leggen hoe dit zit, is het goed eerst iets uit te leggen over de vorm van de BR-relaties die de associatie met geluid en hartvaatziekten beschrijven. In tegenstelling tot bijvoorbeeld de BR-relaties voor ernstige hinder, worden de BR-relaties tussen de blootstelling aan omgevingsgeluid en het risico op bijvoorbeeld coronaire hartziekten uitgedrukt met behulp van een Relatief Risico (RR) per verandering in geluidsniveau (bijvoorbeeld een verandering van 5 of 10 dB). Een RR per 10 dB verandering in het geluidsniveau geeft bijvoorbeeld aan dat het RR constant is bij een verandering in het geluidsniveau van 10 dB. Dit veronderstelt een exponentiële relatie tussen geluidsblootstelling en de incidentie of sterfte. Een belangrijke reden voor het gebruik van een RR per 10 dB is dat de verschillende studies waarin de invloed van geluid op het cardiovasculaire systeem wordt onderzocht, verschillende referentiegroepen gebruiken. Bijvoorbeeld in een aantal, vooral oudere studies worden personen blootgesteld aan geluidsniveaus lager dan 60 dB, aangeduid als de referentiegroep; andere studies duiden personen blootgesteld aan geluidsniveaus lager dan 55 dB, aan als de referentiegroep. Tegenwoordig zijn er ook studies waarin personen blootgesteld aan geluidsniveaus van minder dan 45 dB worden aangeduid als de referentiegroep.
Omdat er onzekerheid is over de vorm van de BR-relatie, is het onder andere ook onzeker wat de precieze hoogte van het geluidsniveau is vanaf waar de geschatte RR's per 10 dB voor de incidentie en/of sterfte aan coronaire hartziekte of beroerte kunnen worden toegepast. Men spreekt in dit verband vaak ook over de 'drempelwaarde'. In de loop van de jaren is er altijd veel discussie over de drempelwaarde: niet alleen over de hoogte, maar ook over hoe deze kan worden bepaald.

In zijn recentste meta-analyse constateerde Babisch [31] dat de hoogte van het geluidsniveau vanaf waar geschatte RR's per 10 dB worden toegepast, steeds verder afneemt. Dit zie je ook terug wanneer je kijkt naar wat verschillende organisaties de afgelopen decennia hebben gezegd over de relatie tussen geluid en hartvaatziekten en de waarnemingsdrempel: in 1994 stelde een internationale commissie van de Gezondheidsraad dat er 'voldoende' bewijs is voor een relatie tussen geluid overdag en hypertensie en ischemische hartaandoeningen. Vanaf een $L_{Aeq,\ 6\text{-}22hr}$-waarde van 70 dB(A) is er sprake van een verhoogde kans op ischemische hartaandoeningen en hypertensie door blootstelling van wegverkeerslawaai in de omgeving [58]. In 1999 concludeerde de WHO dat cardiovasculaire effecten samenhangen met lange-termijn-blootstelling aan $L_{Aeq,24hr}$-niveaus in de range van 65-70 dB of hoger. De gevonden associaties tussen geluid en de cardiovasculaire effecten werden als zwak gekenschetst. Vermeld werd dat de effecten iets sterker waren voor ischemische hartziekten (waartoe myocardinfarct en angina pectoris behoren) dan voor hypertensie [59]. In 2010 publiceerde het Europees Milieu Agentschap (EEA) een '*Good Practice Guide*' waarin werd geconcludeerd dat er voldoende bewijs is voor een relatie tussen geluid en hypertensie en ischemische hartziekten [60]. Volgens het EEA is de waarnemingsdrempel bij chronische blootstelling voor ischemische hartziekten 60 dB (L_{den}); voor hypertensie is de waarnemingsdrempel 50 dB (L_{den}). Volgens de WHO-richtlijnen die in 2018 zijn gepubliceerd, treden effecten als coronaire hartziekten op vanaf 53 dB (L_{den}).

Ook over de bepaling van de hoogte van de drempelwaarde is discussie. Dat komt onder andere omdat er voor het vaststellen van een 'drempelwaarde' geen gouden standaard voorhanden is. In sommige meta-analyses [31, 32] wordt gekeken naar het gewogen gemiddelde referentieniveau. De meta-analyses van Vienneau en collega's [32] en Babisch [31] kwamen door middel van deze methode uit op respectievelijk 50 en 52 dB (L_{den}). Dit is al een stuk lager dan de resultaten van de meta-analyse van Babisch uit 2006, waarin hij veronderstelde dat er geen effecten van geluid van wegverkeer te verwachten waren onder geluidsniveaus van 60 dB ($L_{Aeq,6\text{-}22hr}$) of lager [30]. Het schatten van het gewogen gemiddelde referentieniveau geeft echter geen antwoord op de vraag: vanaf welke geluidsniveaus neemt het risico op het krijgen van coronaire hartziekte nu toe? Het zegt eerder iets over de technische ontwikkeling dat geluidsmodellen tegenwoordig in staat zijn berekeningen te doen tot steeds lagere geluidsbelastingen.
In eerdere meta-analyses die verricht zijn in een ander onderzoeksgebied dan geluid en gezondheid, zijn er wel een aantal onderzoekers [61-63] die een poging hebben gedaan een antwoord te krijgen op een dergelijke vraag. Echter, hiervoor hebben ze gegevens gebruikt als het RR, aantal deelnemers, aantal cases, en dergelijke per blootstellingscategorie. Met deze gegevens is het namelijk mogelijk om de relatie te visualiseren en zo te bepalen wat de vorm is (lineair, exponentieel) en waar eventueel een drempelwaarde ligt. Helaas zijn deze gegevens niet voorhanden voor alle studies die de relatie tussen geluid en hartvaatziekten onderzoeken, en die zijn meegenomen in de bovenstaande meta-analyse. Als onderdeel van de '*evidence review*' van Van Kempen en collega's is een eerste poging gedaan om de relatie tussen de blootstelling van geluid van wegverkeer en de incidentie van

coronaire hartziekten te modelleren en visualiseren [14]. Op basis van deze poging bleek dat een eventuele drempelwaarde ergens net boven de 50 dB ligt (L_{den}).

4.7.2 *Effecten van geluid in verschillende soorten populaties*

De meeste onderzoeken naar de effecten van geluid van weg- en vliegverkeer worden tegenwoordig gedaan onder populaties die zowel mannen als vrouwen omvatten. Vroeger werden vooral mannen van middelbare leeftijd onderzocht; vrouwen werden toen nauwelijks onderzocht. Dat komt waarschijnlijk doordat hart- en vaatziekten meer bij mannen voorkomen dan bij vrouwen. Ook in experimenten waar de effecten van geluid zijn onderzocht, waren de fysiologische reacties bij vrouwen minder uitgesproken dan bij mannen [64, 65]. Bij observationele studies was dit beeld vaak minder eenduidig [14, 30]. In de studies met vrouwen is vaak niet nagegaan wat de hormonale status was (moment in de menstruatiecyclus, menopauze, gebruik van anticonceptie). De hormonale status van vrouwen heeft mogelijk een effect op geluidsgevoeligheid [30, 66].

Er zijn ook studies beschikbaar die zijn verricht onder kinderen, waarbij is gekeken naar de effecten op de bloeddruk. Als onderdeel van hun review, hebben Van Kempen en collega's [4, 14] uiteindelijk acht studies geëvalueerd die de invloed van omgevingsgeluid op de bloeddruk bij kinderen hebben onderzocht. Het ging om acht dwarsdoorsnede-onderzoeken die waren uitgevoerd in Nederland, Engeland, Duitsland, Kroatië, Servië, Australië en de Verenigde Staten. Een van de studies rapporteerde ook resultaten van een longitudinale analyse. Het aantal deelnemende kinderen varieerde van tweehonderd tot ruim vijftienhonderd. In de studies werd de relatie tussen geluid en bloeddruk zowel thuis als op school onderzocht. De kwaliteit van de geëvalueerde studies was helaas niet goed. Dit had een aantal redenen. In een aantal studies was men niet in staat om de blootstelling aan geluid op individueel niveau vast te stellen; ook werd er niet altijd gecorrigeerd voor mogelijk verstorende factoren. Het responspercentage van de meeste studies was lager dan 60%. Met uitzondering van de associatie tussen geluid van wegverkeer op school en systolische bloeddruk, werden er positieve associaties gevonden tussen geluid van wegverkeer en de verandering in de bloeddruk. Deze veranderingen waren echter niet statistisch significant. Voor de associatie tussen geluid van vliegverkeer en bloeddruk konden geen gepoolde schattingen worden gepresenteerd. Uiteindelijk is de bewijskracht afkomstig van de studies die een associatie tussen omgevingsgeluid en de bloeddruk bij kinderen ondersteunden, als 'zeer laag' beoordeeld. Een aantal redenen is hierboven al genoemd. In aanvulling daarop bleek dat de resultaten niet alleen inconsistent waren, maar ook niet heel precies (de standaarddeviaties waren vaak groter dan de geschatte veranderingen in bloeddruk).

4.7.3 *De onderzoeksopzet van de studies*

Met betrekking tot de invloed van omgevingsgeluid op het hartvaatstelsel is jarenlang vooral onderzoek gedaan met behulp van dwarsdoorsnede-onderzoeken (ook wel aangeduid als cross-sectionele studies). Deze kijken op één moment in de tijd tegelijkertijd naar de effecten, de blootstelling aan geluid, en allerlei andere factoren met

effect op het hart- en vaatstelsel. Het verloop in de tijd wordt met deze onderzoeksopzet niet onderzocht. Daardoor is het niet duidelijk wanneer en hoe snel de cardiovasculaire effecten van geluid ontstaan, en of bij een toenemend aantal jaren van blootstelling de effecten toenemen.

Babisch [30] stelt dat een aantal bedenkingen ten aanzien van dwarsdoorsnede-onderzoeken waarin de effecten van geluid worden onderzocht, minder van belang zijn. Zo is het bijvoorbeeld niet waarschijnlijk dat zieke personen de neiging hebben om vaker te verhuizen naar gebieden met hoge geluidsniveaus. Uit verschillende analyses is echter gebleken dat de sterkte van de gevonden relaties toeneemt wanneer de analyses werden beperkt tot personen die al verschillende jaren waren blootgesteld aan het geluid [14, 30].
De laatste jaren komen er echter steeds meer resultaten beschikbaar van patiënt-controle-onderzoeken en cohortstudies, waarin het verloop in de tijd wel beter wordt gevolgd. In deze studies worden echter nog steeds zwakke verbanden gevonden. Maar omdat de onderzoeksopzet van dit type studies sterker is dan die van dwarsdoorsnede-onderzoek, hebben de patiënt-controle-onderzoeken en cohortonderzoeken meer zeggingskracht. Tegenwoordig zie je dat ook weer vaak gebruik wordt gemaakt van studies met een ecologisch design. Dit betekent dat niet mensen onderwerp van studie zijn, maar bijvoorbeeld postcodegebieden. Het voordeel van een dergelijke studie-opzet is dat er grote aantallen mensen in de studies deelnemen. Een belangrijk nadeel is dat het niet mogelijk is om op individueel niveau te corrigeren voor mogelijk verstorende factoren. Een ecologisch studie-design is dan ook meer bedoeld voor het genereren van hypotheses dan het beantwoorden ervan.

4.8 Betekenis van de waargenomen verschillen

De BR-relaties die de blootstelling tussen geluid van wegverkeer en respectievelijk ernstige hinder en ernstige slaapverstoring beschrijven, lijken niet zoveel te veranderen in de tijd. Voor de BR-relaties die de blootstelling tussen geluid van railverkeer en respectievelijk ernstige hinder en ernstige slaapverstoring beschrijven, is dat anders: deze lijken in de loop van de tijd sterker te zijn geworden. Daardoor valt ook het verschil met de BR-relaties voor geluid van wegverkeer weg. Met andere woorden: de zogenoemde ‘railbonus’, die in oudere BR-relaties nog wel aanwezig was, volgt niet meer uit de nieuwste BR-relaties. Dit is een belangrijke bevinding met het oog op de Nederlandse wet- en regelgeving voor omgevingsgeluid, die als uitgangspunt heeft dat geluid van railverkeer minder hinderlijk is dan geluid van wegverkeer. Zoals ook in de hoofdrapportage van dit achtergrondrapport wordt vermeld [10], zullen de nieuwe inzichten voor het verschil tussen de BR-relaties voor ernstige hinder en slaapverstoring ten gevolge van geluid van weg- en railverkeer doorwerken in een aantal aspecten van de regelgeving: het doelmatigheidscriterium, de cumulatieregels en de normstelling.

De inzichten over de hoogte van het geluidsniveau vanaf waar het risico op hart- en vaatziekte toeneemt, zijn in de loop van de tijd veranderd. In de jaren negentig dacht men dat effecten pas beginnen op te treden bij niveaus van ongeveer 70 dB; in haar richtlijn voor omgevingslawaai geeft de WHO in 2018 aan dat dit wel eens bij 53 dB zou kunnen zijn. Dit is dus lager dan eerder gedacht. In de recent verschenen

hoofdrapportage van dit rapport [10] wordt uitgelegd dat de waarnemingsdrempel voor het optreden van ernstige effecten zoals hart- en vaatziekten is verbonden met de maximale geluidsniveaus voor weg- en railverkeer. Deze zijn oorspronkelijk bedoeld om mensen te beschermen tegen de meer ernstige effecten die kunnen optreden ten gevolge van de blootstelling aan omgevingsgeluid. Nu blijkt dat de waarnemingsdrempel van coronaire hartziekten lager ligt dan eerder gedacht, is het de vraag in hoeverre de huidige maximale geluidsniveaus voor weg- en railverkeer nog bescherming bieden tegen dergelijke ernstige effecten.

4.9 Mogelijke invloed van de resultaten van nieuwe studies

Het is te verwachten dat in de nabije toekomst de in deze rapportage gepresenteerde BR-relaties nog zullen veranderen. Dat zie je bijvoorbeeld terug bij de effecten van geluid op coronaire hartziekten of beroerte. Sinds het afronden van de werkzaamheden voor de '*evidence review*' van Van Kempen en collega's [4, 14] zijn er namelijk al diverse nieuwe studies verschenen [46]. Een deel van deze studies is al verwerkt in nieuwe meta-analyses. Uit Tabel 2 in hoofdstuk 3 en Tabel 4.1 in bijlage 3 bleek dat na toevoeging van nieuwe studies, nog steeds een statistisch significant verhoogde kans van geluid op het krijgen van coronaire hartziekten en beroerte werd gevonden. De nieuwe associaties waren echter minder sterk dan de associaties zoals gerapporteerd in Van Kempen en collega's [4]. Recent deden Vienneau en collega's [67] een soortgelijke bevinding in hun meta-analyse naar de relatie tussen geluid van weg-, rail- en vliegverkeer en coronaire hartziekten. Het is niet helemaal duidelijk waardoor het komt dat het risico op hart- en vaatziekten en geluid afneemt, naarmate er recentere studies worden toegevoegd.
Ook zijn er sinds het afronden van de '*evidence reviews*' van Guski en collega's [2], en Basner en McGuire [3], tientallen studies verschenen die de associatie tussen geluid van weg-, rail- en vliegverkeer en hinder en slaapverstoring hebben onderzocht [46].

Deel II.

In het tweede deel van deze rapportage zijn we ingegaan op de volgende twee vraagstellingen:

- Hoe groot is de omvang van de ziektelast door geluid van weg-, rail- en vliegverkeer in Nederland, geschat op basis van de nieuwste blootstelling-respons-relaties?
- Hoe verhouden deze uitkomsten zich tot berekeningen met andere bestaande BR-relaties en gegevens verkregen via nationale vragenlijstonderzoeken?

Ten behoeve van het beantwoorden van deze vraagstellingen, hebben we een schatting gemaakt van de omvang van de ziektelast ten gevolge van de blootstelling aan geluid van weg-, rail- en vliegverkeer in Nederland. De resultaten van de ziektelastberekeningen worden in hoofdstuk 5 en 6 gepresenteerd en zullen vervolgens in hoofdstuk 7 worden besproken.

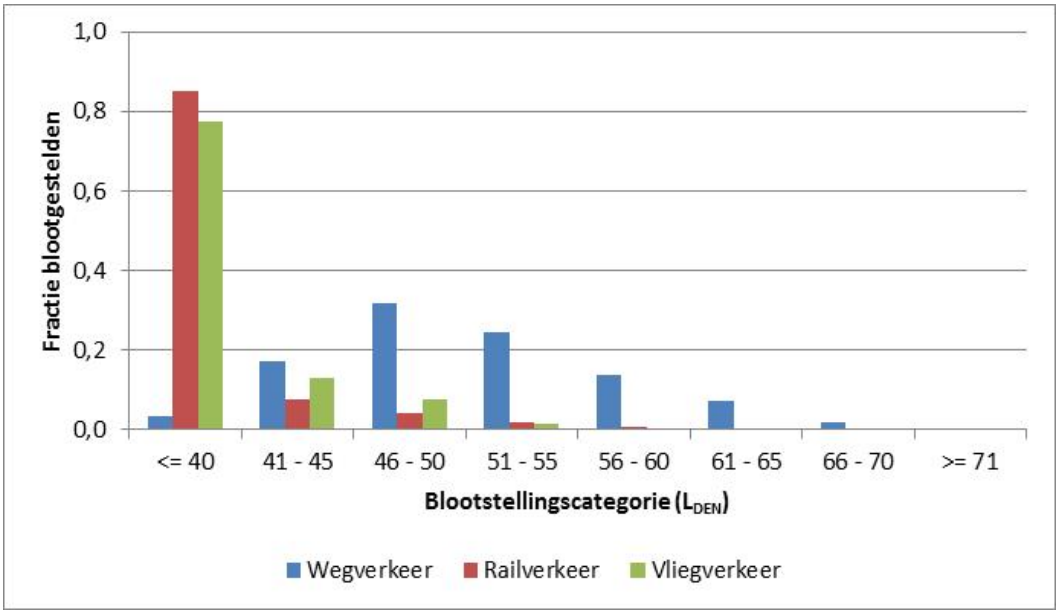
5 Schatting van de omvang van de effecten van omgevingsgeluid op de gezondheid en het welbevinden van de Nederlandse bevolking

In de nu volgende hoofdstukken gaan we de BR-relaties die zijn besproken in hoofdstuk 3 en 4, toepassen bij het schatten van de omvang van de ziektelast ten gevolge van de blootstelling aan geluid van weg-, rail- en vliegverkeer in Nederland. Daarbij hebben we verschillende eindpunten meegenomen: ernstige hinder, ernstige slaapverstoring, het aantal coronaire hartziekten per jaar en sterfte ten gevolge van coronaire hartziekten.
In dit hoofdstuk worden de resultaten van deze schatting van de ziektelast gepresenteerd. Een deel van de resultaten is ook opgenomen in de RIVM-rapportage ter beantwoording van de Motie Schonis [10]. Meer achtergronden over de gebruikte methoden en data zijn terug te vinden in bijlage 5.

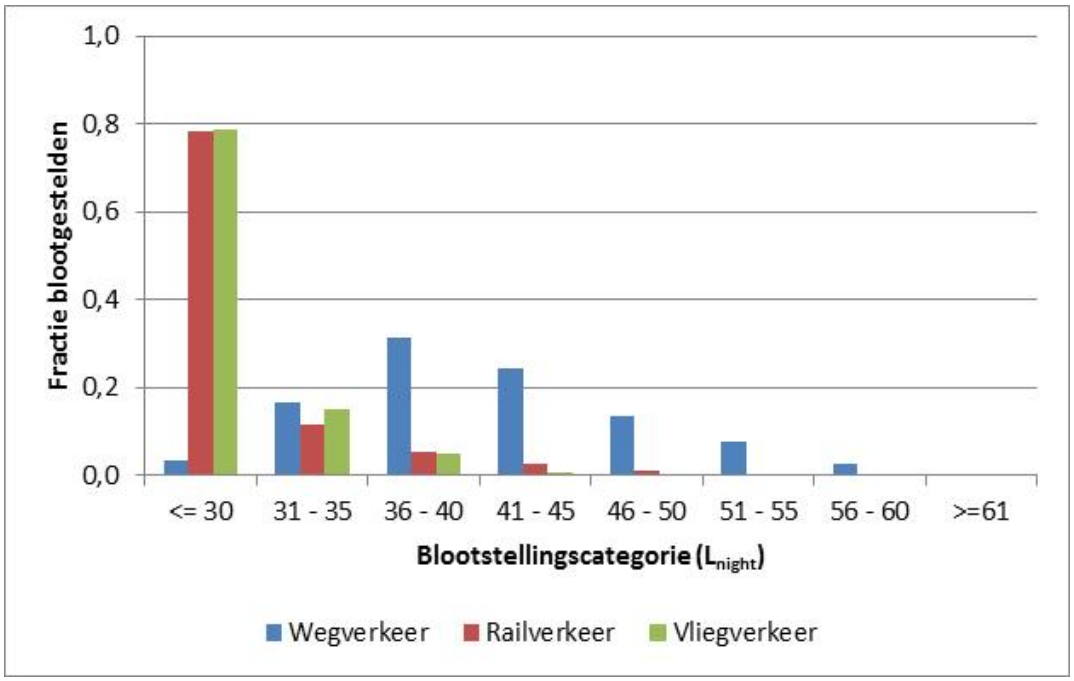
5.1 Blootstelling

5.1.1 De blootstelling van de Nederlandse bevolking aan geluid van weg-, rail- en vliegverkeer

In Figuur 19 en 20 zijn de blootstellingsverdelingen voor geluid van weg-, rail- en vliegverkeer gedurende het etmaal en de nachtperiode te zien. Hieruit blijkt dat de meeste mensen in Nederland worden blootgesteld aan geluid van wegverkeer. Uit Figuur 19 blijkt bijvoorbeeld dat ruim 47% van de Nederlandse bevolking wordt blootgesteld aan geluidsniveaus van meer dan 50 dB (L_{den}) veroorzaakt door wegverkeer. Daarnaast blijkt uit Figuur 20 dat ongeveer 24% van de Nederlandse bevolking wordt blootgesteld aan nachtelijke geluidsniveaus van meer dan 45 dB (L_{night}) door wegverkeer.
Het deel van de Nederlandse bevolking dat is blootgesteld aan geluidsniveaus veroorzaakt door geluid van rail- en vliegverkeer is lager. Uit Figuur 19 blijkt dat ruim 3% van de Nederlandse bevolking wordt blootgesteld aan geluidsniveaus van meer dan 50 dB (L_{den}) afkomstig van railverkeer. Daarnaast wordt bijna 2% van de Nederlandse bevolking blootgesteld aan nachtelijke geluidsniveaus van meer dan 45 dB (L_{night}) afkomstig van railverkeer.
Ten slotte schatten we dat bijna 2% van de Nederlandse bevolking wordt blootgesteld aan geluidsniveaus van meer dan 50 dB (L_{den}) veroorzaakt door vliegverkeer. Minder dan 1% van de Nederlandse bevolking wordt blootgesteld aan nachtelijke geluidsniveaus van meer dan 45 dB (L_{night}) die worden veroorzaakt door vliegverkeer.



Figuur 19 Blootstellingsverdeling van de Nederlandse bevolking aan jaargemiddelde geluidsniveaus (L_{den}) van weg-, vlieg- en railverkeer. Deze blootstellingsverdelingen zijn gebaseerd op modelberekeningen, waarbij gebruik is gemaakt van blootstellingsgegevens uit de periode 2011-2016 (zie ook bijlage 5).



Figuur 20 Blootstellingsverdeling van de Nederlandse bevolking aan jaargemiddelde nachtelijke geluidsniveaus (L_{night}) van weg-, vlieg- en railverkeer. Deze blootstellingsverdelingen zijn gebaseerd op modelberekeningen, waarbij gebruik is gemaakt van blootstellingsgegevens uit de periode 2011-2016 (zie ook bijlage 5).

5.1.2 *Blootstelling aan geluidsniveaus boven de gezondheidskundige advieswaarde*

In Tabel 3 is weergegeven hoeveel personen in Nederland gedurende een etmaal en in de nachtperiode zijn blootgesteld aan geluidsniveaus van weg-, rail- en vliegverkeer die gelijk of hoger zijn dan de gezondheidskundige advieswaarden die de WHO voorstelt (zie ook Tabel 1). Op basis van de blootstellingsverdeling die wordt weergegeven in Figuur 19, schatten we dat in Nederland ongeveer 6,1 miljoen mensen worden blootgesteld aan geluidsniveaus van 53 dB (L_{den}) of meer die worden veroorzaakt door wegverkeer. Daarnaast wordt geschat dat ruim 4,7 miljoen mensen in de nacht worden blootgesteld aan geluidsniveaus van 45 dB of meer (L_{night}) veroorzaakt door wegverkeer.

Tabel 3 Geschat aantal mensen in Nederland dat is blootgesteld aan geluidsniveaus van weg-, vlieg- en railverkeer die groter of gelijk zijn aan de gezondheidskundige advieswaarden van de WHO [1].

Geluidsbron	**WHO-advies-waarde (L_{den})**	**Aantal ≥ WHO-advieswaarde**		**WHO-advies-waarde (L_{night})**	**Aantal ≥ WHO-advieswaarde**	
		# personen	**%**		**# personen**	**%**
Wegverkeer*	53	6.144.400	36,0	45	4.735.000	27,8
Railverkeer†	54	319.100	1,9	44	468.500	2,7
Vliegverkeer‡	45	2.097.800	12,3	40	219.800	1,3

*Het RIVM heeft de geluidsbelasting met data over de periode 2011-2016 in kaart gebracht; †Het RIVM heeft de geluidsbelasting met data uit 2016 in kaart gebracht; ‡ De blootstelling is gebaseerd op geluidsberekeningen van NLR rond Schiphol en de regionale luchthavens van nationaal belang voor 2015 en 2016. Militaire luchtvaart en kleine luchtvaart zijn niet meegenomen in de berekeningen.

De WHO [1] adviseert om de geluidsbelasting veroorzaakt door railverkeer te verminderen tot respectievelijk 54 dB (L_{den}) en 44 dB (L_{night}). Uit Tabel 3 blijkt dat in Nederland ongeveer 320.000 personen worden blootgesteld aan geluidsniveaus groter of gelijk aan de 54 dB (L_{den}) veroorzaakt door railverkeer. Het gaat dan om bijna 2% van de Nederlandse bevolking. Voor wat betreft de blootstelling aan nachtelijk geluid van railverkeer is het probleem iets groter: bijna 470.000 personen worden blootgesteld aan nachtelijke geluidsniveaus die groter of gelijk zijn aan 44 dB (L_{night}).
De WHO [1] adviseert om de geluidsbelasting veroorzaakt door vliegverkeer te verminderen tot respectievelijk 45 dB (L_{den}) en 40 dB (L_{night}). Op basis van de blootstellingsverdeling uit Figuur 20 is geschat dat in Nederland ongeveer 2,1 miljoen mensen worden blootgesteld aan geluidsniveaus hoger of gelijk aan 45 dB (L_{den}) veroorzaakt door vliegverkeer. Daarnaast wordt geschat dat bijna 220.000 mensen in Nederland worden blootgesteld aan nachtelijke geluidsniveaus van 40 dB (L_{night}) en meer die worden veroorzaakt door vliegverkeer.

5.2 Omvang van de effecten door geluid van wegverkeer

5.2.1 *Totale omvang van de ziektelast*

In Tabel 4 wordt het aantal personen in Nederland weergegeven dat door de blootstelling aan geluid afkomstig van wegverkeer een negatief gezondheids- of welzijnseffect ondervindt.

Tabel 4 De omvang van effecten op gezondheid en welbevinden in de Nederlandse bevolking van achttien jaar en ouder afkomstig van wegverkeer†††.

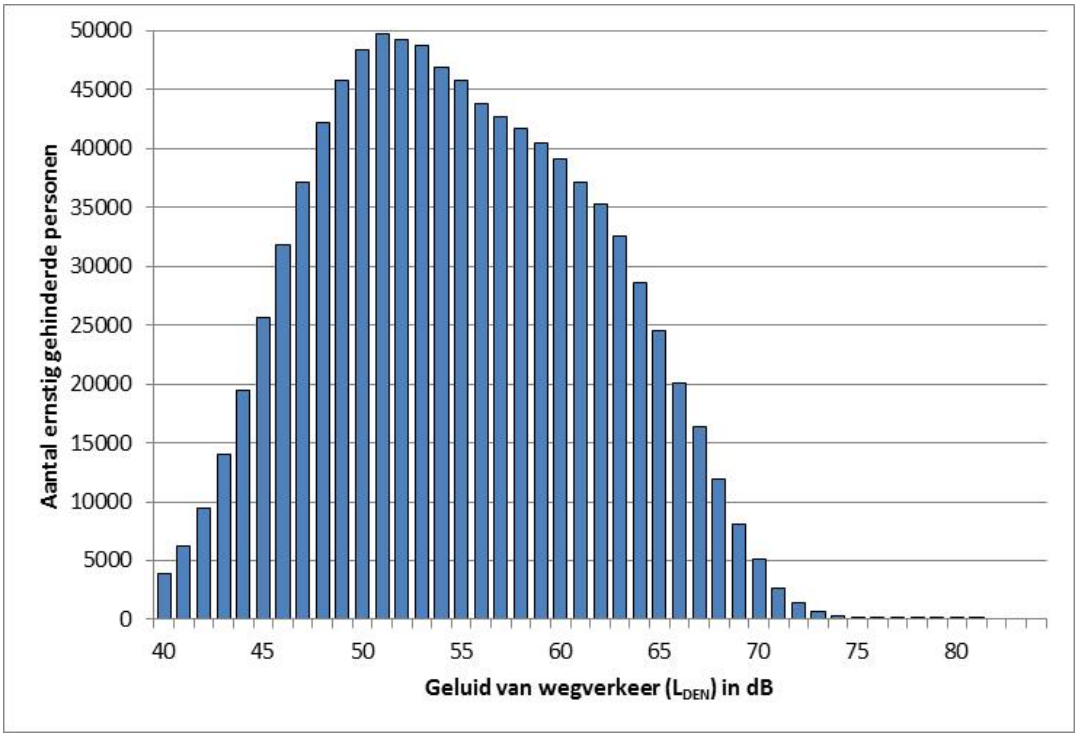
Omschrijving effect	Aantal personen		Indicator	Toegepast
	Gemiddeld	95% Bthi		
Sterfte coronaire hartziekten†	65	25-115	L_{den}	Vanaf 53 dB
Coronaire hartziekten per jaar*	750	40-1.660	L_{den}	Vanaf 53 dB
Ernstige slaapverstoring***	541.000	517.500-550.500	L_{night}	30-60 dB
Ernstige hinder††	957.400	936.300-977.000	L_{den}	40-75 dB

*De berekeningen zijn uitgevoerd met behulp van het RR per 10 dB (L_{den}) van 1,04 (95%Bthi: 1,00-1,09) (zie ook hoofdstuk 3). In 2017 bedroeg de incidentie van coronaire hartziekten (ICD-10: I20-I25) in Nederland onder mannen en vrouwen 122.900; † De berekeningen zijn uitgevoerd met behulp van het RR per 10 dB (L_{den}) van 1,05 (95%Bthi 1,02-1,09) (zie ook hoofdstuk 3). In 2017 bedroeg de sterfte door coronaire hartziekten (ICD-10: I20-I25) in Nederland onder mannen en vrouwen 8.337; †† De berekeningen zijn uitgevoerd met de BR-relatie tussen geluid van wegverkeer en ernstige hinder die is afgeleid op basis van data verzameld met behulp van de GGD Gezondheidsmonitor 2016; *** De berekeningen zijn uitgevoerd met de BR-relatie tussen nachtelijk geluid (L_{night}) van wegverkeer en het percentage ernstige slaapverstoring, afgeleid op basis van data verzameld door middel van de Zevende Inventarisatie Verstoringen; ††† Het RIVM heeft de geluidsbelasting met data over de periode 2011-2016 in kaart gebracht; Afkortingen: 95%Bthi = 95%-betrouwbaarheidsinterval; NB = Niet beschikbaar

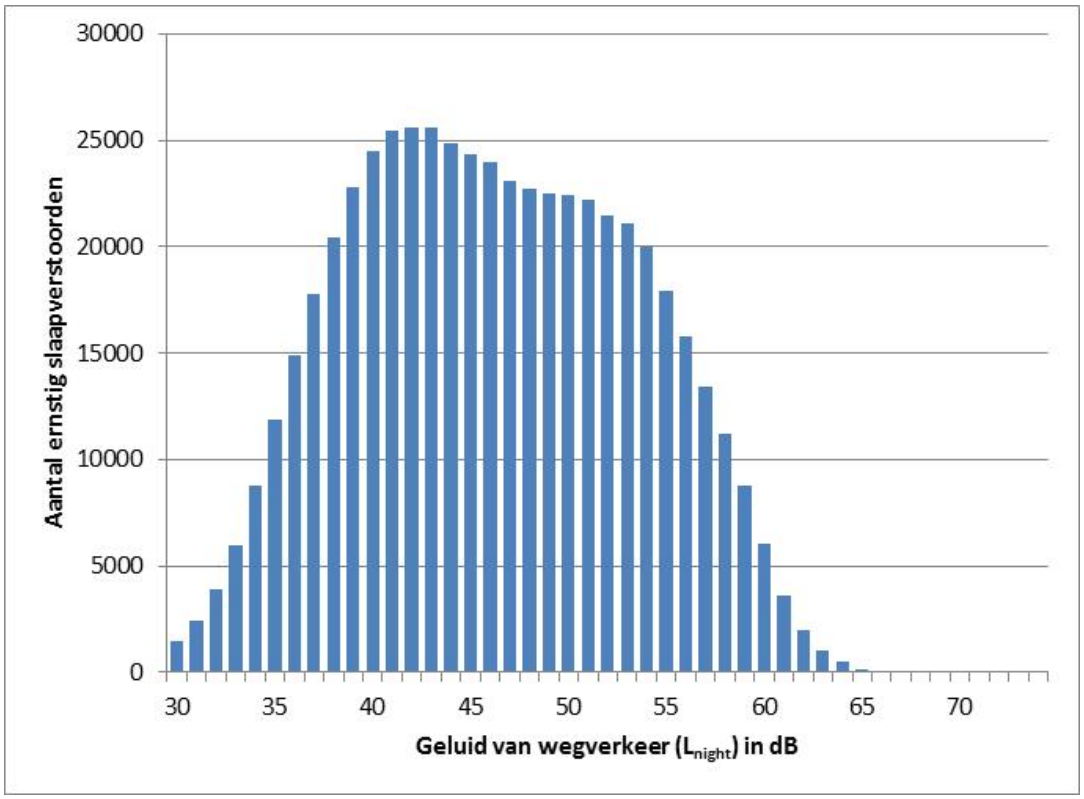
Op basis van blootstellingsgegevens uit de periode 2011-2016 is geschat dat het aantal mensen dat ernstige hinder of ernstige slaapverstoring ondervindt ten gevolge van de blootstelling aan geluid van wegverkeer respectievelijk ruim 950.000 personen en ruim 540.000 personen bedraagt.
Daarnaast wordt geschat dat het aantal mensen dat in Nederland een coronaire hartziekte krijgt door geluid van wegverkeer ongeveer 750 per jaar is, met een 95%-betrouwbaarheidsinterval van veertig tot 1.660 per jaar. Het aantal mensen dat in Nederland door geluid sterft ten gevolge van een coronaire hartziekte is lager: naar schatting zijn dit er maximaal 115 per jaar.

5.2.2 Verdeling van de ziektelast

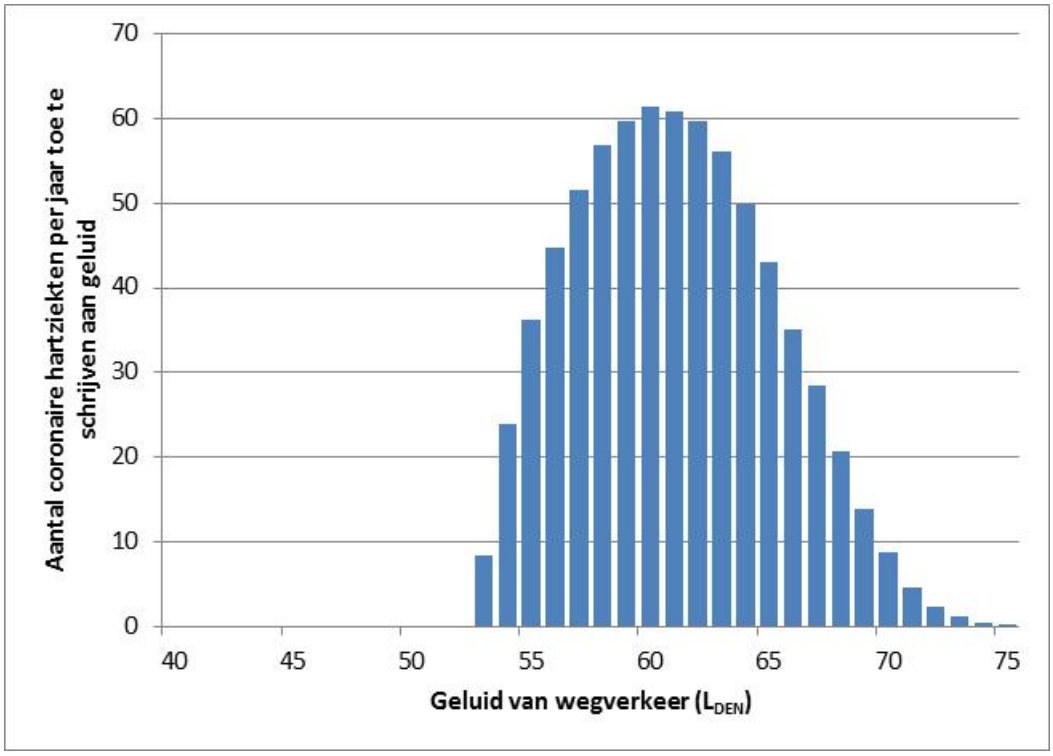
In Figuur 21, 22 en 23 is per 1 dB de omvang van het aantal ernstig gehinderden door geluid van wegverkeer, het aantal ernstig slaapverstoorden door nachtelijk geluid van wegverkeer, en het aantal coronaire hartziekten per jaar toe te schrijven aan geluid van wegverkeer weergegeven.



Figuur 21 Uitsplitsing van het totale aantal ernstig gehinderden door geluid van wegverkeer over 1 dB klassen.



Figuur 22 Uitsplitsing van het totale aantal ernstig slaapverstoorden door nachtelijk geluid van wegverkeer over 1 dB klassen.



Figuur 23 Uitsplitsing van het totale aantal aan geluid van wegverkeer toe te schrijven coronaire hartziekten per jaar over 1 dB klassen.

Uit Figuur 21 en 22 blijkt dat de omvang van het aantal ernstig gehinderden en ernstig slaapverstoorden in de Nederlandse bevolking niet zozeer bepaald wordt door blootstelling aan de hoge geluidsniveaus; vooral de geluidsniveaus tussen de ~45 en 65 dB (L_{den}) en ~ 35-55 dB (L_{night}) leveren een relatief grote bijdrage.
Uit Figuur 23 blijkt dat de bijdrage van relatief zeer hoge geluidsniveaus aan het totale aantal coronaire hartziekten per jaar, relatief laag is ten opzichte van de bijdrage van geluidsniveaus die bijvoorbeeld liggen tussen 55 en 65 dB. De reden hiervoor is dat het aantal mensen dat woonachtig is in gebieden met een geluidsbelasting rond de 60 dB (L_{den}) veel groter is dan het aantal bij hogere geluidsbelastingen.

5.3 Omvang van de effecten door geluid van railverkeer

5.3.1 Totale omvang van de ziektelast

In Tabel 5 wordt het aantal personen in Nederland weergegeven dat door de blootstelling aan geluid afkomstig van railverkeer een negatief gezondheids- of welzijnseffect ondervindt.

Op basis van blootstellingsgegevens uit 2016 is geschat dat het aantal mensen dat ernstige hinder door geluid van railverkeer ondervindt, gemiddeld ongeveer 98.600 is. Het aantal personen dat ernstige slaapverstoring ondervindt door nachtelijk geluid van railverkeer wordt geschat op gemiddeld ruim 31.000 personen.

Het aantal personen in Nederland dat per jaar een coronaire hartziekte krijgt door geluid van railverkeer bedraagt naar schatting gemiddeld veertig, met een 95%-betrouwbaarheidsinterval van twee tot 85.

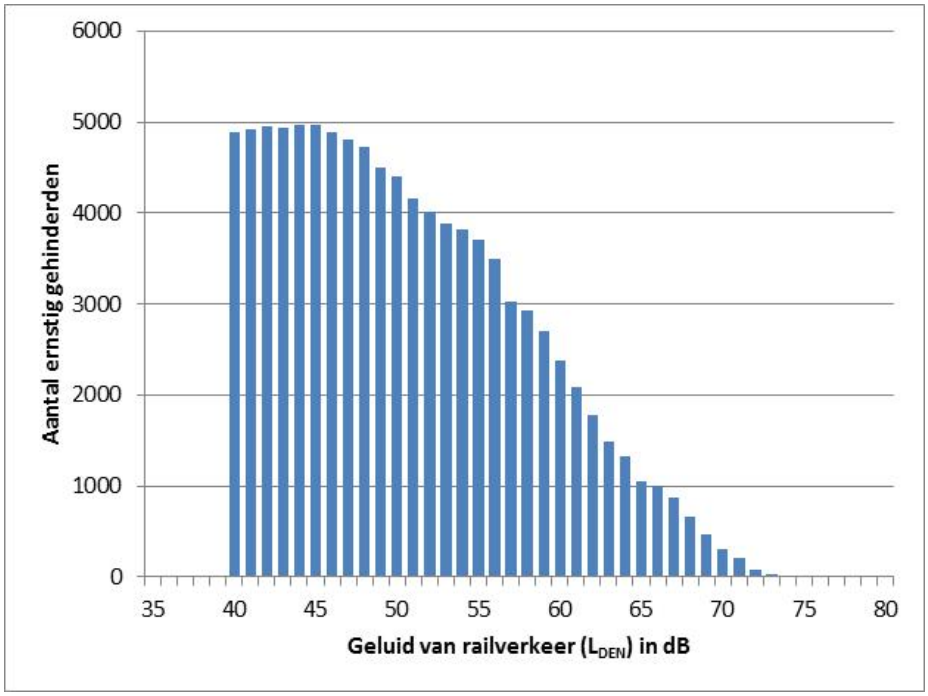
Tabel 5 De omvang van effecten op gezondheid en welbevinden in de Nederlandse bevolking afkomstig van railverkeer†††.

Omschrijving effect	Aantal personen		Indicator	Toegepast
	Gemiddeld	95% Bthi		
Sterfte coronaire hartziekten†	3	1-6	L_{den}	Vanaf 53 dB
Coronaire hartziekten per jaar*	40	2-85	L_{den}	Vanaf 53 dB
Ernstige slaapverstoring***	31.500	NB	L_{night}	40-65 dB
Ernstige hinder††	98.600	91.000-106.000	L_{den}	40-70 dB

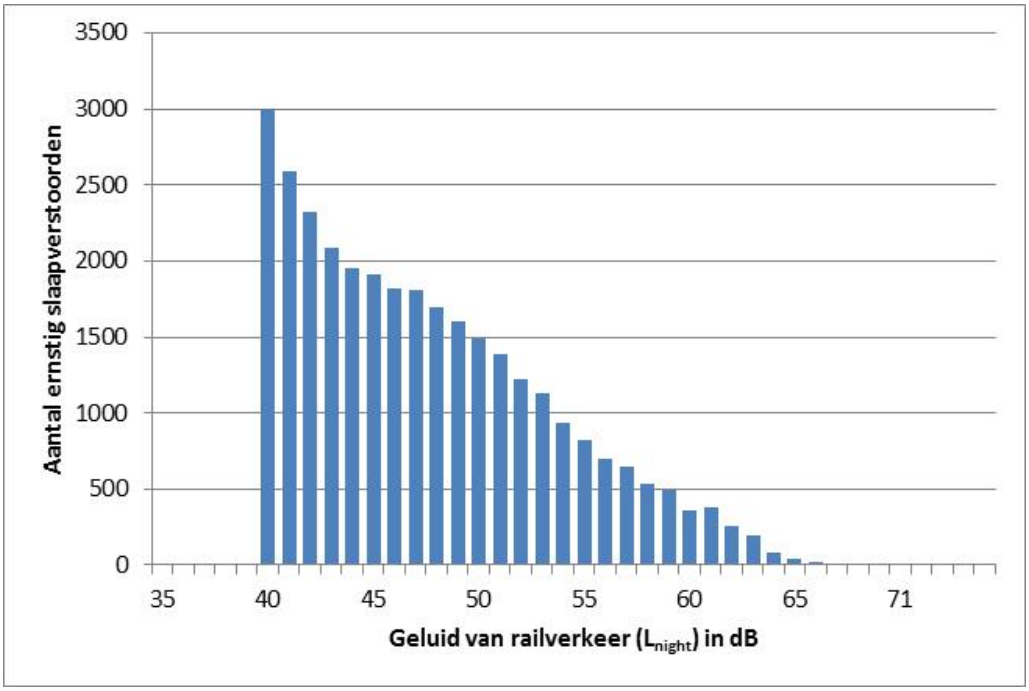
*De berekeningen zijn uitgevoerd met behulp van het RR per 10 dB (L_{den}) van 1,04 (95%Bthi: 1,00-1,09) (zie ook hoofdstuk 3). In 2017 bedroeg de incidentie van coronaire hartziekten (ICD-10: I20-I25) in Nederland onder mannen en vrouwen 122.900; † De berekeningen zijn uitgevoerd met behulp van het RR per 10 dB (L_{den}) van 1,05 (95%Bthi 1,02-1,09) (zie ook hoofdstuk 3). In 2017 bedroeg de sterfte door coronaire hartziekten (ICD-10: I20-I25) in Nederland onder mannen en vrouwen 8.337; †† De berekeningen zijn uitgevoerd met de BR-relatie tussen geluid van railverkeer en ernstige hinder die is afgeleid op basis van de resultaten van de GGD Gezondheidsmonitor uit 2016; *** De berekeningen zijn uitgevoerd met de BR-relatie tussen nachtelijk geluid (L_{night}) van railverkeer en het percentage ernstige slaapverstoring, afgeleid door Basner en McGuire [3]; ††† Het RIVM heeft de geluidsbelasting met data van 2016 in kaart gebracht; Afkortingen: 95%Bthi = 95%-betrouwbaarheidsinterval; NB = Niet beschikbaar

5.3.2 *Verdeling van de ziektelast*

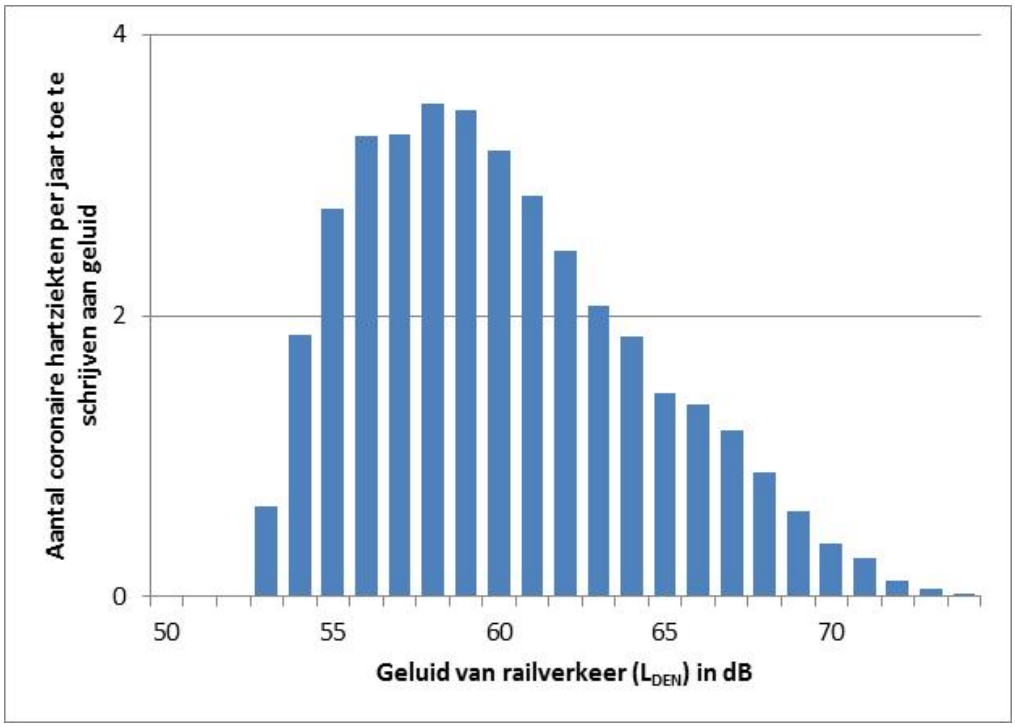
In Figuur 24, 25 en 26 is per 1 dB de omvang van het aantal ernstig gehinderden door geluid van railverkeer, het aantal ernstig slaapverstoorden door nachtelijk geluid van railverkeer, en het aantal coronaire hartziekten per jaar toe te schrijven aan geluid van railverkeer weergegeven.



Figuur 24 Uitsplitsing van het totale aantal ernstig gehinderden door geluid van railverkeer (L_{DEN}) over 1 dB klassen.



Figuur 25 Uitsplitsing van het totale aantal ernstig slaapverstoorden door nachtelijk geluid van railverkeer over 1 dB klassen.



Figuur 26 Uitsplitsing van het totale aantal aan geluid van railverkeer toe te schrijven coronaire hartziekten per jaar over 1 dB klassen.

Uit Figuur 24 blijkt dat het grootste deel van de ruim 98.000 mensen in Nederland van achttien jaar en ouder die ernstig worden gehinderd door geluid van railverkeer, wordt bepaald door de blootstelling aan geluidsniveaus tussen ~40 en 48 dB (L_{den}).

Het aantal personen dat ernstige slaapverstoring ondervindt door nachtelijk geluid van railverkeer wordt geschat op gemiddeld ruim 31.000 personen. Uit Figuur 25 blijkt dat deze omvang vooral bepaald wordt door blootstelling aan nachtelijke geluidsniveaus tussen de 40-45 dB (L_{night}).
Het grootste deel van het aantal coronaire hartziekten per jaar dat is toe te schrijven aan de blootstelling aan geluid van railverkeer zal naar verwachting optreden bij personen in woningen met een geluidsrange van ~55-60 dB (L_{den}) (zie ook Figuur 26).

5.4 Omvang van de effecten door geluid van vliegverkeer

5.4.1 Totale omvang van de ziektelast

Uit Tabel 6 blijkt dat het aantal mensen dat ernstige hinder ondervindt, op ruim 259.000 wordt geschat. Het aantal ernstig slaapverstoorden wordt geschat op gemiddeld bijna 152.000 personen. Het aantal personen per jaar dat een coronaire hartziekte krijgt door geluid van vliegverkeer bedraagt gemiddeld 10.

Tabel 6 De omvang van effecten op gezondheid en welbevinden in de Nederlandse bevolking afkomstig van vliegverkeer†††.

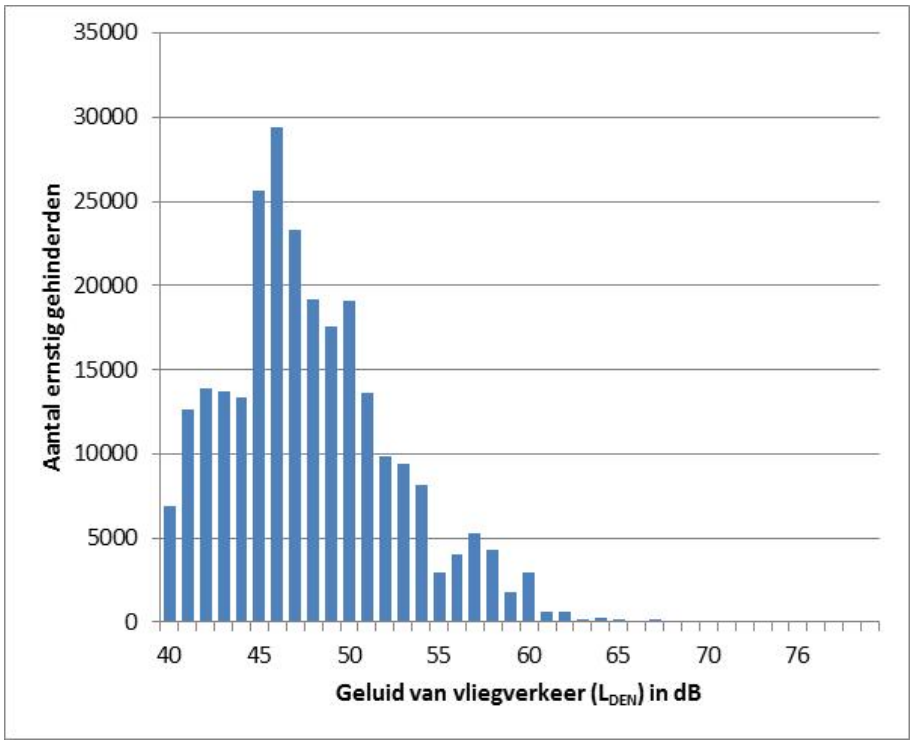
Omschrijving effect	Aantal personen		Indicator	Toegepast
	Gemiddeld	95% Bthi		
Sterfte coronaire hartziekten†	1	0-2	L_{den}	Vanaf 53 dB
Coronaire hartziekten per jaar*	10	0-20	L_{den}	Vanaf 53 dB
Ernstige slaapverstoring***	151.900	127.900-179.000	L_{night}	30-65 dB
Ernstige hinder††	259.200	247.000-266.000	L_{den}	40-70 dB

*De berekeningen zijn uitgevoerd met behulp van het RR per 10 dB (L_{den}) van 1,04 (95%Bthi: 1,00-1,09) (zie ook hoofdstuk 3). In 2017 bedroeg de incidentie van coronaire hartziekten (ICD-10: I20-I25) in Nederland onder mannen en vrouwen 122.900; † De berekeningen zijn uitgevoerd met behulp van het RR per 10 dB (L_{den}) van 1,05 (95%Bthi 1,02-1,09) (zie ook hoofdstuk 3). In 2017 bedroeg de sterfte door coronaire hartziekten (ICD-10: I20-I25) in Nederland onder mannen en vrouwen 8.337; †† De berekeningen zijn uitgevoerd met de BR-relatie tussen geluid van vliegverkeer en ernstige hinder die is afgeleid op basis van data verzameld met behulp van de GGD Gezondheidsmonitor uit 2016; *** De berekeningen zijn uitgevoerd met de BR-relatie tussen nachtelijk geluid (L_{night}) van vliegverkeer en het percentage ernstige slaapverstoring, afgeleid door Breugelmans en collega's [21]; ††† De blootstelling is gebaseerd op geluidsberekeningen van NLR rond Schiphol en de regionale luchthavens van nationaal belang voor 2015 en 2016. Militaire luchtvaart en kleine luchtvaart zijn niet meegenomen in de berekeningen; Afkortingen: 95%Bthi = 95%-betrouwbaarheidsinterval; NB = Niet beschikbaar.

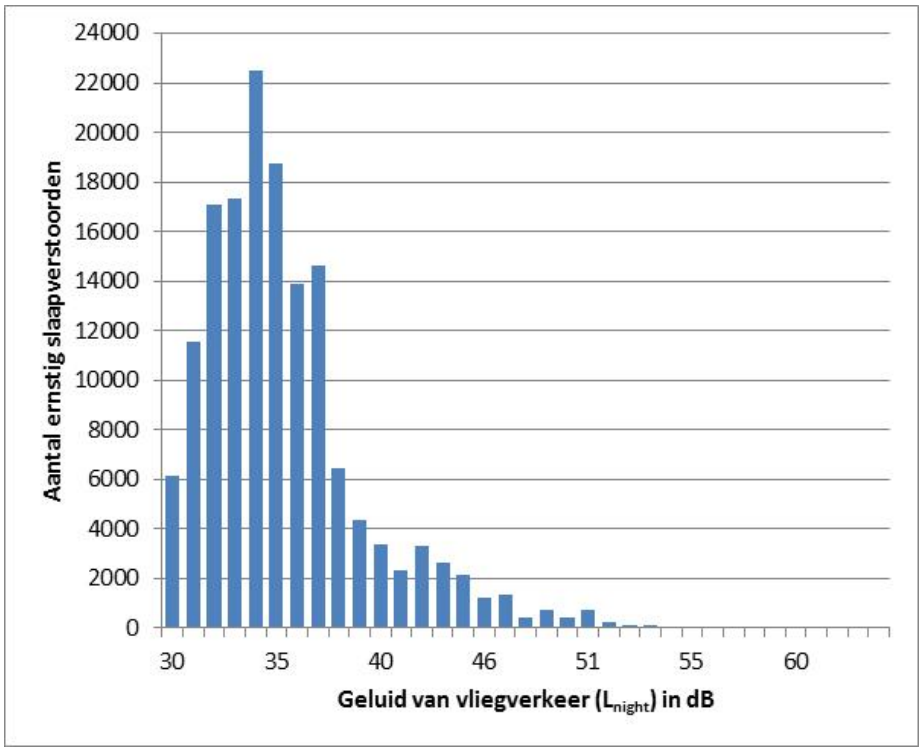
5.4.2 Verdeling van de ziektelast door geluid van vliegverkeer

In Figuur 27, 28 en 29 is per 1 dB de omvang van het aantal ernstig gehinderden door geluid van vliegverkeer, het aantal ernstig slaapverstoorden door nachtelijk geluid van vliegverkeer, en het aantal coronaire hartziekten per jaar toe te schrijven aan geluid van vliegverkeer weergegeven.
Uit Figuur 27 blijkt dat de omvang van het aantal ernstig gehinderden door geluid van vliegverkeer vooral wordt bepaald door geluidsniveaus in de range van 45-50 dB (L_{den}). Het grootste deel van de mensen die ernstig slaapverstoord zijn door geluid van vliegverkeer wonen in

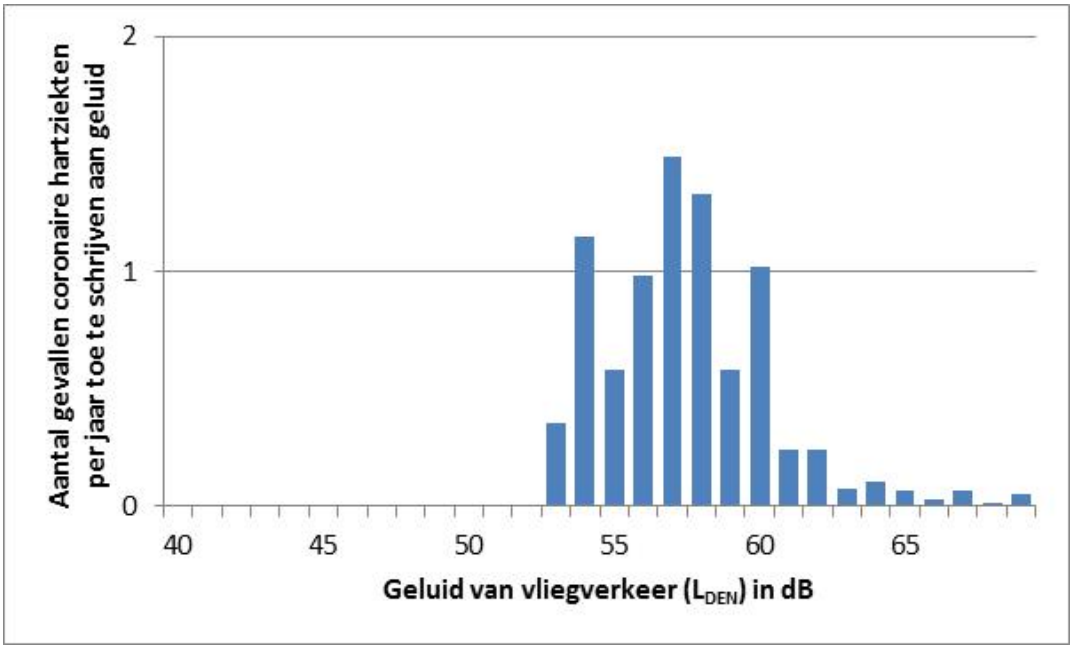
gebieden met een nachtelijk geluidsniveau tussen 32 en 37 dB (L_{night}) (Figuur 28).



Figuur 27 Uitsplitsing van het totale aantal ernstig gehinderden door geluid van vliegverkeer over 1 dB klassen.



Figuur 28 Uitsplitsing van het totale aantal ernstig slaapverstoorden door nachtelijk geluid van vliegverkeer over 1 dB klassen.



Figuur 29 Uitsplitsing van het totale aantal aan geluid van vliegverkeer toe te schrijven coronaire hartziekten per jaar over 1 dB klassen.

Uit Figuur 29 blijkt dat de omvang van het aantal personen per jaar met coronaire hartziekten toe te schrijven aan geluid van vliegverkeer vooral in gebieden woont met een geluidsniveau tussen de 55 en 60 dB (L_{den}).

6 Gevoeligheidsanalyse

6.1 Wat is een gevoeligheidsanalyse?

De uitkomsten van de schatting van de omvang van de ziektelast door omgevingsgeluid is omgeven door een aantal onzekerheden. In dit hoofdstuk laten we aan de hand van een gevoeligheidsanalyse zien wat de invloed is van een aantal van deze onzekerheden. Een gevoeligheidsanalyse is een studie naar de invloed van variaties in (model)parameters of beginvoorwaarden enzovoort op de uitkomsten van (model)berekeningen [68]. Met andere woorden: in dit hoofdstuk gaan we bekijken hoe gevoelig de uitkomsten van de ziektelastberekeningen uit hoofdstuk 5 zijn voor variaties in een aantal van de onderliggende parameters. We gaan niet in op de kansen/onzekerheden waarmee deze variaties optreden.

In dit hoofdstuk proberen we antwoord te krijgen op de volgende vragen:

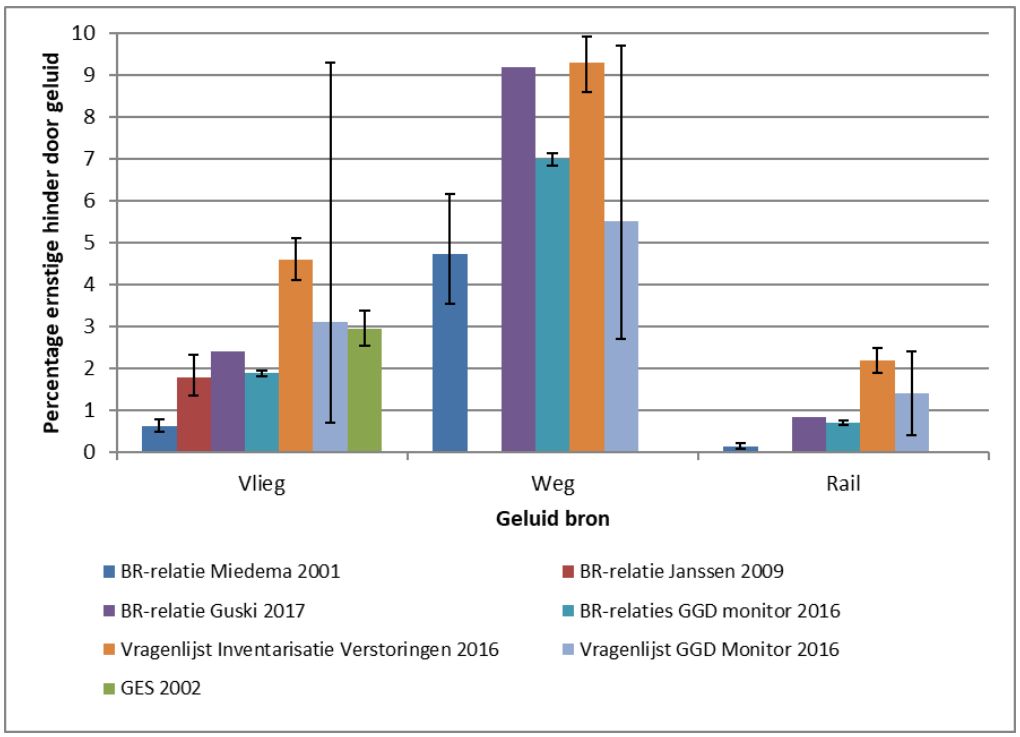
- Wat is de invloed van de keuze van de BR-relatie voor de schattingen van het aantal ernstig gehinderden, het aantal ernstig slaapverstoorden, en het aantal aan geluid toe te schrijven gevallen van coronaire hartvaatziekten?
- Maakt het voor de schatting van het aantal ernstig gehinderden en het aantal ernstig slaapverstoorden uit of deze geschat worden met BR-relaties, of op basis van vragenlijstonderzoek?
- Wat is de invloed van de keuze van het geluidsniveau vanaf waar de BR-relatie voor de incidentie van coronaire hartziekten van toepassing is?

Ter berekening van de ziektelast in hoofdstuk 5 is het aantal ernstig gehinderden en aantal ernstig slaapverstoorden zoveel als mogelijk geschat met BR-relaties die zijn afgeleid op basis van nationale data. Het aantal toe te schrijven coronaire hartziekten is berekend met een algemeen toepasbaar RR per 10 dB. Om na te gaan wat de invloed van de keuze van de BR-relatie is, zullen de berekeningen ook worden gedaan met een aantal andere BR-relaties. Om na te gaan in hoeverre het uitmaakt of het aantal ernstig gehinderden en aantal ernstig slaapverstoorden wordt geschat op basis van BR-relaties of op basis van vragenlijstonderzoek, zullen er ook berekeningen gedaan worden met behulp van gegevens uit vragenlijstonderzoeken. Ter berekening van het aantal coronaire gevallen toe te schrijven aan geluid, is alles doorgerekend ten opzichte van 53 dB (L_{den}). Om na te gaan wat de invloed is van de keuze van 53 dB, zullen we ook een aantal berekeningen uitvoeren waarbij gekozen wordt voor een ander geluidsniveau.

6.2 Toepassing van verschillende BR-relaties voor het schatten van de omvang van ernstige hinder

In hoofdstuk 5 hebben we het percentage ernstig gehinderden geschat met behulp van de BR-relatie die ten behoeve van deze rapportage is afgeleid op basis van data verzameld door middel van de GGD Gezondheidsmonitor 2016. Zoals we in hoofdstuk 3 al hebben laten zien, zijn er ook nog andere nationale en internationale BR-relaties

beschikbaar. Ten behoeve van deze gevoeligheidsanalyse hebben we de omvang van het aantal mensen dat ernstige hinder ondervindt door de verschillende BR-relaties gecombineerd met de verdeling van de Nederlandse bevolking van achttien jaar en ouder over de blootstelling. De resultaten worden weergegeven in Figuur 30 en Tabel 7.



Figuur 30 De prevalentie van ernstige hinder door geluid van weg-, vlieg- en railverkeer in Nederland, geschat met behulp van landelijk onderzoek en toepassing van verschillende BR-relaties.

6.2.1 *Geluid van wegverkeer*

Uit Figuur 30 blijkt dat geluid van wegverkeer steeds de meeste ernstige hinder veroorzaakt. Wanneer we de BR-relatie van Guski en collega's [2] toepassen, leidt dat tot de hoogste schatting. Er wordt geschat dat gemiddeld ruim 1,2 miljoen personen van achttien jaar en ouder ernstig worden gehinderd door geluid van wegverkeer (zie ook Tabel 7). De schatting van het aantal ernstig gehinderden met behulp van de BR-relatie van Guski en collega's [2] ligt 30% hoger dan de schatting van het aantal ernstig gehinderden door geluid van wegverkeer die we in hoofdstuk 5 hebben gepresenteerd. De schatting in hoofdstuk 5 was gebaseerd op de BR-relatie die is afgeleid op basis van data die waren verzameld met behulp van de GGD Gezondheidsmonitor 2016. De schatting met behulp van de GGD-relatie ligt ruim 48% hoger dan de schatting van het aantal ernstig gehinderden berekend met behulp van de BR-relatie die is afgeleid door Miedema en Oudshoorn [15].

Tabel 7 De prevalentie van ernstige hinder door geluid van weg-, vlieg- en railverkeer in Nederland (personen van achttien jaar en ouder).

Bron	Referentie	BR-relatie/ Vragenlijstonderzoek‡	Aantal personen		Toegepast vanaf (L_{den})
			Gemiddeld	95% Bthi	
Vliegverkeer	[15]	BR-relatie††	85.600	66.000-108.500	45-75 dB
	[16]	BR-relatie††	245.800	185.900-318.500	45-75 dB
	[2]	BR-relatie††	328.800	-	40-75 dB
	**	BR-relatie††	259.200	247.000-266.000	40-70 dB
	[21]	BR-relatie††	401.500	347.000-461.000	40-65 dB
	[27]	Vragenlijstonderzoek	629.200	560.800-697.500	N.v.t.
	[69]	Vragenlijstonderzoek	424.000	95.700-1.272.000	N.v.t.
Wegverkeer	[15]	BR-relatie‡‡	646.200	484.100-842.500	42-75 dB
	[2]†	BR-relatie‡‡	1.254.900	-	45-80 dB†
	**	BR-relatie‡‡	957.300	936.300-977.000	40-75 dB
	[27]	Vragenlijstonderzoek	1.272.000	1.176.300-1.354.000	N.v.t.
	[69]*	Vragenlijstonderzoek	752.300	369.30-1.326.700	N.v.t.
Railverkeer	[15]	BR-relatie***	21.200	13.500-32.200	42-75 dB
	[2]	BR-relatie***	117.000	-	40-80 dB
	**	BR-relatie***	98.600	91.000-106.000	40-70 dB
	[27]	Vragenlijstonderzoek	300.900	259.900-341.900	N.v.t.
	[69]	Vragenlijstonderzoek	191.500	54.700-328.300	N.v.t.

*In de GGD Gezondheidsmonitor is hinder door geluid van wegverkeer gemeten met behulp van twee vragen: mate van hinder op wegen waar het verkeer < 50 km/uur rijdt en mate van hinder op wegen waar het verkeer > 50 km/uur rijdt [69]. In de tabel zijn de resultaten van eerstgenoemde vraagstelling weergegeven. † Volgens Guski en collega's [2] is de BR-relatie toepasbaar in de range van 40-80 dB (L_{den}). Maar tussen 40 en 45 dB (L_{den}) neemt de kans op ernstige hinder af. Daarom is besloten de toepassingsrange te beperken tot 45-80 dB (L_{den}); ‡ BR-relatie: het aantal ernstig gehinderden is berekend door de BR-relatie te combineren met een blootstellingsverdeling. Vragenlijstonderzoek: het resultaat van het vragenlijstonderzoek is rechtstreeks toegepast op de Nederlandse bevolking van achttien jaar en ouder; ** De BR-relatie die ten behoeve van deze rapportage is afgeleid op basis van data verzameld met behulp van de GGD Gezondheidsmonitor 2016; †† De geluidsbelasting is gebaseerd op geluidberekeningen van NLR rond Schiphol en de regionale luchthavens van nationaal belang voor 2015 en 2016. Militaire luchtvaart en kleine luchtvaart zijn niet meegenomen in de berekeningen; ‡‡ Het RIVM heeft de geluidsbelasting met data over de periode 2011-2016 in kaart gebracht; *** Het RIVM heeft de geluidsbelasting met data uit 2016 in kaart gebracht; Afkortingen: Gem = gemiddelde, 95%Bthi: 95%-betrouwbaarheidsinterval, N.v.t. = Niet van toepassing

6.2.2 Geluid van railverkeer

Geluid van railverkeer veroorzaakt doorgaans het laagste aantal ernstig gehinderden: Ook nu is de schatting van het aantal ernstig gehinderden met behulp van de nieuwe BR-relatie die is afgeleid door Guski en collega's [2] hoger dan de schatting van het aantal ernstig gehinderden berekend met behulp van de BR-relatie die is afgeleid op basis van de data verzameld met behulp van de GGD Gezondheidsmonitor 2016. Met behulp van de relatie afgeleid door Guski en collega's [2] hebben we geschat dat er in Nederland gemiddeld 117.000 personen van 18 jaar en ouder ernstig worden gehinderd door het geluid van railverkeer (0,9%). Dit is ruim 18% meer dan de schatting met behulp van de BR-relatie van de GGD Gezondheidsmonitor 2016 (zie ook hoofdstuk 5). Toepassing van de BR-relatie van Miedema en Oudshoorn [15] resulteert 'slechts' in ruim 21.000 ernstig gehinderde volwassenen.

6.2.3 Geluid van vliegverkeer

Net als bij railverkeer, is de schatting van het aantal ernstig gehinderden met behulp van de BR-relatie die is afgeleid door Guski en collega's [2], hoger dan de schatting van het aantal ernstig gehinderden berekend met behulp de BR-relatie gebaseerd op data verzameld met behulp van de GGD Gezondheidsmonitor 2016. Met behulp van de BR-relatie van Guski en collega's [2] wordt geschat dat in Nederland gemiddeld bijna 329.000 personen van achttien jaar en ouder ernstig worden gehinderd door geluid van vliegverkeer. Dit is bijna 27% meer dan de schatting met behulp van de BR-relatie van de GGD Gezondheidsmonitor 2016 (zie ook hoofdstuk 5). Toepassing van de BR-relatie van Miedema en Oudshoorn [15] resulteert in de laagste schatting van het aantal ernstig gehinderden door geluid van vliegverkeer: gemiddeld 85.600 personen van achttien jaar en ouder. Dit is drie keer zo laag als het aantal ernstig gehinderden geschat in hoofdstuk 5. Toepassing van de BR-relatie van Breugelmans en collega's [21] ('GES 2002') resulteert in de hoogste schatting van het aantal ernstig gehinderden door geluid van vliegverkeer: gemiddeld 401.500 personen van achttien jaar en ouder. Dit is bijna 55% meer dan het aantal ernstig gehinderden geschat in hoofdstuk 5.

6.3 Schattingen van het aantal ernstig gehinderden met behulp van een vragenlijst

Er zijn momenteel gegevens van een aantal landelijke vragenlijstonderzoeken beschikbaar waarin informatie over (ernstige) hinder door geluid van vlieg-, weg- en railverkeer is gemeten. Het gaat om data verzameld als onderdeel van de landelijke Inventarisatie Verstoringen (IV) [27] en data die zijn verzameld als onderdeel van de GGD Gezondheidsmonitor [18][7]. Beide onderzoeken zijn uitgevoerd in 2016. Ten behoeve van deze gevoeligheidsanalyse hebben we de omvang van het aantal mensen dat ernstige hinder ondervindt ook direct geschat op basis van de resultaten van deze vragenlijstonderzoeken. Om een zo goed mogelijke vergelijking te kunnen maken met de berekeningen uit hoofdstuk 5, hebben we de resultaten van beide vragenlijsten toegepast

[7] De resultaten van de GGD Gezondheidsmonitor zijn terug te vinden via de volgende link: https://www.volksgezondheidenzorg.info/onderwerp/fysieke-omgeving/regionaal-internationaal/regionaal-zelf-gerapporteerd.

op de bevolking van achttien jaar en ouder. De resultaten worden weergegeven in Figuur 30 en Tabel 7.

6.3.1 Geluid van wegverkeer

Op basis van de resultaten van de vragenlijst van de Zevende Inventarisatie Verstoringen hebben we geschat dat 8,6 tot 9,9% van de Nederlandse bevolking van achttien jaar en ouder ernstig is gehinderd door geluid van wegverkeer (dit komt neer op gemiddeld bijna 1,3 miljoen mensen) [27].[8] De schatting op basis van de resultaten van de vragenlijst van de GGD Gezondheidsmonitor uit 2016 [18] liggen ongeveer 40% lager. Echter, de betrouwbaarheidsintervallen overlappen elkaar.
De schatting van het aantal ernstig gehinderden gebaseerd op de vragenlijst van de Zevende Inventarisatie Verstoringen [27] ligt bijna 33% hoger dan de schatting gepresenteerd in hoofdstuk 5, waarbij de BR-relatie afgeleid op basis van data verzameld met behulp van de GGD Gezondheidsmonitor 2016 is gebruikt. De schatting van hoofdstuk 5 ligt ruim 21% hoger dan de schatting op basis van de resultaten van de vragenlijst van de GGD Gezondheidsmonitor uit 2016 [18]. De 95%-betrouwbaarheidsintervallen overlappen elkaar.

6.3.2 Geluid van railverkeer

De directe schattingen van het aantal ernstig gehinderden door geluid van railverkeer liggen hoger dan de schatting van het aantal ernstig gehinderden in hoofdstuk 5 waarbij de BR-relatie afgeleid op basis van data verzameld met behulp van de GGD Gezondheidsmonitor 2016 is gebruikt. De schatting op basis van de vragenlijst van de Zevende Inventarisatie Verstoringen [27] is het hoogst, en bedraagt gemiddeld 300.900 personen. Dit is ruim 57% hoger dan de schatting op basis van de vragenlijst van de GGD Gezondheidsmonitor 2016 [18]. De 95%-betrouwbaarheidsintervallen van beide schattingen overlappen elkaar deels.

6.3.3 Geluid van vliegverkeer

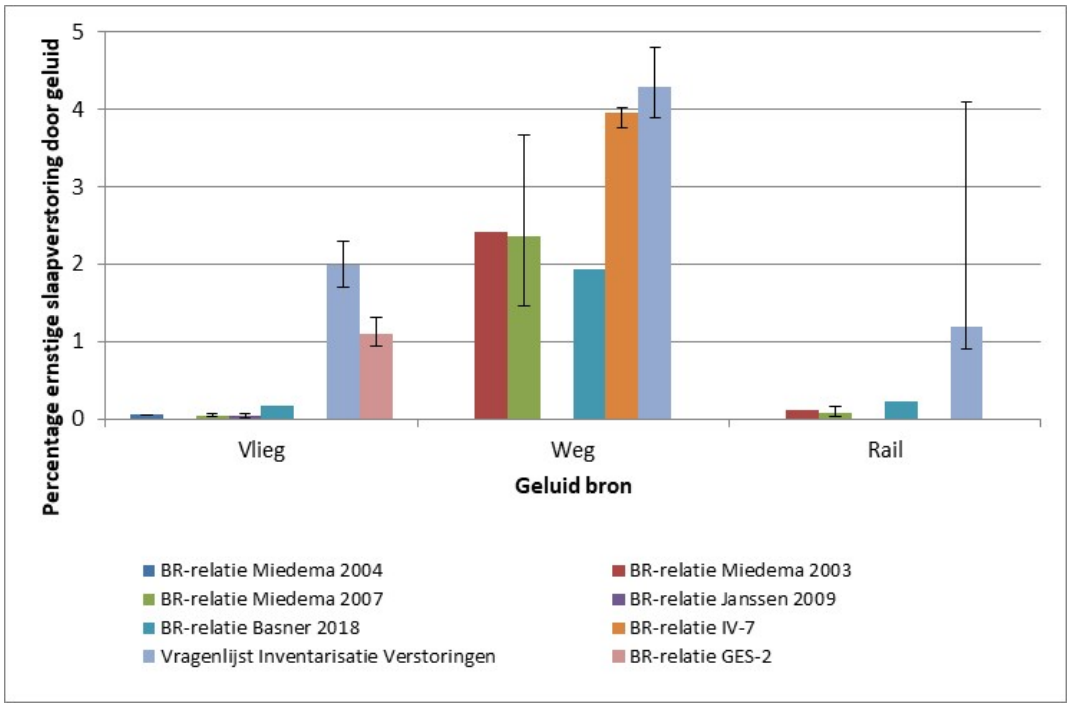
Ook de directe schattingen van het aantal ernstig gehinderden door geluid van vliegverkeer liggen hoger dan de schatting van het aantal ernstig gehinderden in hoofdstuk 5, waarbij de BR-relatie afgeleid op basis van data verzameld met behulp van de GGD Gezondheidsmonitor 2016 is gebruikt. De schatting op basis van de vragenlijst van de Zevende Inventarisatie Verstoringen [27] is ook nu het hoogst, en bedraagt gemiddeld 629.200 personen. Dit is ruim 48% hoger dan de schatting op basis van de vragenlijst van de GGD Gezondheidsmonitor 2016 [18]. De 95%-betrouwbaarheidsintervallen van beide schattingen overlappen elkaar.

6.4 Toepassing van verschillende BR-relaties voor het schatten van de omvang van ernstige slaapverstoring

Net als bij ernstige hinder, hebben we ten behoeve van deze gevoeligheidsanalyse de omvang van het aantal mensen dat ernstige slaapverstoring ondervindt door nachtelijk geluid met verschillende

[8] Hoewel aan de Zevende Inventarisatie Verstoringen alleen personen van zestien jaar en ouder hebben deelgenomen, hebben we de uitkomsten van dit onderzoek ten behoeve van de vergelijkbaarheid met de andere hindercijfers in deze rapportage slechts toegepast op alle mensen van achttien jaar en ouder.

BR-relaties bepaald. Op grond van de nachtelijke geluidsbelasting hebben we berekend welk percentage van de blootgestelde mensen naar verwachting ernstige slaapverstoring zal ondervinden. Hierbij hebben we de nachtelijke geluidsbelasting op de gevel (uitgedrukt als L_{night}) gebruikt om het percentage ernstige slaapverstoring te berekenen. De nachtelijke geluidsbelasting wordt via BR-relaties omgezet naar een verwacht percentage ernstige slaapverstoring. De resultaten worden weergegeven in Tabel 8 en Figuur 31.



Figuur 31 De prevalentie van ernstige slaapverstoring door geluid van weg-, vlieg- en railverkeer in Nederland, geschat met behulp van landelijk onderzoek en toepassing van verschillende BR-relaties.

6.4.1 *Geluid van wegverkeer*

Uit zowel Tabel 8 als Figuur 31 blijkt dat nachtelijk geluid van wegverkeer steeds de meeste slaapverstoring veroorzaakt. In hoofdstuk 5 is het aantal ernstig slaapverstoorden geschat door de BR-relatie toe te passen die is afgeleid op basis van data die zijn verzameld tijdens de Zevende Inventarisatie Verstoringen [27]. Schattingen van het aantal ernstig slaapverstoorden met behulp van de BR-relatie afgeleid door Basner en McGuire [3] leverde een schatting op die ongeveer twee keer zo laag was als de schatting uit hoofdstuk 5. Ook de schattingen van het aantal ernstig slaapverstoorden geschat met behulp van BR-relaties afgeleid door Miedema [24, 26] waren lager dan de in hoofdstuk 5 gepresenteerde schatting: respectievelijk 64% en 67%.

6.4.2 *Geluid van railverkeer*

In hoofdstuk 5 is het aantal ernstig slaapverstoorden geschat door de BR-relatie toe te passen die is afgeleid door Basner en McGuire [3]. Met behulp van deze BR-relatie werd het aantal ernstig slaapverstoorden door nachtelijk geluid van railverkeer geschat op gemiddeld 31.500 personen. De schattingen van het aantal ernstige slaapverstoringen die worden

geschat met behulp van de BR-relaties afgeleid door Miedema [24, 26] liggen lager (zie ook Tabel 8 en Figuur 31): respectievelijk 2 en 2,6 keer zo laag.

Tabel 8 De prevalentie van ernstige slaapverstoring door geluid van weg-, vlieg- en railverkeer in Nederland (personen van achttien jaar en ouder).

Bron	Referentie	BR-relatie/ Vragenlijstonderzoek*	Aantal personen		Toegepast vanaf (L_{night})
			Gemiddeld	95% Bthi	
Vliegverkeer	[25]	BR-relatie‡	8.100		40-65 dB
	[26]	BR-relatie‡	7.100	4.600-10.400	40-65 dB
	[16]	BR-relatie‡	6.300	3.400-10.500	45-65 dB
	[3]	BR-relatie‡	24.100		40-65 dB
	[21]	BR-relatie‡	151.900	127.900-178.900	30-65 dB
	[27]	Vragenlijstonderzoek	273.500	232.500-314.600	N.v.t.
Wegverkeer	[24]	BR-relatie**	329.700		40-65 dB
	[26]	BR-relatie**	324.300	200.200-501.100	40-65 dB
	[3]	BR-relatie**	263.900		40-65 dB
	†	BR-relatie**	541.000	517.000-555.500	30-60 dB
	[27]	Vragenlijstonderzoek	588.100	533.400-656.500	N.v.t.
Railverkeer	[24]	BR-relatie††	15.550		40-65 dB
	[26]	BR-relatie††	12.100	5.800-23.300	40-65 dB
	[3]	BR-relatie††	31.500		40-65 dB
	[69]	Vragenlijstonderzoek	164.100	123.100-560.800	N.v.t.

*BR-relatie: Het aantal ernstig slaapverstoorden is berekend door de BR-relatie te combineren met een blootstellingsverdeling. Vragenlijstonderzoek: Het resultaat van het vragenlijstonderzoek is rechtstreeks toegepast op de Nederlandse bevolking van achttien jaar en ouder; † De BR-relatie die ten behoeve van deze rapportage is afgeleid op basis van data verzameld met behulp van de Zevende Inventarisatie Verstoringen; ‡De geluidsbelasting is gebaseerd op geluidberekeningen van NLR rond Schiphol en de regionale luchthavens van nationaal belang voor 2015 en 2016. Militaire luchtvaart en kleine luchtvaart zijn niet meegenomen in de berekeningen; ** Het RIVM heeft de geluidsbelasting met data over de periode 2011-2016 in kaart gebracht; ††Het RIVM heeft de geluidsbelasting met data uit 2016 in kaart gebracht; Afkortingen: Gem = gemiddelde, 95%Bthi: 95%-betrouwbaarheidsinterval, N.v.t. = Niet van toepassing

6.4.3 Geluid van vliegverkeer

In hoofdstuk 5 is het aantal ernstig slaapverstoorden geschat door de BR-relatie toe te passen die is afgeleid door Breugelmans en collega's (GES 2002) [21]. Met behulp van deze BR-relatie werd het aantal ernstig slaapverstoorden door nachtelijk geluid van vliegverkeer geschat op gemiddeld 151.900 personen. Schattingen van het aantal ernstig slaapverstoorden met behulp van de BR-relatie afgeleid door Basner en McGuire [3] leverde een schatting op die ruim zes keer zo laag was als de schatting uit hoofdstuk 5. De omvang van schattingen op basis van de BR-relaties van Miedema [25, 26] en Janssen [16] waren nog lager.

6.5 Schatting van het aantal ernstig slaapverstoorden met behulp van een vragenlijst

Alleen als onderdeel van de Inventarisatie Verstoringen is de mate van slaapverstoring door nachtelijk geluid van weg-, rail- en vliegverkeer gemeten [27]. Op basis van de resultaten van de IV-7 hebben we ten behoeve van deze rapportage geschat hoeveel personen van achttien jaar en ouder er in Nederland ernstige slaapverstoring ondervinden door geluid van weg-, rail- en vliegverkeer. De resultaten worden gepresenteerd in Tabel 8 en Figuur 32.

6.5.1 Geluid van wegverkeer

In hoofdstuk 5 is het aantal ernstig slaapverstoorden geschat door de BR-relatie toe te passen die is afgeleid op basis van data die zijn verzameld tijdens de Zevende Inventarisatie Verstoringen [27]. Met behulp van deze BR-relatie werd het aantal ernstig slaapverstoorden door nachtelijk geluid van wegverkeer geschat op gemiddeld 541.000. De schatting van het aantal ernstig slaapverstoorden direct op basis van de vragenlijst van de Zevende Inventarisatie Verstoringen [27] is ruim 8% hoger en bedraagt gemiddeld 588.100 ernstig slaapverstoorden.

6.5.2 Geluid van railverkeer

In hoofdstuk 5 is met behulp van de BR-relatie van Basner en McGuire [3] geschat dat er gemiddeld 31.500 personen ernstig slaapverstoord worden door nachtelijk geluid van railverkeer. De schatting van het aantal ernstig slaapverstoorden direct op basis van de vragenlijst van de Zevende Inventarisatie Verstoringen [27] is ruim vijf keer zo hoog en bedraagt gemiddeld 164.100 ernstig slaapverstoorden.

6.5.3 Geluid van vliegverkeer

In hoofdstuk 5 is met behulp van de BR-relatie afgeleid door Breugelmans en collega's [21] geschat dat er gemiddeld 151.900 personen ernstig slaapverstoord worden door nachtelijk geluid van vliegverkeer. De schatting van het aantal ernstig slaapverstoorden direct op basis van de vragenlijst van de Zevende Inventarisatie Verstoringen [27] is 80% hoger en bedraagt gemiddeld 273.500 ernstig slaapverstoorden.

6.6 Toepassing van resultaten uit verschillende meta-analyses met betrekking tot de relatie tussen omgevingsgeluid en coronaire hartziekten

In hoofdstuk 4 hebben we de resultaten van de '*evidence review*' van Kempen en collega's [4, 14] niet alleen aangevuld met nieuwe resultaten;

om een nog robuuster resultaat te krijgen, hebben we de resultaten van studies die de effecten van geluid van wegverkeer hebben onderzocht, waar mogelijk, gecombineerd met de resultaten van studies die de effecten van geluid van rail en/of vliegverkeer hebben onderzocht. Dit heeft geleid tot twee nieuwe RR's per 10 dB die toepasbaar zijn op alle drie de bronnen. Tabel 9 geeft het resultaat weer van de schattingen met de verschillende RR's. Uit de tabel blijkt dat het verschil in RR per 10 dB tot een verschil in de omvang van de ziektelast kan leiden. Toepassing van de resultaten van de '*evidence review*' leidt tot een omvang van de ziektelast die circa 200% hoger kan uitvallen (1.480 ten opzichte van 750 gevallen van coronaire hartziekten per jaar).

Tabel 9 De omvang van coronaire hartziekten toe te schrijven aan de blootstelling aan verschillende bronnen van omgevingslawaai: vergelijking van de resultaten van verschillende meta-analyses voor omgevingsgeluid.

Bron	**Eindpunt**	**RR (95%Bthi) per 10 dB (L_{den})‡**	**Aantal personen**	
			Gem.	**95% Bthi**
Wegverkeer**	Aantal gevallen CHZ per jaar*	1,08 (95%Bthi: 1,01-1,15)€	1.480	190-2.730
		1,04 (95%Bthi: 1,00-1,09)@	750	40-1.660
	Sterfte t.g.v. CHZ†	1,05 (95%Bthi: 0,97-1,13)€	79	0-160
		1,05 (95%Bthi: 1,02-1,09)@	65	25-115
Railverkeer††	Aantal gevallen CHZ per jaar*	1,08 (95%Bthi: 1,01-1,15)€	80	10-145
		1,04 (95%Bthi: 1,00-1,09)@	40	2-85
	Sterfte t.g.v. CHZ†	1,05 (95%Bthi: 0,97-1,13)€	3	0-10
		1,05 (95%Bthi: 1,02-1,09)@	3	1-6
Vliegverkeer‡‡	Aantal gevallen CHZ per jaar*	1,08 (95%Bthi: 1,01-1,15)€	15	2-30
		1,04 (95%Bthi: 1,00-1,09)@	10	0-20
	Sterfte t.g.v. CHZ†	1,05 (95%Bthi: 0,97-1,13)€	1	0-2
		1,05 (95%Bthi: 1,02-1,09)@	1	0-2

*In 2017 bedroeg de incidentie van coronaire hartziekten (ICD-10: I20-I25) in Nederland onder mannen en vrouwen 122.900; † In 2017 bedroeg de sterfte door coronaire hartziekten (ICD-10: I20-I25) in Nederland onder mannen en vrouwen 8.337; € BR-relatie afkomstig van Van Kempen en collega's [4]; @ BR-relatie afgeleid in het kader van de VTV 2018 (zie ook hoofdstuk 3); ‡ In alle gevallen zijn de BR-relaties toegepast vanaf 53 dB (L_{den}); ** Het RIVM heeft de geluidsbelasting met data over de periode 2011-2016 in kaart gebracht; †† Het RIVM heeft de geluidsbelasting met data uit 2016 in kaart gebracht; ‡‡ De geluidsbelasting is gebaseerd op geluidsberekeningen van NLR rondom Schiphol en de regionale luchthavens van nationaal belang voor 2015 en 2016. Militaire luchtvaart en kleine luchtvaart zijn niet meegenomen in de berekeningen; Afkortingen: CHZ = coronaire hartziekten, 95%Bthi = 95%-betrouwbaarheidsinterval, dB = decibel.

6.7 Geluidsniveau vanaf waar de BR-relatie wordt toegepast

In hoofdstuk 4 hebben we aangegeven dat het onzeker is wat de precieze hoogte van het geluidsniveau is vanaf waar het risico op hart- en vaatziekten zal toenemen. In Tabel 10 wordt de invloed van dit geluidsniveau beschreven door het geluidsniveau van 53 dB te variëren in 50 en 55 dB. Uit de tabel blijkt dat het geluidsniveau vanaf waar de BR-relatie van toepassing wordt verklaard, een aanmerkelijke invloed heeft op de berekening van de omvang van de ziektelast. Passen we de BR-relatie toe vanaf 50 dB in plaats van 53 dB, dan zou de omvang van de ziektelast voor geluid van wegverkeer toenemen met 68% (van 750 gevallen naar 1.260 gevallen per jaar). Voor geluid van railverkeer zou de omvang bijna twee keer zo groot zijn; voor geluid van vliegverkeer zou de omvang zelfs met bijna een factor 3 toenemen. Een verhoging van het geluidsniveau vanaf waar de BR-relatie wordt toegepast, leidt tot een vermindering van de ziektelast (reductie van 32-56%).

Tabel 10 De invloed van het geluidsniveau vanaf waar de BR-relatie wordt toegepast voor de omvang van de jaarlijkse incidentie van coronaire hartziekten door geluid afkomstig van verschillende bronnen van omgevingslawaai.

BR-relatie toegepast vanaf*	**Wegverkeer†**		**Railverkeer‡**		**Vliegverkeer****	
	Aantal gevallen per jaar		**Aantal gevallen per jaar**		**Aantal gevallen per jaar**	
	Gem.	**95% Bthi**	**Gem.**	**95% Bthi**	**Gem.**	**95% Bthi**
50 dB	1.260	65-2.790	75	5-165	25	1-60
53 dB	750	40-1.660	40	2-85	10	0-20
55 dB	510	25-1.130	25	1-55	5	0-10

*De berekeningen zijn uitgevoerd met behulp van het RR per 10 dB (L_{den}) van 1,04 (95%Bthi: 1,00-1,09) (zie ook hoofdstuk 6). In 2017 bedroeg de incidentie van coronaire hartziekten (ICD-10: I20-I25) in Nederland onder mannen en vrouwen 122.900. †Het RIVM heeft de geluidsbelasting met data over de periode 2011-2016 in kaart gebracht; ‡ Het RIVM heeft de geluidsbelasting met data uit 2016 in kaart gebracht; ** De geluidsbelasting is gebaseerd op geluidberekeningen van NLR rondom Schiphol en de regionale luchthavens van nationaal belang voor 2015 en 2016. Militaire luchtvaart en kleine luchtvaart zijn niet meegenomen in de berekeningen; Afkortingen: Gem = Gemiddelde, 95%Bthi = 95%-betrouwbaarheidsinterval

7 Bespreking schattingen omvang

In dit hoofdstuk zullen de belangrijkste bevindingen van hoofdstuk 5 en 6 worden besproken. Eerst zullen we daarbij ingaan op de totale ziektelast. Vervolgens zullen de resultaten van de gevoeligheidsanalyse uit hoofdstuk 6 per eindpunt worden besproken.

7.1 De omvang van de ziektelast door geluid van weg-, rail- en vliegverkeer

Uit hoofdstuk 5 blijkt dat geluid van wegverkeer de grootste ziektelast veroorzaakt. Op basis van blootstellingsgegevens uit de periode 2011-2016 is geschat dat het aantal mensen dat ernstige hinder of ernstige slaapverstoring ondervindt ten gevolge van de blootstelling aan geluid van wegverkeer respectievelijk ruim 950.000 personen en ruim 540.000 personen bedraagt.
Daarnaast wordt geschat dat het aantal mensen dat in Nederland een coronaire hartziekte krijgt door geluid van wegverkeer ongeveer 750 per jaar is, met een 95%-betrouwbaarheidsinterval van veertig tot 1.660 per jaar. Het aantal mensen dat in Nederland door geluid sterft ten gevolge van een coronaire hartziekte is lager: naar schatting zijn dit er maximaal 115 per jaar.
De omvang van de ziektelast veroorzaakt door geluid van rail- en vliegverkeer ligt lager: zo ligt het aantal ernstig gehinderden door geluid van railverkeer gemiddeld zo'n factor 10 lager in vergelijking met de aantallen ten gevolge van geluid van wegverkeer; voor geluid van vliegverkeer ligt het aantal ernstig gehinderden bijna een factor 4 lager. Voor ernstige slaapverstoring zien we iets vergelijkbaars.
Het feit dat de ziektelast ten gevolge van geluid van vlieg- en railverkeer lager is dan de ziektelast veroorzaakt door geluid van wegverkeer is onder meer te verklaren door het feit dat in Nederland de meeste mensen zijn blootgesteld aan geluid van wegverkeer. Het aantal mensen dat is blootgesteld aan geluid van vlieg- en railverkeer is een stuk lager. Uit Figuur 19 blijkt dat ruim 3% van de Nederlandse bevolking wordt blootgesteld aan geluidsniveaus van meer dan 50 dB (L_{den}) afkomstig van railverkeer. Daarnaast wordt bijna 2% van de Nederlandse bevolking blootgesteld aan nachtelijke geluidsniveaus van meer dan 45 dB (L_{night}) afkomstig van railverkeer (zie ook Figuur 20). Ten slotte schatten we dat bijna 2% van de Nederlandse bevolking wordt blootgesteld aan geluidsniveaus van meer dan 50 dB (L_{den}) veroorzaakt door vliegverkeer. Minder dan 1% van de Nederlandse bevolking wordt blootgesteld aan nachtelijke geluidsniveaus van meer dan 45 dB (L_{night}) die worden veroorzaakt door vliegverkeer. Voor geluid van wegverkeer liggen deze percentages aanmerkelijk hoger.

7.2 Verdeling van de ziektelast door geluid

Wanneer we kijken naar de verdeling van de ziektelast, dan blijkt dat de grootste omvang van de ziektelast voorkomt bij personen die worden blootgesteld aan geluidsniveaus tussen 45 en 55 dB (L_{den}). De totale gezondheidswinst is daarom het grootst wanneer het gemiddelde blootstellingsniveau wordt gereduceerd. Zoals uit Figuur 19 blijkt, komen hoge blootstellingsniveaus relatief weinig voor, waardoor relatief

weinig mensen negatieve effecten van deze hoge niveaus ervaren (zie ook figuren 21 t/m 29).
Toch is het goed om ook de hoogste geluidsniveaus te reduceren. Het aantal coronaire hartziekten toe te schrijven aan de blootstelling van geluid is op dit moment namelijk hoger dan gedacht op basis van eerdere kennis. De meeste coronaire hartziekten treden vooral op bij geluidsniveaus tussen 53 en 70 dB (L_{den}); boven 70 dB (L_{den}) zien we minder coronaire hartziekten. Zoals we in hoofdstuk 4 al hebben beschreven is het beeld over het geluidsniveau waarop het risico op coronaire hartziekten toeneemt in de loop van de tijd veranderd. In de jaren negentig dachten organisaties als de Gezondheidsraad [58] dat effecten pas op beginnen te treden bij niveaus van ongeveer 70 dB; in haar richtlijn voor omgevingslawaai, geeft de WHO in 2018 aan dat dit wel eens bij 53 dB zou kunnen zijn [1]. Dit is dus lager dan eerder gedacht.

7.3 Ernstige hinder

7.3.1 Schatting van de omvang van de effecten met verschillende BR-relaties

In deze rapportage is het aantal ernstig gehinderden door geluid van weg-, rail- en vliegverkeer berekend door de blootstellingsverdeling van de Nederlandse bevolking te combineren met een BR-relatie die ten behoeve van de rapportage is afgeleid op basis van gegevens verzameld als onderdeel van de GGD Gezondheidsmonitor uit 2016. Het aantal ernstig gehinderden dat op deze manier onder volwassenen geschat wordt, bedraagt gemiddeld 957.400, 98.600 en 259.200 personen voor respectievelijk geluid van weg-, rail- en vliegverkeer. Toepassing van de nieuw afgeleide BR-relaties van Guski en collega's [2] leverde steeds hogere aantallen ernstig gehinderden op. Voor geluid van wegverkeer levert de schatting met behulp van de BR-relatie van Guski en collega's [2] 30% meer ernstig gehinderden op dan met behulp van de BR-relatie van de GGD Gezondheidsmonitor 2016. Voor geluid van railverkeer is het verschil 18% en voor geluid van vliegverkeer levert toepassing van de BR-relatie van Guski en collega's [2] ongeveer 27% meer ernstig gehinderden op dan toepassing van de GGD Gezondheidsmonitor-relatie. Toepassing van de al bestaande internationale BR-relaties van Miedema en Oudshoorn [15] en Janssen en Vos [16] levert een lager aantal ernstig gehinderden op (zie ook Tabel 7) dan toepassing van de GGD Gezondheidsmonitor-relatie.

Er is een aantal mogelijke oorzaken voor de gevonden verschillen tussen de prevalentie-schattingen met behulp van de verschillende BR-relaties. Uit Tabel 7 blijkt dat niet alle BR-relaties op dezelfde blootstellingsrange zijn toegepast. Het was in het kader van de vergelijking wellicht 'eerlijker' geweest om dit wel te doen, maar een BR-relatie kan niet zomaar op elke blootstellingsrange worden toegepast. Onder andere op basis van hoe de desbetreffende BR-relatie tot stand is gekomen, is steeds gekeken voor welke blootstellingsrange het nog valide is om een BR-relatie toe te passen. Zo veronderstellen de BR-relaties voor, afgeleid door Miedema en Oudshoorn [15], en Janssen en Vos [16], dat er onder ~40 dB (L_{den}) en boven 75 dB geen ernstige hinder optreedt, dan wel dat de antwoorden van de mensen die zijn blootgesteld aan deze niveaus minder betrouwbaar zijn. Ook veronderstellen ze dat de geluidsmodellen minder goed in staat zijn om de blootstelling aan lage

en of/hoge geluidsniveaus op een betrouwbare manier vast te stellen. Daarom nemen ze de deelnemers die zijn blootgesteld aan geluidsniveaus lager dan ~ 40 dB of meer dan 75 dB niet mee in hun analyse. Het is goed te beseffen dat de BR-relaties van Miedema en Janssen zijn gebaseerd op verschillende internationale studies waarvoor veelal mensen zijn uitgenodigd die in de buurt van een luchthaven, spoorlijn of weg wonen. Met andere woorden: deelnemers aan deze studies zijn juist uitgenodigd vanwege hun blootstelling aan geluid.
De BR-relaties die zijn afgeleid op basis van de data verzameld met behulp van de GGD Gezondheidsmonitor uit 2016 worden wel steeds toegepast vanaf 40 dB. In tegenstelling tot wat Miedema en Oudshoorn [15] en Janssen en Vos [16] hebben gedaan, zijn mensen die zijn blootgesteld aan lagere geluidsniveaus niet uitgesloten van de analyse, vanwege de aanname dat de antwoorden bij lagere niveaus minder betrouwbaar zijn. In tegenstelling tot de onderliggende onderzoeken bij de BR-relatie van Miedema en Oudshoorn [15] en Janssen en Vos [16], doen aan de GGD Gezondheidsmonitor namelijk ook mensen mee die niet in de buurt van een luchthaven of spoorlijn wonen, en waar geluidsniveaus veroorzaakt door geluid van vlieg- of railverkeer dus lager dan 40 dB zijn.

De BR-relatie voor rail- en vliegverkeer afgeleid door Guski en collega's [2] worden ook al toegepast vanaf geluidsniveaus van 40 dB. De BR-relatie voor geluid van wegverkeer wordt toegepast vanaf 45 dB. Oorspronkelijk had deze BR-relatie 40 dB (L_{den}) als startpunt. Echter, omdat er tot ongeveer 45 dB (L_{den}) een afname te zien is van het percentage ernstige hinder bij een toenemend geluidsniveau, is besloten de BR-relatie toe te passen vanaf 45 dB (L_{den}). Analoog aan de BR-relaties van Miedema en Oudshoorn [15] en Janssen en Vos [16], zijn de BR-relaties van Guski et al. [2] gebaseerd op verschillende internationale studies waaraan veelal mensen deelnemen die in de buurt van een luchthaven, spoorlijn of weg wonen.
Hoewel de verschillen in toegepaste blootstellingsrange klein lijken, betreft het een groot aantal mensen: zo blijkt dat ongeveer 83% van de mensen in een gebied woont waar de geluidsniveaus afkomstig van railverkeer lager dan 40 dB (L_{den}) zijn. Ruim 75% van de mensen woont in een gebied waar het geluidsniveau veroorzaakt door vliegverkeer lager dan 40 dB (L_{den}) is. Er kan niet worden uitgesloten dat ook beneden deze niveaus ernstige geluidshinder optreedt. Uit Figuur 19 blijkt dat het aantal personen dat is blootgesteld aan niveaus tussen de 41 en 45 dB voor geluid van weg- en vliegverkeer relatief groot is. Het aantal mensen blootgesteld aan geluidsniveaus van 70 dB of meer is relatief laag.

7.3.2 Vergelijking met resultaten Nederlandse vragenlijstonderzoeken

Het aantal ernstig gehinderden kan worden geschat door een blootstellingsverdeling te combineren met een BR-relatie. Het aantal ernstig gehinderden kan ook bepaald worden aan de hand van een vragenlijstonderzoek of *survey*. Er zijn momenteel gegevens van een aantal landelijke vragenlijstonderzoeken beschikbaar waarin informatie over (ernstige) hinder door geluid van vlieg-, weg- en railverkeer is gemeten. Het gaat om data verzameld als onderdeel van de IV-7 [27], en data die zijn verzameld als onderdeel van de GGD Gezondheidsmonitor [69]. Beide onderzoeken zijn uitgevoerd in 2016.

De schattingen op basis van de IV-7 zijn hoger dan de schattingen die zijn gedaan door blootstellingsverdelingen te combineren met BR-relaties. Op basis van de resultaten van IV-7 is geschat dat in 2016 gemiddeld 9,3% van de volwassenen in Nederland ernstig werden gehinderd door het geluid van wegverkeer. Dit komt neer op ongeveer 1,3 miljoen personen. Daarnaast is op basis van IV-7 geschat dat gemiddeld 2,2% van de Nederlandse volwassenen in 2016 ernstig was gehinderd door geluid van railverkeer; het percentage ernstige hinder door geluid van vliegverkeer bedroeg op basis van de IV-7 gemiddeld 4,6%.

De schatting van het aantal ernstig gehinderden door geluid van wegverkeer gebaseerd op de vragenlijst van de Zevende Inventarisatie Verstoringen [27] ligt bijna 33% hoger dan de schatting gepresenteerd in hoofdstuk 5, waarbij de BR-relatie afgeleid op basis van data verzameld met behulp van de GGD Gezondheidsmonitor 2016 is gebruikt. Voor geluid van rail- en vliegverkeer zijn de verschillen groter: de schatting van het aantal ernstig gehinderden door geluid van railverkeer gebaseerd op de vragenlijst van de Zevende Inventarisatie Verstoringen is drie keer zo hoog dan de schatting gepresenteerd in hoofdstuk 5. De schatting van het aantal ernstig gehinderden door geluid van vliegverkeer op de vragenlijst van de Zevende Inventarisatie Verstoringen is 2,4 keer zo hoog als de schatting gepresenteerd in hoofdstuk 5. Een mogelijke oorzaak voor het verschil is dat doordat een BR-relatie wordt toegepast op een bepaalde geluidsrange (namelijk vanaf 40 dB), er impliciet wordt verondersteld dat er onder dat geluidsniveau geen sprake is van ernstige hinder. In de vorige paragraaf hebben we al laten zien dat dit echter niet geheel kan worden uitgesloten. Een andere oorzaak kan hem zitten in de geluidsmodellering: wanneer we het hebben over wegverkeer, dan betreft dit meer dan alleen autoverkeer. Ook verkeersbronnen als motoren en brommers vallen daaronder. Deze laatste veroorzaken behoorlijk wat hinder. Bij de modellering van het geluidsniveau van wegverkeer wordt echter alleen autoverkeer meegenomen. Hetzelfde geldt voor railverkeer: wanneer we het hebben over railverkeer dan betreft dit treinverkeer, metro’s en trams. Bij de modellering van het geluidsniveau van railverkeer wordt echter alleen treinverkeer meegenomen. Wanneer we het hebben over vliegverkeer, dan betreft dit niet alleen burgerluchtvaart maar ook militaire luchtvaart, helikopters, reclamevliegtuigjes enzovoort. Bij de modellering van het geluidsniveau van vliegverkeer wordt alleen het geluidsniveau van burgerluchtvaart meegenomen. En dan ook alleen nog rondom luchthavens van nationaal belang.

Hoewel er vaak een overlap is in de 95%-betrouwbaarheidsintervallen, zijn de schattingen op basis van de IV-7 hoger dan de schattingen die zijn gedaan op basis van de GGD Gezondheidsmonitor. Het waargenomen verschil kan samenhangen met het verschil in leeftijd tussen de doelgroepen. De IV-7 is afgenomen onder een representatieve steekproef van de Nederlandse bevolking van zestien jaar en ouder. In de GGD Gezondheidsmonitor 2016 is de hindervraag alleen afgenomen in de Volwassenenmonitor. Hieraan doen alleen mensen in de leeftijd van negentien tot 65 jaar mee. Naast het verschil in leeftijd zijn er verschillen in de methodiek van de onderzoeken, en omvang van de steekproeven. Ook kan de invloed van selectieve non-respons niet worden uitgesloten. Meer uitleg hierover is terug te vinden in Breugelmans et al. [19].

7.4 Ernstige slaapverstoring

7.4.1 Omvang van de effecten

In deze rapportage hebben we het aantal ernstig slaapverstoorden door nachtelijk geluid van weg-, rail- en vliegverkeer berekend door de blootstellingsverdeling van de Nederlandse bevolking te combineren met BR-relaties. Voor de berekening van het aantal ernstig slaapverstoorden hebben we alleen voor nachtelijk geluid van wegverkeer gebruik kunnen maken van een BR-relatie die was gebaseerd op nationale data: dit gaat om data die zijn verzameld tijdens de Zevende Inventarisatie Verstoringen [27]. Voor nachtelijk geluid van vliegverkeer hebben we, bij gebrek aan een nationale relatie, gebruikgemaakt van een regionale BR-relatie: de BR-relatie die is afgeleid rondom de luchthaven Schiphol [21]. Voor de associatie tussen nachtelijk geluid van railverkeer en ernstige slaapverstoring zijn momenteel geen nationale of regionale relaties voorhanden. Om de omvang van het aantal ernstig slaapverstoorden door nachtelijk geluid van railverkeer te berekenen, hebben we daarom gebruikgemaakt van de nieuwste internationale BR-relatie die is gebaseerd op diverse studies die zijn uitgevoerd in Europa en Azië [3].

Het aantal ernstig slaapverstoorden door nachtelijk geluid van respectievelijk weg-, rail- en vliegverkeer dat op deze manier onder volwassenen geschat wordt, bedraagt gemiddeld 541.000, 31.500 en 151.900 personen. Toepassing van de andere internationale BR-relaties [3, 16, 24, 26] leverde een lager aantal ernstig slaapverstoorden op (zie ook Tabel 8). Uit Tabel 8 blijkt dat voor zowel geluid van weg- als vliegverkeer, net als bij hinder, niet voor alle BR-relaties dezelfde blootstellingsrange is toegepast. Voor nachtelijk geluid van wegverkeer is in hoofdstuk 5 het aantal ernstig slaapverstoorden geschat met behulp van de BR-relatie afgeleid op basis van gegevens uit de vragenlijst van de Zevende Inventarisatie Verstoringen. Deze BR-relatie is toegepast op de range 30-60 dB (L_{night}). De andere BR-relaties die in hoofdstuk 6 zijn gebruikt om het aantal ernstig slaapverstoorden ten gevolge van wegverkeer te schatten, zijn toegepast op de range 40-65 dB L_{night}). Dit verschil in blootstellingsrange heeft waarschijnlijk een grote invloed gehad: Het percentage personen blootgesteld aan geluidsniveaus van 30 tot 40 dB L_{night} veroorzaakt door nachtelijk wegverkeer, is ruim 42%; het percentage personen blootgesteld aan geluidsniveaus van 60 tot 65 dB (L_{night}) bedraagt naar schatting 0,5% (zie ook Figuur 20). Een soortgelijk verhaal geld voor geluid van vliegverkeer.

7.4.2 Vergelijking met resultaten Nederlands vragenlijstonderzoek

Er zijn momenteel gegevens van een aantal landelijke vragenlijstonderzoeken beschikbaar waarin informatie over (ernstige) slaapverstoring door nachtelijk geluid van vlieg-, weg- en railverkeer is gemeten. Het gaat om data verzameld als onderdeel van de Zevende Inventarisatie Verstoringen (IV-7) [27]. Op basis van de resultaten van de IV-7 is geschat dat in 2016 gemiddeld 4,3% van de volwassenen in Nederland ernstig worden slaapverstoord door het nachtelijke geluid van wegverkeer. Dit komt neer op gemiddeld ruim 540.000 personen. Daarnaast is op basis van de IV-7 geschat dat gemiddeld 1,2% van de Nederlandse volwassenen in 2016 ernstig slaapverstoord was door nachtelijk geluid van railverkeer; het percentage ernstige slaapverstoring

door nachtelijk geluid van vliegverkeer bedroeg op basis van de IV-7 gemiddeld 2,6%.
De schattingen van het aantal ernstig slaapverstoorden die we hebben gedaan op basis van de Zevende Inventarisatie Verstoringen vallen steeds hoger uit dan de schattingen die we hebben gedaan met behulp van de verschillende BR-relaties.

7.5 Hart- en vaatziekten

7.5.1 Omvang effecten

Op basis van blootstellingsgegevens uit de periode 2011-2016, hebben we berekend dat in Nederland per jaar ongeveer 750 gevallen van coronaire hartziekten gerelateerd zijn aan de blootstelling aan geluid afkomstig van wegverkeer. Dit is circa 0,76% van het aantal coronaire hartziekten dat jaarlijks in Nederland optreedt. Het aantal mensen dat door geluid van wegverkeer sterft ten gevolge van een coronaire hartziekte is een stuk lager: naar schatting zijn dit maximaal 115 doden per jaar.
In deze rapportage hebben we ook aandacht besteed aan het effect van geluid afkomstig van rail- en vliegverkeer. Beide bronnen leiden tot een lager aantal gevallen van coronaire hartziekten: respectievelijk gemiddeld veertig en tien gevallen per jaar. Het aantal mensen dat in Nederland aan een coronaire hartziekte sterft door blootstelling aan geluid van rail- en vliegverkeer is naar schatting gemiddeld 3 en 1.

7.5.2 Vergelijking met eerdere schattingen

In 2008 maakten Van Kempen en Houthuijs [29] op verzoek van het toenmalige Milieu- en Natuurplanbureau (MNP) een schatting van het aantal gevallen van myocardinfarct per jaar dat kan worden gerelateerd aan de blootstelling aan geluid van weg- en railverkeer. Zij berekenden dat in Nederland per jaar circa 84 gevallen van acuut myocardinfarct gerelateerd zijn aan de geluidsbelasting van wegverkeer. Dat was circa 0,3% van het aantal acute myocardinfarcten dat destijds jaarlijks in Nederland optrad. Volgens de schattingen van Van Kempen en Houthuijs [29], konden gemiddeld ruim zeven gevallen van acuut myocardinfarct worden gerelateerd aan de blootstelling van geluid van railverkeer. De schattingen van Van Kempen en Houthuijs [29] liggen lager dan de schattingen in onderhavige rapportage. Dat heeft een aantal oorzaken. In vergelijking met de blootstellingsverdeling toegepast door Van Kempen en Houthuijs [29], is de fractie personen blootgesteld aan geluidsniveaus van 51 dB (L_{den}) en meer veroorzaakt door geluid van wegverkeer in de huidige blootstellingsverdeling een stuk lager. Echter, Van Kempen en Houthuijs [29] hebben de BR-relatie die ze gebruikten om het aantal gevallen van myocardinfarct te schatten, toegepast op geluidsniveaus van 60 dB (L_{den}) en meer. Op basis van nieuwe inzichten, is besloten om in de onderhavige rapportage de BR-relatie al toe te passen op geluidsniveaus van 53 dB (L_{den}) en meer. Het gevolg is dat bij de schatting in onderhavige rapportage een groter deel van de mensen risico lopen op het krijgen van een coronaire hartziekte dan bij de schatting van Van Kempen en Houthuijs [29]: 36% versus 10%. In de schatting van Van Kempen en Houthuijs [29] werd het aantal gevallen van acuut myocardinfarct geschat. Naast bijvoorbeeld angina pectoris valt dit onder de groep van coronaire hartziekten. Om tot een schatting te komen van het aantal aan geluid toe te schrijven gevallen van een

bepaalde ziekte, wordt de populatie-attributieve fractie vermenigvuldigd met de incidentie van de desbetreffende ziekte (ook wel aangeduid als het basisrisico). De incidentie van coronaire hartziekten is over het algemeen hoger dan die van bijvoorbeeld myocardinfarct of angina pectoris apart. Van Kempen en Houthuijs [29] hebben ook bekeken wat er zou gebeuren als ze een schatting zouden maken van het aantal coronaire hartziekten per jaar in plaats van het aantal acute myocardinfarcten per jaar. Omdat de incidentie voor coronaire hartziekten destijds twee tot tweeënhalf keer groter was dan alleen de incidentie voor myocardinfarct, zou de geschatte omvang van de ziektelast ook een fractie twee tot tweeënhalf hoger uitvallen. De populatie attributieve fractie voor coronaire hartziekten zou overigens gelijk blijven aan die van acuut myocardinfarct.
Kennelijk maakte het minder uit dat het RR per 10 dB dat Van Kempen en Houthuijs [29] hebben toegepast (1,12 (95%Bthi: 1,02-1,23) per 10 dB) een stuk hoger ligt dan het RR per 10 dB dat is toegepast in onderhavige rapportage (RR = 1,04 (95%Bthi 1,00-1,09) per 10 dB).

In een recente rapportage van het Europees Milieuagentschap (EEA) wordt op basis van Europese geluidsbelastingkaarten geschat dat in Nederland in 2017 ongeveer 1.118 gevallen van coronaire hartziekten per jaar kunnen worden toegeschreven aan de blootstelling van geluid van wegverkeer, vliegverkeer, railverkeer en industrie. In dezelfde rapportage wordt geschat dat er in 2017 in Europa ongeveer 150 personen vroegtijdig zullen overlijden aan coronaire hartziekten toe te schrijven aan de blootstelling aan geluid. Dit is ruim 1,5% van het totale aantal gevallen van coronaire hartziekten per jaar en ongeveer 1% van het totale aantal sterfgevallen door coronaire hartziekten. Het grootste gedeelte wordt veroorzaakt door de blootstelling aan geluid van wegverkeer [70].
De getallen op basis van de Europese geluidsbelastingkaarten komen voor Nederland wat hoger uit dan de schattingen in het onderhavige rapport. Bij de EEA-schattingen is men uitgegaan van de geluidsbelastingkaarten die in het kader van de Europese geluidsrichtlijn (END) aan de EU gerapporteerd moeten worden. Een andere belangrijke oorzaak voor het verschil is, dat in onderhavige rapportage is gerekend met een lager RR per 10 dB (L_{den}). In de EEA-rapportage is gerekend met het RR van 1,08 per 10 dB (L_{den}) dat is afgeleid in de '*evidence review*' voor hart- en vaatziekten van Van Kempen en collega's [4]. Omdat er inmiddels alweer nieuwe studies zijn verschenen, is in de onderhavige rapportage gerekend met een nieuw RR per 10 dB van 1,04 per 10 dB (L_{den}). Als onderdeel van een gevoeligheidsanalyse is echter ook gerekend met het RR van 1,08 per 10 dB.
Een andere, minder belangrijke oorzaak voor het verschil is dat op basis van de END-geluidsbelastingkaarten wordt geschat dat bijna 40% van de Nederlandse bevolking aan geluidsniveaus door wegverkeer van 53 dB L_{den} of meer is blootgesteld. Het landelijke model dat gebruikt is om de verdeling van de Nederlandse bevolking over de verschillende blootstellingsniveaus van wegverkeer te schatten, schat dit percentage op 36%.

7.5.3 Het geluidsniveau vanaf waar de relatie wordt toegepast

We hebben geschat dat in Nederland per jaar gemiddeld circa 750 gevallen van coronaire hartziekten zijn gerelateerd aan de geluidsbelasting door wegverkeer. Daarnaast hebben we geschat dat het

aantal mensen dat door geluid van wegverkeer sterft ten gevolge van een coronaire hartziekte gemiddeld 115 per jaar bedraagt. Ook in relatie tot de blootstelling aan geluid van rail- en vliegverkeer zijn schattingen gemaakt.
Bij de berekeningen van de ziektelast door coronaire hartziekten toe te schrijven aan de blootstelling van geluid, hebben we gebruikgemaakt van een BR-relatie die de vorm had van een RR per 10 dB (L_{den}). Daarbij hebben we de verschillende RR's steeds toegepast vanaf 53 dB (L_{den}). Deze keuze is ingegeven door de conclusie van Van Kempen en collega's [14]: in deze WHO-'*evidence review*' werd na een poging om de relatie tussen geluid van wegverkeer en de incidentie van coronaire hartziekten te visualiseren geconcludeerd dat een eventuele drempelwaarde voor het optreden van een effect moet liggen ergens tussen de 50 en 55 dB (L_{den}). Wanneer we het RR per 10 dB toepassen vanaf 50 dB in plaats van 53 dB, dan neemt de omvang van de ziektelast voor geluid van wegverkeer toe met 68% (van 750 gevallen naar 1.260 gevallen per jaar). Voor geluid van railverkeer wordt de omvang bijna twee keer zo groot; voor geluid van vliegverkeer stijgt de omvang zelfs met bijna een factor 3. Een verhoging van het geluidsniveau vanaf waar het RR per 10 dB wordt toegepast naar 55 dB, leidt tot een vermindering van de ziektelast (reductie van 32-56%).

7.5.4 Invloed van het toepassen van een andere BR-relatie

Bij de berekeningen van het aantal coronaire hartziekten per jaar dat is toe te schrijven aan de blootstelling van geluid, hebben we gebruikgemaakt van een RR per 10 dB dat is gebaseerd op negentien schattingen afkomstig van zestien studies. Om tot dit RR te komen, zijn de resultaten van studies die de effecten van de blootstelling aan geluid van weg-, rail- en vliegverkeer onderzoeken, gecombineerd. De RR's per 10 dB die door Van Kempen en collega's [4, 14] waren afgeleid, waren, op verzoek van de WHO, bron-specifiek. Alleen de BR-relatie tussen geluid van wegverkeer en de incidentie van coronaire hartziekten bleek uiteindelijk statistisch significant, voldoende robuust en van voldoende kwaliteit te zijn.
Toepassing van de resultaten van de '*evidence review*' leidt tot een omvang van de ziektelast die circa 200% hoger kan uitvallen. Zo hebben we met behulp van een RR van 1,08 (afgeleid in de '*evidence review*') geschat dat gemiddeld 1.480 coronaire hartziekten per jaar zijn toe te schrijven aan de blootstelling aan geluid van wegverkeer; met behulp van een RR van 1,04 (afgeleid ten behoeve van de VTV2018) komen we tot een aantal van gemiddeld 750 gevallen van coronaire hartziekten per jaar.

8 Conclusies en aanbevelingen

8.1 Conclusies

8.1.1 Deel I. Blootstelling-respons-relaties

In het eerste deel van deze rapportage hebben we bekeken hoe de BR-relaties voor de blootstelling aan geluid van weg-, rail-, en vliegverkeer die zijn afgeleid ten behoeve van de WHO-richtlijnen voor omgevingsgeluid eruitzien, en hoe ze zich verhouden tot al bestaande BR-relaties. Het volgende kan worden geconcludeerd:

Ernstige hinder en ernstige slaapverstoring

De BR-relaties voor geluid van wegverkeer en ernstige hinder en nachtelijk geluid van wegverkeer, blijken redelijk stabiel in de tijd te zijn; er zijn slechts kleine verschillen tussen de nieuw afgeleide BR-relatie voor ernstige hinder en andere BR-relaties.

De ligging van de BR-relaties van wegverkeergeluid en van railverkeergeluid voor ernstige hinder ten opzichte van elkaar is veranderd. Het inzicht was dat railverkeer bij een zeker geluidsniveau tot een lager percentage ernstige hinder leidde dan wegverkeer. Uit de '*evidence review*' voor hinder blijkt dat railverkeergeluid vanaf circa 55 dB L_{den} leidt tot een hoger percentage ernstige hinder dan wegverkeer. Dit beeld wordt bevestigd door de BR-relaties voor geluid van weg- en railverkeer en ernstige hinder afgeleid op basis van de GGD Gezondheidsmonitor 2016. Voor de BR-relaties van nachtelijk wegverkeersgeluid, nachtelijk railverkeersgeluid en ernstige slaapverstoring zijn vergelijkbare bevindingen gedaan.

Nog steeds zijn de BR-relaties voor geluid van vliegverkeer en respectievelijk ernstige hinder en ernstige slaapverstoring het sterkst. Met andere woorden: bij eenzelfde verandering van het geluidsniveau neemt de kans op ernstige hinder of ernstige slaapverstoring door geluid van vliegverkeer meer toe dan voor geluid van weg- of railverkeer. De verschillen tussen de nieuw afgeleide internationale BR-relaties van Guski et al. en Basner en McGuire en de diverse nationale en regionale BR-relaties lijken kleiner te zijn geworden ten opzichte van de verschillen met de BR-relaties afgeleid door Miedema. Toch zijn er nog belangrijke verschillen.

Een belangrijke verklaring voor de waargenomen verschillen tussen BR-relaties voor ernstige hinder en ernstige slaapverstoring is het feit dat de rol van zogenoemde 'niet-akoestische' factoren tussen gebieden erg kan verschillen. Andere belangrijke verschillen hebben te maken met de opzet en de uitvoering van de studies.

Hartvaatziekten

Van Kempen et al. [4, 14] vonden aanwijzingen dat omgevingsgeluid is geassocieerd met een verhoogd risico op coronaire hartziekten. Het best onderbouwd (meest robuust) zijn de effecten van wegverkeer: voor de relatie tussen geluid van wegverkeer en de incidentie van coronaire

hartziekten werd een RR gevonden van 1,08 (95%Bthi: 1,01-1,15) per 10 dB (L_{den}).

Er is onzekerheid over de vorm van de BR-relatie. Het is daardoor onder andere ook onzeker wat de precieze hoogte van het geluidsniveau is vanaf waar het risico op hart- en vaatziekte toeneemt (de drempelwaarde). Wel zien we dat het beeld in de loop van de tijd is veranderd. In de jaren negentig dachten organisaties als de Gezondheidsraad dat effecten pas op beginnen te treden bij niveaus van ongeveer 70 dB; in haar nieuwe richtlijn voor omgevingslawaai geeft de WHO aan dat dit wel eens bij 53 dB zou kunnen zijn. Dit is dus lager dan eerder gedacht.

In aanvulling op coronaire hartziekten, is er ook gekeken naar andere effecten op het hartvaatstelsel: Het grootste aantal onderzoeken dat was geëvalueerd in de review van Van Kempen (2018) onderzocht de relatie tussen geluid van wegverkeer en hoge bloeddruk (hypertensie). Dit zijn echter vooral onderzoeken die onder andere door hun beperkte opzet van minder goede kwaliteit zijn.
In vergelijking met coronaire hartziekten, was het aantal onderzoeken dat de associatie tussen de blootstelling aan geluid van weg-, rail- en vliegverkeer en het risico op een beroerte onderzocht, lager. Toenamen in geluid van zowel weg- als vliegverkeer waren geassocieerd met een verhoging van het risico op beroerte. Echter, niet alle associaties waren statistisch significant en bovendien waren de meeste gerapporteerde associaties gebaseerd op de resultaten van één of twee onderzoeken.

De verschillen tussen de gevonden associaties voor vlieg-, weg-, en railverkeer en het risico op respectievelijk coronaire hartziekten en beroerte zijn klein. Samenvoeging van de resultaten voor de verschillende bronnen levert positieve associaties op die de relatie tussen omgevingsgeluid en het risico op respectievelijk coronaire hartziekten en beroerte beschrijven. Alleen de associaties voor het risico op coronaire hartziekten waren statistisch significant.

Sinds het werk van Van Kempen (2017; 2018) is afgerond, zijn er diverse nieuwe resultaten gepubliceerd die de associatie tussen de blootstelling aan omgevingsgeluid en het risico op respectievelijk coronaire hartziekten en beroerte hebben onderzocht. Ook na aanvulling met deze nieuwe resultaten worden er positieve associaties gevonden tussen de blootstelling aan omgevingsgeluid en het risico op respectievelijk coronaire hartziekten en beroerten. Alleen de associaties voor het risico op coronaire hartziekten waren statistisch significant.

8.1.2 Deel II. Omvang ziektelast door omgevingsgeluid

In het tweede deel van deze rapportage hebben we een schatting van de omvang van de ziektelast gemaakt door geluid afkomstig van weg-, rail- en vliegverkeer in Nederland. Voor het bepalen van de omvang van de ziektelast door geluid hebben we de BR-relaties gebruikt die besproken zijn in het eerste deel van deze rapportage, gecombineerd met gegevens over de blootstelling van de Nederlandse bevolking aan geluid veroorzaakt door weg-, rail- en vliegverkeer.

Hoe groot is de omvang van de ziektelast door geluid in Nederland?

Op basis van blootstellingsgegevens uit de periode 2011-2016 hebben we geschat dat het aantal ernstig gehinderden door geluid van wegverkeer onder volwassenen gemiddeld 957.400 personen bedraagt met een 95%-betrouwbaarheidsinterval van 932.400 tot 948.000 personen. Het gemiddeld aantal ernstig gehinderden door geluid van railverkeer schatten we op 98.600 personen met een 95%-betrouwbaarheidsinterval van 91.000 tot 106.000 personen. Op basis van blootstellingsgegevens uit de periode 2015-2016 schatten we het aantal ernstig gehinderden door geluid van vliegverkeer op gemiddeld 259.200 (95%-betrouwbaarheidsintervallen van 247.000 tot 266.000) personen.

Het aantal ernstig slaapverstoorden door nachtelijk geluid van wegverkeer onder volwassenen bedraagt 541.000 personen met een 95%-betrouwbaarheidsinterval van 517.500 tot 550.500 personen. Het aantal ernstig slaapverstoorden door nachtelijk geluid van railverkeer is lager, het wordt geschat op gemiddeld 31.500 personen. Helaas was het niet mogelijk om een betrouwbaarheidsinterval te schatten. De schattingen voor nachtelijk geluid van weg- en railverkeer zijn gebaseerd op blootstellingsgegevens uit de periode 2011-2016. Het aantal ernstig slaapverstoorden door nachtelijk geluid van vliegverkeer wordt geschat op bijna 152.000 (95%-betrouwbaarheidsintervallen van 127.900 tot 179.000) personen. Deze schattingen zijn gebaseerd op blootstellingsgegevens uit de periode 2015-2016.

We schatten het aantal mensen dat in Nederland een coronaire hartziekte krijgt door geluid van wegverkeer op ongeveer 750 per jaar met een 95%-betrouwbaarheidsinterval van veertig tot 1.660 per jaar. Dit is ongeveer 0,76% van het aantal coronaire hartziekten dat jaarlijks in Nederland optreedt. Dit percentage is lager dan voor Europa wordt aangegeven (1,5%), mede doordat er is gerekend met een andere BR-relatie. Het aantal mensen dat in Nederland sterft ten gevolge van een coronaire hartziekte door geluid van wegverkeer is lager: naar schatting zijn dit er maximaal 115 per jaar.

Het geluid afkomstig van rail- en vliegverkeer leidt tot een lager aantal gevallen van coronaire hartziekten. Respectievelijk gemiddeld veertig en tien gevallen per jaar zijn toe te schrijven aan de blootstelling aan geluid afkomstig van deze bronnen. Het aantal mensen dat in Nederland aan een coronaire hartziekte sterft door blootstelling aan geluid van rail- en vliegverkeer, is naar schatting gemiddeld 3 en 1.

Hoe verhouden deze uitkomsten zich tot berekeningen met andere bestaande BR-relaties en gegevens verkregen via nationale vragenlijstonderzoeken?

Het aantal ernstig gehinderden door geluid van weg-, rail- en vliegverkeer hebben we berekend door de blootstellingsverdeling van de Nederlandse bevolking te combineren met de BR-relaties die zijn afgeleid op basis van de GGD Gezondheidsmonitor 2016. Als onderdeel van een gevoeligheidsanalyse hebben we ook nog schattingen gemaakt door andere BR-relaties toe te passen. Toepassing van de BR-relaties die waren afgeleid door Guski en collega’s [2] leverde uiteindelijk het

hoogste aantal ernstig gehinderden op. De geluidsrange waarop de BR-relaties zijn toegepast, is waarschijnlijk ook een verklaring voor de gevonden verschillen.
Het aantal ernstig gehinderden kan ook bepaald worden aan de hand van de gegevens van een vragenlijstonderzoek. De schattingen op basis van de GGD Gezondheidsmonitor 2016 vallen lager uit dan de schattingen die zijn gedaan op basis van de Zevende Inventarisatie Verstoringen.

We hebben door middel van een gevoeligheidsanalyse laten zien dat de schatting van de omvang van het aantal coronaire hartziekten per jaar die kunnen worden toegeschreven aan de blootstelling aan geluid van weg-, rail-, en vliegverkeer in Nederland kan worden beïnvloed door de keuze van het toe te passen RR per 10 dB en het geluidsniveau vanaf waar dit RR per 10 dB wordt toegepast.

8.2 Aanbevelingen

Een belangrijke verklaring voor de waargenomen verschillen tussen de lokale en internationale BR-relaties, is het feit dat de rol van zogenoemde 'niet-akoestische' factoren tussen vliegvelden erg kan verschillen. Nationale en/of regionale BR-relaties voor hinder en slaapverstoring beschrijven de situatie in een gebied dan ook beter dan internationale BR-relaties. Daarom bevelen we aan om bij het schatten van de omvang van het aantal mensen dat wordt gehinderd of slaapverstoord door omgevingsgeluid, zoveel als mogelijk gebruik te maken van BR-relaties die zijn gebaseerd op nationale en/of regionale data.

De werkzaamheden van de WHO-'*evidence review*' waarin de effecten van omgevingsgeluid op het hartvaatstelsel werden onderzocht, waren in 2015 afgerond. Tijdens het schrijven van deze rapportage is opnieuw systematisch gezocht naar onderzoeken die sinds 2015 zijn verschenen in de wetenschappelijke literatuur waarin de effecten van omgevingsgeluid op het hartvaatstel worden onderzocht. Uit deze inventarisatie kwam naar voren dat er sinds de werkzaamheden van de WHO-'*evidence review*' zijn afgerond, maar liefst vijftien onderzoeken (nieuwe onderzoeken en al in de WHO-'*evidence review*' geïncludeerde onderzoeken die nieuwe resultaten hebben gepresenteerd) zijn verschenen waarin de relatie tussen de blootstelling aan geluid van weg-, rail- en/of vliegverkeer en het risico op coronaire hartziekten is onderzocht. Niet alle resultaten van deze vijftien onderzoeken zijn opgenomen in nieuwe RR's per 10 dB die in deze rapportage zijn gepresenteerd voor wat betreft de invloed van omgevingslawaai op de incidentie en sterfte ten gevolge van coronaire hartziekten. Daarnaast werden er ook nog eens twaalf nieuwe onderzoeken geïdentificeerd die de relatie tussen geluid van weg-, rail- of vliegverkeer en het risico op beroerte hebben onderzocht. Voor wat betreft het risico op hypertensie ging het om negentien onderzoeken. Ook voor hinder en slaapverstoring zijn bij deze inventarisatie diverse nieuwe onderzoeken gevonden [46]. Het is onduidelijk in welke mate de uit de '*evidence reviews*' afgeleide BR-relaties veranderen na toevoeging van de resultaten van deze nieuwe onderzoeken. Gezien het aantal nieuwe onderzoeken dat is verschenen, bevelen we aan de huidige BR-relaties daar waar mogelijk te verbeteren met de kennis uit deze nieuwe onderzoeken.

Echter, we realiseren ons dat het vervolgens ook van belang is om te onderzoeken wat de gevolgen van eventuele nieuwe BR-relaties voor de Nederlandse situatie zullen zijn. Zoals we in onze hoofdrapportage [10] al hebben laten zien, kunnen nieuwe BR-relaties niet alleen gevolgen hebben voor de geschatte omvang van de ziektelast, maar ook voor de geluidswetgeving en het onderliggend instrumentarium (bijvoorbeeld het doelmatigheidscriterium of de rekenregels voor cumulatie). Daarnaast heeft de hoofdrapportage [10] ook laten zien dat men in de huidige geluidswetgeving en onderliggend instrumentarium voor een belangrijk deel uitgaat van BR-relaties uit het begin van de jaren 2000. In de periode 2000 tot nu is echter een groot aantal nieuwe studies verschenen. Geadviseerd wordt om minder lang dan nu het geval is, te wachten met het implementeren van nieuwe kennis op het gebied van BR-relaties in de wet- en regelgeving. Om te voorkomen dat wet- en regelgeving steeds moet worden aangepast als gevolg van elke verandering, adviseren we om periodiek te onderzoeken wat nieuwe kennis op het gebied van geluid en gezondheid, en BR-relaties in het bijzonder, betekent voor de Nederlandse situatie. Geadviseerd wordt om daarbij meer aan te sluiten bij lopende cycli, zoals bijvoorbeeld de END-cyclus.

9 Gebruikte referenties

1. World Health Organization Regional Office for Europe, *Environmental noise guidelines for the European region*. 2018, World Health Organization Regional Office for Europe: Copenhagen.
2. Guski R, Schreckenberg D, and Schuemer R, *WHO Environmental noise guidelines for the European region: a systematic review on environmental noise and annoyance.* International Journal of Environmental Research and Public Health, 2017. **14**(12): p. 1539.
3. Basner M and McGuire S, *WHO Environmental noise guidelines for the European region: a systematic review on environmental noise and effects on sleep.* International Journal of Environmental Research and Public Health, 2018. **15**(3): p. 519.
4. Kempen E van, et al., *WHO Environmental noise guidelines for the European region: a systematic review on environmental noise and cardiovascular and metabolic effects: a summary.* International Journal of Environmental Research and Public Health, 2018. **15**(2): p. 379.
5. Clark C and Paunovic K, *WHO Environmental noise guidelines for the European Region: A systematic review on environmental noise and cognition.* International Journal of Environmental Research and Public Health, 2018. **15**(2): p. 285.
6. Clark C and Paunovic K, *WHO Environmental noise guidelines for the European region: a systematic review on environmental noise and quality of life, wellbeing and mental health.* International Journal of Environmental Research and Public Health, 2018. **15**(11): p. 2400.
7. Sliwinska-Kowalska M and Zaborowski K, *WHO Environmental noise guidelines for the European region: a systematic review on environmental noise and permanent hearing loss and tinitus.* International Journal of Environmental Research and Public Health, 2017. **14**(10): p. 1139.
8. Nieuwenhuijsen MJ, Ristovska G, and Dadvand P, *WHO Environmental Noise guidelines for the European Region: a systematic review on environmental noise and adverse birth outcomes.* International Journal of Environmental Research and Public Health, 2017. **14**(10): p. 1252.
9. Brown AL and Kamp I van, *WHO Environmental noise guidelines for the European region: a systematic review of transport noise interventions and their impacts on health.* International Journal of Environmental Research and Public Health, 2017. **14**(8): p. 873.
10. Welkers D, et al., *Motie Schonis en de WHO-richtlijnen voor omgevingsgeluid (2018). Het doel heiligt de middelen*. 2020, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: Bilthoven.
11. Tweede Kamer der Staten-Generaal, *Motie van het lid Schonis over onderzoek hoe het WHO-rapport zich verhoudt tot de huidige wet- en regelgeving*. 2018, Tweede Kamer der Staten-Generaal: Den Haag.

12. Tweede Kamer der Staten-Generaal, *Regelgeving Ruimtelijke Ordening en Milieu. Brief regering WHO rapport "Environmental Noise Guidelines for the European Region"*. 2019, Tweede Kamer der Staten-Generaal: Den Haag.
13. World Health Organization, *WHO Handbook for guideline development*. 2nd ed. 2014, Geneva, Switzerland: WHO.
14. Kempen van EEMM, et al., *Cardiovascular and metabolic effects of environmental noise. Systematic evidence review in the framework of the development of the WHO environmental noise guidelines for the European Region*. 2017, RIVM: Bilthoven.
15. Miedema HM and Oudshoorn C, *Annoyance from transportation noise: relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals.* Environmental Health Perspectives, 2001. **109**(4): p. 409-416.
16. Janssen SA and Vos H, *A comparison of recent surveys to aircraft noise exposure response relationships.* 2009, TNO: Delft, The Netherlands.
17. Centraal Bureau voor de Statistiek. *Gezondheidsmonitor 2016*. 2018 [cited 2018 6 december 2018]; Available from: https://www.cbs.nl/nl-nl/onze-diensten/methoden/onderzoeksomschrijvingen/korte-onderzoeksbeschrijvingen/gezondheidsmonitor-2016.
18. GGD GHOR Nederland, *Gezondheidsmonitor 2016. Cijfers voor lokaal en landelijk beleid*, GGD GHOR Nederland, Editor. 2016, GGD GHOR Nederland: Utrecht.
19. Breugelmans O, Houthuijs D, and Kempen E van, *Geluidhinder rond Nederlandse luchthavens. Monitoring, enquêtes en blootstelling-respons relaties*. 2019, RIVM: Bilthoven.
20. Breugelmans O, et al., *Relatie vliegverkeergeluid en geluidhinder rondom vliegverld Eindhoven. Blootstelling-respons relatie*. 2015, RIVM: Bilthoven.
21. Breugelmans O, et al., *Gezondheid en beleving van de omgevingskwaliteit in de regio Schiphol: 2002 – Tussenrapportage Monitoring Gezondheidskundige Evaluatie Schiphol.* 2004, RIVM: Bilthoven.
22. Poll R van, et al., *Gezondheidsonderzoek Vliegbasis Geilenkirchen (Desk research) I : Hoofdrapportage: samenvatting, conclusies en aanbevelingen Gezondheidsonderzoek Vliegbasis Geilenkirchen.* 2014, RIVM: Bilthoven.
23. Guski R, *The increase of aircraft noise annoyance in communities. Causes and consequences*, in *The 12th ICBEN Congress on Noise as a Public Health Problem*. 2017: Zurich.
24. Miedema HME, Passchier W, and Vos H, *Elements for a position paper on night time transportation noise and sleep disturbance*. 2003, Instituut voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek (TNO): Delft, The Netherlands.
25. Miedema HME and Vos H, *Self-reported sleep disturbance caused by aircraft noise*. 2004, Instituut voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek (TNO): Delft, The Netherlands.
26. Miedema HME and Vos H, *Associations between self-reported sleep disturbances and environmental noise based on reanalyses of pooled data from 24 studies.* Behavioral Sleep Medicine, 2007. **5**(1): p. 1-20.

27. Poll R van, et al., *Beleving Woonomgeving in Nederland – Inventarisatie Verstoringen 2016*. 2018, RIVM: Bilthoven.
28. World Health Organization, *ICD-10. International Statistical classification of diseases and related health problems, 10 th revision, Volume 2 Instruction manual*. 2010, WHO: Malta.
29. Kempen EEMM van and Houthuijs DJM, *Omvang van de effecten op gezondheid en welbevinden in de Nederlandse bevolking door geluid van weg- en railverkeer*. 2008, RIVM: Bilthoven.
30. Babisch W, *Transportation noise and cardiovascular risk. Review and synthesis of epidemiological studies. Dose-effect curve and risk estimation*. 2006, Umweltbundesambt: Berlin.
31. Babisch W, *Updated exposure-response relationship between road traffic noise and coronary heart diseases: a meta-analysis.* Noise and Health, 2014. **16**(68): p. 1-9.
32. Vienneau D, et al., *The relationship between transportation noise exposure and ischemic heart disease: a meta-analysis.* Environmental Research, 2015. **138**: p. 372-380.
33. Babisch W, *Road traffic noise and cardiovascular risk.* Noise and Health, 2008. **10**(38): p. 27-33.
34. Banerjee D, *Association between transportation noise and cardiovascular disease: a meta-analysis of cross-sectional studies among adult populations from 1980-2010.* Indian Journal of Public Health, 2014. **58**(2): p. 84-91.
35. Kempen EE van, et al., *The association between noise exposure and blood pressure and ischeamic heart disease: a meta-analysis.* Environmental Health Perspectives, 2002. **110**(3): p. 307-317.
36. RIVM, *Integratiematen voor de Volksgezondheid Toekomst Verkenning (VTV) 2018. Resultaten en methodologie*. 2018, RIVM: Bilthoven.
37. Barcelo MA, et al., *Long term effects of traffic noise on mortality in the city of Barcelona, 2004-2007.* Environmental Research, 2016. **147**: p. 193-206.
38. Bodin T, et al., *Road traffic noise, air pollution and myocardial infarction: a prospective cohort study.* International Archives of Occupational and Environmental Health, 2016. **89**(5): p. 793-802.
39. Carey IM, et al., *Traffic pollution and the incidence of cardiorespiratory outcomes in an adult cohort in London.* Occupational and Environmental Medicine, 2016. **73**(12): p. 849-856.
40. Heritier H, et al., *Transportation noise and cardiovascular mortality: a nationwide cohort study from Switzerland.* European Journal of Epidemiology, 2017. **32**(4): p. 307-315.
41. Hoffmann B, et al., *Air quality, stroke and coronary events. Results of the Heinz-Nixdorf Recall Study from the Ruhr Region.* Deutsches Arzteblatt International, 2015. **112**(12): p. 195-201.
42. Seidler A, et al., *Sekundardatenbasierte Fallkontrollstudie mit vertiefender Befragung*, in *NORAH: Noise related-annoyance, cognition and health. Verkehrslarmwirkungen im Flughabenumfeld. Enbericht, Band 6.* 2015, Technische Universitat Dresden, Medizinische Fakultat, Institut und Poliklinik fur Arbeits- und Sozialmedicin: Dresden.

43. Cai Y, et al., *Road traffic noise, air pollution and incident cardiovascular disease: a joint analysis of the HUNT, EPIC-Oxford and UK Biobank cohorts.* Environment International, 2018. **114**: p. 191-201.
44. Roswall N, et al., *Long-term residential road traffic noise and NO2 exposure in relation to risk of incident myocardial infarction. A Danish cohort study.* Environmental Research, 2017. **156**: p. 80-86.
45. Dimakopoulou K, et al., *Is aircraft noise exposure assicated with cardiovacular disease and hypertension? Results from a cohort study in Athens, Greece.* Occupational and Environmental Medicine, 2017. **74**(11): p. 830-837.
46. Kamp I van, et al., *Review of evidence relating to environmental noise exposure and annoyance, sleep disturbance, cardiovascular and metabolic health outcomes in the context of icgb(n)*. 2019, RIVM: Bilthoven.
47. Smetsers R, et al., *Vliegtuiggeluid: meten, berekenen en informeren. een verkenning van wensen en ontwikkelopties*. 2019, RIVM: Bilthoven.
48. Kempen EEMM van and Kamp van I, *Annoyance from air traffic noise. Possible trends in exposure-response relationships*. 2005, RIVM: Bilthoven.
49. Campmans TBJ, *Laagfrequent geluid. Orienterende studie naar de ontwikkeling van laagfrequent geluid in Nederland*. 2017, LPB Sight: Nieuwegein.
50. International Organization for Standardization, *Acoustics - Assessment of noise annoyance by means of social and socio-acoustic surveys*. 2003, ISO: Geneva, Switzerland.
51. Community Response to noise team of ICBEN (The International Commission on the Biological Effects of Noise), et al., *Standardized general-purpose noise reaction questions for community noise surveys: Research and a recommendation.* Journal of Sound and Vibration, 2001. **242**(4): p. 641-679.
52. Janssen S, et al., *Trends in aircraft noise annoyance: the role of study and sample characteristics.* Journal of the Acoustical Society of America, 2011. **129**(4): p. 1953-1962.
53. Beullens K, et al., *Response rates in the european social survey: increasing, decreasing, or a matter of fieldwork efforts?* Survey Methods: Insights from the Field, 2018. **Retrieved from: https://surveyinsights.org/?p=9673**.
54. Riele S te, *Vertekening door non-respons. Hoe nauwkeurig zijn de uitkomsten van persoonsenquetes?* Sociaal-economische maandstatistiek, 2002. **4**: p. 20-25.
55. Brown AL and Kamp I van, *Response to a change in transport noise exposure: competing explanations of change effects.* Journal of the Acoustical Society of America, 2009. **125**(2): p. 905-914.
56. Laszlo HE, et al., *Annoyance and other reaction measures to changes in noise exposure. A review.* Science of the Total Environment, 2012. **435-436**: p. 551-562.
57. Kempen EEMM van and Simon SN, *Kennisscan hinder door luchtvaartgeluid: Effecten van woningisolatie en niet-akoestische factoren*. 2019, RIVM: Bilthoven.

58. Gezondheidsraad: Commissie Geluid en Gezondheid, *Geluid en gezondheid*. 1994, Gezondheidsraad: Den Haag.
59. Berglund B, Lindvall T, and Schwela D, *Guidelines for community noise*. 1999, World Health Organization: Geneva.
60. European Environment Agency, *Good practice guide on noise exposure and potential health effects*. 2010, European Environment Agency: Copenhagen.
61. Hartemink N, et al., *Combining risk estimates from observational studies with different exposure cutpoints: a meta-analysis on body mass index and diabetes type 2.* American Journal of Epidemiology, 2006. **163**(11): p. 1042-1052.
62. Wu QJ, et al., *Parity and endometrial cancer risk: a meta-analysis of epidemiological studies.* Scientific Reports, 2015. **5**: p. 14243.
63. Orsini N, et al., *Meta-analysis for linear and nonlinear dose-response relations: examples, an evaluation of approximations, and software.* American Journal of Epidemiology, 2011. **175**(1): p. 66-73.
64. Ising H and Braun C, *Acute and chronic endocrine effects of noise: review of the research conducted at the Institute for Water, Soil and Air Hygiene.* Noise and Health, 2000. **2**(7): p. 7-24.
65. Neus H, et al., *On the reaction of finger pulse amplitude to noise.* International Archives of Occupational and Environmental Health, 1980. **47**(1): p. 9-19.
66. World Health Organization Regional Office for Europe and Joint Research Centre of the European Commission, *Burden of disease from environmental noise. Quantification of healthy life years lost in Europe*, Theakston F, Editor. 2011, World Health Organization Regional Office for Europe: Copenhagen, Denmark.
67. Vienneau D, et al., *Association between transportation noise and cardio-metabolic diseases: an update of the WHO meta-analysis*, in *Proceedings of the 23rd International Congress on Acoustics (ICA), integrating 4th EAA Euroregio 2019*, Ochmann M, Editor. 2019, Deutsche Gesellschaft fur Akustik e.V. (DEGA): Germany, Aachen.
68. Janssen PHM, Slob W, and Rotmans J, *Gevoeligheidsanalyse en onzekerheidsanalyse: een inventarisatie van ideeen, methoden en technieken*. 1990, RIVM: Bilthoven.
69. RIVM. *Volksgezondheidenzorg.info, Fysieke omgeving, Regionaal & Internationaal, Regionaal Zelf gerapporteerd*. 2018 [cited 2019 29-11-2019]; Available from: https://www.volksgezondheidenzorg.info/onderwerp/fysieke-omgeving/regionaal-internationaal/regionaal-zelf-gerapporteerd.
70. Houthuijs D, Swart W, and Kempen E van, *Implications of environmental noise on health and wellbeing in Europe. Based on data from the second (2012) and third (2017) round of noise assessment in the framework of the European Noise Directive*. 2019, European Environment Agency, European Topic Centre on Air Pollution and Climate Change Mitigation: Bilthoven.
71. Guski R, Felscher-Suhr U, and Schuemer R, *The concept of noise annoyance: how international experts see it.* Journal of Sound and Vibration, 1999. **223**(4): p. 513-527.

72. Miedema HM and Vos H, *Exposure-response relationships for transportation noise.* Journal of the Acoustical Society of America, 1998. **104**(6): p. 3432-3445.
73. European Commission, *Directive 2002/49/EC of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 relating to the assessment and management of environmental noise*. 2002, European Commission: Brussels, Belgium. p. 12-25.
74. Miedema HME and Oudshoorn CGM, *Elements for a position paper on relationships between transportation noise and annoyance*. 2000, TNO Prevention and Health: Leiden, The Netherlands.
75. Schultz TJ, *Synthesis of social surveys on noise annoyance.* Journal of the Acoustical Society of America, 1978. **64**(2): p. 377-405.
76. Fidell S, Barber DS, and Schultz TJ, *Updating a dosage-effect relationships for the prevalence of annoyance due to general transportation noise.* Journal of the Acoustical Society of America, 1991. **89**(1): p. 221-233.
77. Finegold LS, Harris CS, and Gierke HE von, *Community annoyance and sleep disturbance: updated criteria for assessing the impacts of general transportation noise on people.* Noise Control Engineering Journal, 1994. **42**(1): p. 25-30.
78. Groothuis-Oudshoorn CGM and Miedema HME, *Multilevel grouped regression for analyzing selfreported health in relation to environmental factors: the model and its application.* Biometrical Journal, 2006. **48**(1): p. 67-82.
79. Dusseldorp A, et al., *Handreiking geluidhinder wegverkeer. Berekenen en meten*. 2011, RIVM: Bilthoven.
80. Guski R, *How to forecast community annoyance in planning noisy facilities.* Noise and Health, 2004. **6**(22): p. 59-64.
81. Babisch W, et al., *Annoyance due to aircraft noise has increased over the years. Results of the HYENA study.* Environment International, 2009. **35**(8): p. 1169-1176.
82. Gerven PW van, et al., *Annoyance from environmental noise across the lifespan.* Journal of the Acoustical Society of America, 2009. **126**(1): p. 187-194.
83. Guyatt GH, et al., *GRADE: an emerging consensus on rating quality of evidence and strength of recommendations.* British Medical Journal, 2008. **336**(7650): p. 924-926.
84. Fields JM, et al., *Standardized general-purpose noise reaction questions for community noise surveys: research and recommendation.* Journal of Sound and Vibration, 2001. **242**(4): p. 641-679.
85. Gjestland T, *A systematic review of the basis for WHO's new recommendation for limiting aircraft noise annoyane.* International Journal of Environmental Research and Public Health, 2018. **15**(12): p. 2717.
86. Gezondheidsraad, *Over de invloed van geluid op slaap en de gezondheid*. 2004, Gezondheidsraad: Den Haag.
87. World Health Organization Regional Office for Europe, *Night noise guidelines for Europe*. 2009, World Health Organization Regional Office for Europe: Copenhagen, Denmark.
88. Dormolen M van, et al., *Omgevingslawaai, slaap en gezondheid*. 1988, IVEM: Groningen.

89. Fast T (redactie), *Beoordelingskader Gezondheid en Milieu: nachtelijk geluid van vliegverkeer rond Schiphol en slaapverstoring*. 2004, RIVM: Bilthoven.
90. Working group on Health and Socio-Economic Aspects, *Position paper on dose response relationships for night time noise*, European Commission, Editor. 2004.
91. Dzhambov AM and Dimitrova DD, *Exposure-response relationship between traffic noise and the risk of stroke: a systematic review with meta-analysis.* Arh Hig Rada Toksikol, 2016. **67**(2): p. 136-151.
92. Huang D, et al., *Is there an association between aircraft noise exposure and the incidence of hypertension? A meta-analysis of 16784 participants.* Noise and Health, 2015. **17**(75): p. 93-97.
93. Kempen E van and Babisch W, *The quantitative relationship between road traffic noise and hypertension: a meta-analysis.* Journal of Hypertension, 2012. **30**(6): p. 1075-1086.
94. Fuks KB, et al., *Long-term exposure to ambient air pollution and traffic noise and incident hypertension in seven cohorts in the European study of cohorts for air pollution effects (ESCAPE).* European Heart Journal, 2017. **38**(13): p. 983-990.
95. Dzhambov AM and Dimitrova DD, *Residential road traffic noise as a risk factor for hypertension in adults: systematic review and meta-analysis of analytic studies published in the period 2011-2017.* Environmental Pollution, 2018. **240**: p. 306-318.
96. Fu W, et al., *Association between exposure to noise and risk of hypertension: a meta-analysis of observational epidemiological studies.* Journal of Hypertension, 2017. **35**(12): p. 2358-2366.
97. Eriksson C, Pershagen G, and Nilsson M, *Biological mechanisms related to cardiovascular and metabolic effects by environmental noise*. 2018, WHO Regional Office for Europe: Copenhagen, Denmark.
98. Sorensen M, et al., *Long-term exposure to road traffic noise and incident diabetes: a cohort study.* Environmental Health Perspectives, 2013. **121**(2): p. 217-222.
99. Basner M, Griefahn B, and Berg M van den, *Aircraft noise effects on sleep: mechanisms, mitigation and research needs.* Noise and Health, 2010. **12**(47): p. 95-109.
100. Basner M, Müller U, and Elmenhorst EM, *Single and combined effects of air, road, and rail traffic noise on sleep and recuperation.* Sleep, 2011. **34**(1): p. 11-23.
101. Hume K, *Sleep disturbance due to noise: current issues and future research.* Noise and Health, 2010. **12**(47): p. 70-76.
102. Muzet A, *Environmental noise, sleep and health.* Sleep Medicine Reviews, 2007. **11**(2): p. 135-142.
103. Ising H and Kruppa B, *Stress effects of noise*. Noise and its effects, ed. Luxon L and Prasher D. 2007, Chichester: John Wiley & Sons, Ltd.
104. Speng M, *Possible health effects of noise induced cortisol increase.* Noise and Health, 2000. **2**(7): p. 59-63.
105. Franklin BA, Brook R, and Pope III A, *Air pollution and cardiovascular disease.* Current Problems in Cardiology, 2015. **40**(5): p. 207-238.

106. Klompmaker JO, et al., *Associations of combined exposures to surrounding green, air pollution, and road traffic noise with cardiometabolic disease.* Environmental Health Perspectives, 2019. **127**(8): p. 87003.
107. Markevych I, et al., *Exploring pathways linking greenspace to health: Theoretical and methodological guidance.* Environmental Research, 2017. **158**: p. 301-317.
108. Dalton AM, et al., *Residential neighbourhood greenspace is associated with reduced risk of incident diabetes in older people: a prospective cohort study.* BMC Public Health, 2016. **16**(1): p. 1171.
109. Astell-Burt T, Feng X, and Kolt GS, *Is neighborhood green space associated with a lower risk of type 2 diabetes? Evidence from 267,072 Australians.* Diabetes Care, 2014. **37**(1): p. 197-201.
110. Ngom R, et al., *Type and proximity of green spaces are important for preventing cardiovascular morbidity and diabetes—a cross-sectional study for Quebec, Canada.* International Journal of Environmental Research and Public Health, 2016. **13**(4): p. 423.
111. Maas J, et al., *Morbidity is related to a green living environment.* Journal of Epidemiology and Community Health, 2009. **63**(12): p. 967-973.
112. Hartig T, et al., *Nature and health.* Annual Review of Public Health, 2014. **35**(207-228).
113. Nieuwenhuijsen MJ, et al., *Fifty shades of green: pathway to healthy urban living.* Epidemiology, 2017. **28**(1): p. 63-71.
114. Beelen R, et al., *The joint association of air pollution and noise from road traffic with cardiovascular mortality in a cohort study.* Occupational and Environmental Medicine, 2009. **66**(4): p. 243-250.
115. Foraster M, et al., *Local determinants of road traffic noise levels versus determinants of air pollution levels in a Mediterranean city.* Environmental Research, 2011. **111**(1): p. 177-183.
116. Gan W, et al., *Long-term exposure to traffic noise and traffic-related air pollution and coronairy heart disease mortality*, in *The 10th International Congress on Noise as a Public Health Problem (ICBEN)*, Griefahn B, Editor. 2011: United Kingdom, London. p. 410-417.
117. Kluizenaar Y de, et al., *Hypertension and road traffic noise exposure.* Journal of Occupational and Environmental Medicine, 2007. **49**(5): p. 484-492.
118. Oftedal B, et al., *Road traffic noise, air pollution and blood pressure in Oslo, Norway*, in *The 10th International Congress on Noise as a Public Health Problem (ICBEN)*, Griefahn B, Editor. 2011: United Kingdom, London.
119. Selander J, et al., *Long-term exposure to road traffic noise and myocardial infarction.* Epidemiology, 2009. **20**(2): p. 272-279.
120. Floud S, et al., *Exposure to aircraft and road traffic noise and associations with heart disease and stroke in six European countries: a cross-sectional study.* Environmental Health, 2013. **12**: p. 89.
121. Sørensen M, et al., *Combined effects of road traffic noise and ambient air pollution in relation to risk for stroke?* Environmental Research, 2014. **133**: p. 49-55.

122. Hystad P, et al., *Residential greenness and birth outcomes: evaluating the influence of spatially correlated built-environment factors.* Environmental Health Perspectives, 2014. **122**(10): p. 1095-1102.
123. Crouse DL, et al., *Urban greenness and mortality in Canada's largest cities: a national cohort study.* The Lancet Planetary Health, 2017. **1**(7): p. e289-e297.
124. Thiering E, et al., *Associations of residential long-term air pollution exposures and satellite-derived greenness with insulin resistance in German adolescents.* Environmental Health Perspectives, 2016. **124**(8): p. 1291-1298.
125. Villeneuve PJ, et al., *A cohort study relating urban green space with mortality in Ontario, Canada.* Environmental Research, 2012. **115**: p. 51-58.
126. James P, et al., *Exposure to greenness and mortality in a nationwide prospective cohort study of women.* Environmental Health Perspectives, 2016. **124**(9): p. 1344-1352.
127. Gascon M, et al., *Long-term exposure to residential green and blue spaces and anxiety and depression in adults: a cross-sectional study.* Environmental Research, 2018. **162**: p. 231-239.
128. Dzhambov A, et al., *Lower noise annoyance associated with GIS-derived greenspace: pathways through perceived greenspace and residential noise.* International Journal of Environmental Research and Public Health, 2018. **15**(7): p. E1533.
129. Kamp I van, et al., *Study on methodology to perform an environmental noise and health assessment. A guidance document for local authorities in Europe*. 2018, RIVM: Bilthoven.

10 Dankwoord

Een woord van bijzondere dank gaat uit naar Oscar Breugelmans, die verantwoordelijk was voor het afleiden van de blootstelling-respons-relaties op basis van data verzameld als onderdeel van de GGD Gezondheidsmonitor 2016. De adviezen van Danny Houthuijs zijn van belang geweest voor het tot stand komen van de gezondheidseffectschattingen die in deze rapportage worden beschreven.

11 Begrippen en afkortingen

AWACS	***Airborne Warning And Control System*-vliegtuigen**
Beroerte	Beroerte is de verzamelnaam voor een TIA, herseninfarct en hersenbloeding. De medische term is *Cerebrovasculair Accident* (CVA). Dit betekent letterlijk een 'ongeluk van de bloedvaten van de hersenen'. Bij zo'n ongeluk gaat er iets mis met de bloedvoorziening naar de hersenen. Hierdoor krijgt een deel van die hersenen te weinig zuurstof. Het gevolg is dat hersencellen in dit gebied kunnen afsterven en dat hersenfuncties uitvallen.
95%Bthi	Dit is het 95%-betrouwbaarheidsinterval. Rondom verkregen hinderpercentages zit een betrouwbaarheidsinterval. Dit interval geeft aan binnen welke waarden de gemiddelde hinder in de onderzochte populatie ligt, met een bepaalde zekerheid. Meestal wordt voor deze zekerheid de waarde van 95% gehanteerd, en wordt dus gesproken over een 95%- betrouwbaarheidsinterval. Ook rondom BR-relaties zit vaak een 95%-betrouwbaarheidsinterval. Het betrouwbaarheidsinterval van een BR-relatie zegt iets over de nauwkeurigheid waarmee de gemiddelde BR-relatie is vastgesteld uit de beschikbare gegevens. Met 95% zekerheid ligt de gemiddelde BR-relatie, op basis van de gebruikte studies, in dit gebied.
BMD	Benchmark Dosis Methode. Met behulp van deze methode heeft de WHO uit de gegevens over effecten van de blootstelling aan geluid op de gezondheid van mensen zo goed mogelijk het verband tussen blootstelling en de kansen op het optreden van verschillende effecten (de zogeheten respons) bepaald. Vervolgens heeft de WHO benchmark dosissen (BMD) afgeleid die overeenkomen met een bepaalde gekozen waarde van die kansen – bijvoorbeeld 1% of 10%. Uit de verschillende BMD's heeft de WHO vervolgens de gezondheidskundige advieswaarde afgeleid.
BMI	De *Body Mass Index* is een index voor het gewicht in verhouding tot de lichaamslengte. De BMI geeft een schatting van het gezondheidsrisico van je lichaamsgewicht.
BMR	Benchmark Respons. Dit is de door de WHO relevant geachte kans dat een van tevoren vastgestelde respons op zal treden na blootstelling aan geluid.

AWACS	***Airborne Warning And Control System*-vliegtuigen**
BR-relatie	Blootstelling-respons-relatie. Deze geeft de relatie weer tussen de blootstelling aan (bijvoorbeeld geluid) en de kans of waarschijnlijkheid dat een bepaald effect (bijvoorbeeld ernstige hinder) optreedt
CBS	Centraal Bureau voor de Statistiek
Cohortonderzoek	Een cohortonderzoek is een vorm van observationeel onderzoek waarbij de determinant (bijvoorbeeld blootstelling) het uitgangspunt vormt. De onderzoekspopulatie wordt geformeerd op basis van de te onderzoeken determinant. Subgroepen met verschillende determinantstatus (bijvoorbeeld de blootstelling aan geluid) aan het begin van de observatieperiode worden vergeleken, om te zien of deze verschillen na verloop van tijd (*follow-up*) gepaard gaan met verschillen in het optreden van ziekte-manifestaties. Bij het begin van de observatie-periode is de ziektestatus van alle onderzoeks-personen gelijk. De timing van een cohort-onderzoek kan zowel retrospectief als prospectief zijn. In een retrospectief cohortonderzoek hebben de blootstelling, de wachttijd en het optreden van de ziekte al in het verleden plaatsgevonden. Op basis van archiefgegevens wordt de groep als geheel verdeeld in een blootgesteld en een niet-blootgesteld deel en wordt uitgerekend hoe vaak en wanneer de ziekte in beide groepen is opgetreden. Bij een prospectief cohortonderzoek moeten alle relevante gebeurtenissen nog plaatsvinden op het moment dat het onderzoek van start gaat. In een dergelijk onderzoek wordt van een groep mensen die nog vrij is van ziekte met enige regelmaat vastgesteld wat de bloot-stelling is en afgewacht bij welke personen de ziekte daarna optreedt.
Coronaire hartziekten	Coronaire hartziekten ofwel ischemische hart-ziekten, zijn ziekten van het hart die het gevolg zijn van slagaderverkalking of afwijkingen in de kransslagaders. Door de vernauwing of blokkade van het bloedvat die daar het gevolg van is, ontstaat zuurstoftekort (ischemie) in de hartspier. Coronaire hartziekten worden onderverdeeld in acute (hartinfarct of myocardinfarct) en chronische (angina pectoris) hartziekten.
dB	dB is een afkorting van decibel. De decibel geeft de sterkte van een geluidsniveau weer.

AWACS	***Airborne Warning And Control System*-vliegtuigen**
Diabetes	Dit is een chronische stofwisselingsziekte die gepaard gaat met een te hoog glucosegehalte in het bloed. Het lichaam is niet meer in staat om de glucose goed te verwerken. Diabetes staat ook wel bekend als suikerziekte.
Dwarsdoorsnede-onderzoek	In een dwarsdoorsnede-onderzoek (Engels: *cross-sectional study*) wordt van alle deelnemers in het onderzoek op hetzelfde moment de blootstelling en de aanwezigheid van een ziekte vastgesteld en onderzocht of er een samenhang tussen blootstelling en ziekte is.
Ecologisch onderzoek	In een ecologisch onderzoek, ook wel aangeduid als een correlatiestudie of populatiestudie, wordt op groepsniveau gekeken naar de samenhang tussen de blootstelling en het optreden van ziekten. Hierbij wordt gebruikgemaakt van gezondheidsstatistieken waarin bijvoorbeeld wordt gekeken naar veranderingen in de tijd in het optreden van een bepaalde ziekte in samenhang met een toenemende blootstelling.
EEA	*European Environmental Agency* of Europees Milieuagentschap
END	*European Noise Directive* ofwel Europese Richtlijn Omgevingslawaai. Met deze richtlijn wil de Europese Unie bereiken dat omgevingslawaai in alle Europese lidstaten op een uniforme wijze wordt behandeld.
Evidence review	Dit is een literatuuroverzicht dat op een gestructureerde wijze wordt uitgevoerd. Op basis van een vraagstelling wordt gezocht in meerdere elektronische databases. In- en exclusiecriteria worden gehanteerd om de in aanmerking komende artikelen te selecteren. De artikelen worden beoordeeld op methodologische kwaliteit en de benodigde gegevens worden uit de artikelen geëxtraheerd. Indien mogelijk, worden de resultaten van de afzonderlijke onderzoeken samengevat tot een overall schatting van het bestudeerde effect (meta-analyse). Het resultaat worden op transparante en reproduceerbare wijze gerapporteerd. Omdat de WHO zich voor de richtlijnen moest baseren op het best beschikbare bewijsmateriaal, moesten de auteurs van de reviews ook een oordeel geven over de kwaliteit van de gevonden bewijslast.
Gezondheidskundige advieswaarde	Bij een blootstelling gelijk aan of kleiner dan deze waarde is de kans op het optreden van een voor de gezondheid schadelijk effect naar redelijke verwachting nul of zeer klein.

AWACS	***Airborne Warning And Control System*-vliegtuigen**
GDG	Bij de ontwikkeling van de WHO-richtlijnen zijn verschillende groepen betrokken geweest die elk hun eigen rol hadden. De Guideline Development Group (GDG) was verantwoordelijk voor het afleiden van de gezondheidskundige advies-waarden en het opstellen van de aanbevelingen die zijn opgenomen in de WHO-richtlijnen.
GGD	Gemeentelijke Gezondheidsdienst
GIS	Geografisch Informatie Systeem
GRADE	Afkorting van *Grading of Recommendations, Assessment, Development and Evaluation*. Dit is een methode om de kwaliteit van bewijs uit onderzoek en de sterkte van aanbevelingen in richtlijnen op een transparante manier weer te geven.
HIA	*Health Impact Assessment*, of in het Nederlands 'Gezondheidseffectschatting', is een combinatie van methoden, procedures en instrumenten om een beleidsvoorstel, programma of project te beoordelen op de mogelijke effecten voor de gezondheid. Daarnaast kan met HIA beoordeeld worden welk deel van een populatie de meeste kans heeft om gezondheidseffecten te krijgen.
Hinder	Hinder is een gevoel van afkeer, boosheid, onbehagen, onvoldaanheid of gekwetstheid dat optreedt wanneer een milieufactor (bijvoorbeeld geluid), iemands gedachten, gevoelens of activiteiten negatief beïnvloedt. Hinder wordt meestal gemeten als onderdeel van een vragenlijst met behulp van een gestandaardiseerde vraag.
Hypertensie	Hypertensie is een ander woord voor hoge bloed-druk. De bloeddruk is de druk die het bloed heeft in de grote slagaders. Via deze slagaders pompt het hart zuurstofrijk bloed naar de verschillende organen. De bloeddruk wordt gemeten ter hoogte van de bovenarm en bestaat uit twee waarden: de bovendruk of systolische bloeddruk en de onderdruk of diastolische bloeddruk. De gemeten waarden worden uitgedrukt in millimeter kwik-druk (mmHg). Bij hypertensie of hoge bloeddruk is er sprake van een systolische bloeddruk hoger dan 140 mmHg en/of een diastolische bloeddruk hoger dan 90 mmHg. Het langdurig aanhouden van een hoge bloeddruk verhoogt het risico op aandoeningen als een hartinfarct, een beroerte, dementie of hartfalen.
ICBEN	*International Commission on Biological Effects of Noise*

AWACS	***Airborne Warning And Control System*-vliegtuigen**
ICD-10	De tiende revisie van de *International Statistical Classification of Diseases and Related Health Problems* (in het Nederlands: Internationale statistische classificatie van ziekten en met gezondheid verband houdende problemen).
Incidentie	De incidentie is het aantal nieuwe gevallen van een ziekte in een tijdsperiode ten opzichte van het totaal aantal bemeten individuen.
ISO	*International Organisation for Standardisation*
IV-7	De Zevende Inventarisatie Verstoringen
L_{den}	*Level-day-evening-night*. Equivalent geluidsniveau ten gevolge van een geluidsbron, buitenshuis, over het etmaal, met aanpassingsactoren voor de avond en nacht, berekend op jaarbasis.
L_{dn}	*Level-day-night* ofwel het dag-nachtniveau. Dit is het equivalente geluidsniveau over een etmaal, onder verhoging van de nachtelijke geluidsniveaus met 10 dB(A).
L_{night}	Jaargemiddelde maat voor geluid in de nacht
MER	Milieueffectrapportage
Ministerie van IenW	Ministerie van Infrastructuur en Water
Meta-analyse	Een meta-analyse is een kwantitatieve samenvatting van de resultaten van afzonderlijke onderzoeken.
Multi-level-analyse	Een vorm van statistische analyse waarbij expliciet rekening wordt gehouden met het feit dat de waarnemingen niet geheel onafhankelijk zijn en dat de variabelen op specifiek niveau zijn verzameld.
Niet-akoestische factoren	Geluid kan hinder veroorzaken. Hinder ontstaat op de eerste plaats omdat mensen worden blootgesteld aan geluid. Echter, ook factoren die niets met het fysieke geluid te maken hebben, kunnen de mate van hinder beïnvloeden. Deze factoren worden in de praktijk aangeduid als niet-akoestische factoren. Ze omvatten een groot aantal aspecten en worden onderverdeeld in persoonlijke, contextuele en sociale factoren.
NLR	Nederlands Lucht- en Ruimtevaartcentrum
Obesitas	Obesitas (zwaarlijvigheid) is een chronische ziekte die gekenmerkt wordt door overmatige vetopstapeling in het lichaam. De mate van overgewicht wordt berekend met behulp van de *Body Mass Index* (BMI).
OR	OddsRatio. De 'Odds' is de verhouding tussen de waarschijnlijkheid dat een gebeurtenis voorvalt en de waarschijnlijkheid dat ze niet voorvalt.

AWACS	***Airborne Warning And Control System*-vliegtuigen**
Patiënt-controle-onderzoek	In een patiënt-controle-onderzoek (Engels: *case-control study*) wordt van een groep mensen met een bestaande ziekte de blootstelling voorafgaand aan de ziekte vergeleken met de blootstelling in een vergelijkbare groep zonder diezelfde ziekte, de controlegroep.
Polynoom	Een veelterm. Het is een wiskundige uitdrukking, samengesteld uit variabelen en constanten die van elkaar kunnen worden afgetrokken, bij elkaar worden opgeteld, met elkaar kunnen worden vermenigvuldigd of gedeeld. Ook kunnen ze worden verhoogd tot exponenten.
PAF	Populatie Attributieve Fractie. Deze geeft aan welk deel van de ziekte of aantal sterfgevallen kan worden toegeschreven aan een bepaalde determinant of risicofactor (bijvoorbeeld geluid).
Prevalentie	De prevalentie is het aantal individuen dat een ziekte heeft ten opzichte van het totale aantal individuen.
Regressieanalyse	Regressieanalyse is een statistische techniek voor het analyseren van gegevens waarin mogelijk sprake is van een specifieke samenhang.
RR	Relatief Risico. Het RR is de verhouding van het absolute risico op een ziektegeval in een populatie met een zekere geluidsblootstelling (bijvoorbeeld het aantal gevallen van coronaire hartziekten per 1.000 mensen per jaar bij x dB) ten opzichte van het absolute risico in een populatie met een andere geluidsblootstelling. De grootte van het RR is mede afhankelijk van het verschil in geluidsblootstelling tussen beide populaties.
SES	Sociaaleconomische status
SRT	*Systematic Review Team*. Bij de ontwikkeling van de WHO-richtlijnen waren verschillende groepen betrokken. Het SRT is een groep van experts op het gebied van geluid en gezondheid. Hun rol was om alle relevante literatuur te reviewen in het licht van de richtlijnen.
Tinnitus	Tinnitus (ook wel aangeduid als oorsuizen) is het waarnemen van een piep, brom, fluit, suis of ander geluid in het hoofd, of in een of beide oren, zonder dat er een externe geluidsbron aanwezig is.
95% tolerantie-interval	Interval dat aangeeft tussen welk percentages (bij een bepaald geluidsniveau) de resultaten van een nieuw onderzoek met een kans van 95% zullen liggen.
VTV	Volksgezondheid Toekomst Verkenningen
WGHSEA	De *Working Group on Health and Socioeconomic Aspects* van de Europese Commissie
WHO	Wereld Gezondheidsorganisatie

Bijlage 1. Blootstelling-respons-relaties voor de associatie tussen geluid van weg-, rail- en vliegverkeer en ernstige hinder

Hinder wordt wel gedefinieerd als het belangrijkste gezondheidseffect dat optreedt ten gevolge van de blootstelling aan omgevingsgeluid. Dit blijkt uit een inventarisatie onder 68 internationale geluidsexperts, van wie meer dan de helft aangaf hinder als het voornaamste effect van geluid te zien [71]. Volgens de WHO is '(geluids)hinder een verzamelterm voor allerlei negatieve gevoelens zoals ergernis, ontevredenheid, boosheid, teleurstelling, zich teruggetrokken voelen, hulpeloosheid, neerslachtigheid, ongerustheid, verwarring, het zich uitgeput voelen en agitatie' [59].

De relatie tussen de blootstelling aan geluid (meestal uitgedrukt als de jaargemiddelde geluidsbelasting L_{den}) en de mate van hinder, probeert men meestal te beschrijven op basis van vragenlijstonderzoek. Daarin wordt hinder vaak gemeten door middel van een internationaal gestandaardiseerde vraag [50]. De vraag verwijst per geluidsbron naar de ervaren mate van hinder in de thuissituatie gedurende de afgelopen twaalf maanden. De hinder wordt bepaald door respondenten op een schaal van 0 tot 10 aan te laten geven in welke mate zij zich gehinderd voelen. Vervolgens wordt de gemeten hinder gerelateerd aan de geluidsbelasting op de gevel van een woning.

Tot nog toe zijn er verschillende pogingen geweest om BR-relaties af te leiden die de relatie tussen de blootstelling aan geluid van omgevingslawaai en het percentage (ernstige) hinder weergeven: internationaal, nationaal en regionaal.

Bestaande BR-relaties gebaseerd op onderzoeken uit verschillende landen

In het verleden zijn er verschillende pogingen geweest om op basis van internationale onderzoeken, BR-relaties af te leiden die de relatie tussen de blootstelling aan geluid van omgevingslawaai en het percentage (ernstige) hinder weergeven.
In 1998 hebben Miedema en Vos voor het eerst bron-specifieke BR-relaties gerapporteerd voor de associatie tussen de blootstelling aan geluid van vlieg-, weg- en railverkeer (uitgedrukt in L_{dn}) en (ernstige) hinder [72]. Hiervoor zijn de gegevens gebruikt van een groot aantal vragenlijstonderzoeken die in Europa, Noord-Amerika en Australië zijn uitgevoerd in de periode 1965-1994. Zo was de BR-relatie tussen geluid van vliegverkeer en (ernstige) hinder gebaseerd op de gegevens van twintig onderzoeken (34.214 deelnemers); de BR-relaties tussen geluid van weg- en railverkeer en (ernstige) hinder waren gebaseerd op de gegevens van respectievelijk 26 onderzoeken (21.228 deelnemers) en negen onderzoeken. Om als deelnemer mee te mogen doen in de analyse van Miedema en Vos [72], moest de blootstelling kunnen worden uitgedrukt in L_{dn} en de mate van hinder kunnen worden afgeleid. Personen die waren blootgesteld aan zeer hoge (> 75 dB(A) L_{dn}) of zeer lage blootstellingsniveaus (< 45 dB(A) L_{dn}) werden uitgesloten van de

analyse. Gebleken was dat bij zeer hoge en ook zeer lage geluidsniveaus zowel de ingeschatte blootstelling als de gerapporteerde hinder minder betrouwbaar waren. Om de BR-relaties af te leiden, maakten Miedema en Vos gebruik van zowel regressieanalyses (de zogenoemde *ordinary least squares regression*) als *multi-level*-modellen [72].
In 2001 werden vernieuwde versies van de BR-relaties gepresenteerd [15]. Daarbij werden meer geavanceerde statistische modellen gebruikt en werd de blootstelling aan geluid uitgedrukt in L_{den}. De update voor de relatie voor vliegverkeer was gebaseerd op negentien onderzoeken (27.081 datapunten); voor weg- en railverkeer werden de gegevens van 26 onderzoeken (19.172 datapunten) en acht onderzoeken (7.632 datapunten) gebruikt. Bij het afleiden van de relaties maakten Miedema en Oudshoorn [15] wederom gebruik van *multi-level*-modellen. De afgeleide relaties werd in formulevorm (polynomen) gepresenteerd, waarbij het percentage ernstige hinder bij 42 dB (L_{den}) door nul werd geforceerd. In 2002 werd in het kader van de EU-richtlijn Omgevingslawaai aanbevolen deze BR-relaties te gebruiken bij de bepaling van het aantal (ernstig) gehinderde personen in relatie tot de blootstelling aan geluid van weg-, vlieg- of railverkeer [73, 74].

Voordat Miedema en collega's [15, 72] hun BR-relaties presenteerden, zijn er ook door andere onderzoekers verschillende pogingen gedaan om BR-relaties af te leiden tussen de blootstelling aan omgevingslawaai en hinder [75-77]. Deze BR-relaties waren echter gebaseerd op een kleiner aantal onderzoeken (en dus ook op een kleiner aantal datapunten). Bovendien waren ze niet bron-specifiek. Daarnaast waren Miedema en Oudshoorn [15] de eersten die ook 95%-betrouwbaarheidsintervallen rondom hun afgeleide BR-relaties presenteerden. Deze betrouwbaarheidsintervallen zeggen echter alleen iets over de nauwkeurigheid waarmee de gemiddelde relatie is vastgesteld uit de beschikbare gegevens. Met 95% zekerheid ligt de gemiddelde relatie, op basis van de gebruikte onderzoeken, in dit gebied. In 2006 heeft Miedema ook nog eens een 95%-tolerantie-interval gepresenteerd [78]. Dit is gebaseerd op de variatie in resultaten die tussen de onderzoeken optreden. Het 95%-tolerantie-interval geeft aan waarbinnen de BR-relaties van 95% van de onderzoeken liggen. Met andere woorden, dit interval geeft aan tussen welke percentages de resultaten van een nieuw onderzoek (bij een zeker geluidsniveau) met een kans van 95% zullen liggen. Meer uitleg en achtergronden over betrouwbaarheidsintervallen en tolerantie-intervallen rondom BR-relaties zijn te vinden in [79].

Verschillende onderzoekers suggereerden dat de relatie tussen geluid van vliegverkeer en hinder in de loop van de tijd 'steiler' is geworden. Met andere woorden: er werd in recentere onderzoeken meer ernstige hinder gemeten bij gelijke geluidsniveaus. De voor de EU-richtlijn aanbevolen relatie zou bovendien niet de meest recente onderzoeken bevatten [23, 48, 52, 80, 81]. In 2009 is er daarom door Janssen en Vos [16] een nieuwe BR-relatie afgeleid die de associatie tussen geluid van vliegverkeer en ernstige hinder beschrijft. Deze relatie is gebaseerd op zeven onderzoeken die zijn gepubliceerd in de periode 1996-2005. De onderzoeken waren uitgevoerd rond luchthavens in Nederland, Duitsland en Zwitserland. Het aantal deelnemers varieerde van 154 tot 11.143 personen. De nieuwe afgeleide BR-relatie was geldig in de geluidsrange 45-75 dB (L_{den}) [16].

Ook voor de BR-relatie van geluid van wegverkeer is min of meer een vernieuwde versie gepresenteerd. In 2009 zijn er door Van Gerven en collega's [82] leeftijdsspecifieke BR-relaties gepubliceerd. Hierbij is gebruikgemaakt van de studiedatabase die ook is gebruikt door Miedema en Oudshoorn [15], aangevuld met vijf recentere onderzoeken. Uiteindelijk omvatte de database 62.983 personen tussen 15-102 jaar. De berekeningen van Van Gerven en collega's [82] suggereren dat onder mensen van 25 tot zestig jaar het percentage ernstige hinder door geluid van wegverkeer wordt onderschat met de relatie afgeleid door Miedema en Oudshoorn [15].

De verschillende relaties die zijn afgeleid door Miedema en Oudshoorn (2001) en Janssen en Vos (2009) worden in paragraaf 3.1 in Figuur 2 weergegeven. Om het overzicht te behouden, zijn alleen de gemiddelde lijnen weergegeven. In Tabel 1.1 van deze bijlage worden de bijbehorende formules voor het berekenen van het percentage ernstige hinder weergegeven.

Tabel 1.1 Bestaande BR-relaties gebaseerd op data van onderzoeken uitgevoerd in verschillende landen.

Referentie	**Bron†**	**Afgeleide formule voor het berekenen van het % ernstige hinder**	**Geluid-range**	**n****
[75]	WVR	$0{,}8553*L_{dn}-0{,}0401*L_{dn}^2 + 0{,}00047*L_{dn}^3$	45-85 (L_{dn})	11
[76]	T	$78{,}9181-3{,}2645*L_{dn} + 0{,}0360*L_{dn}^2$	45-85 (L_{dn})	27
[77]	T	$100/(1 + \exp(11{,}13-0{,}141*L_{dn}))$	40-85 (L_{dn})	22
[72]*	W	$0{,}24*(L_{dn}-42) + 0{,}0277*(L_{dn}-42)^2$	45-75 (L_{dn})	26
	R	$0{,}28*(L_{dn}-42) + 0{,}0085*(L_{dn}-42)^2$	45-75 (L_{dn})	9
	V	$-0{,}02*(L_{dn}-42) + 0{,}0561*(L_{dn}-42)^2$	45-75 (L_{dn})	20
[15]	W	$9{,}868*10^{-4}*(L_{den}-42)^3-1{,}436*10^{-2}*(L_{den}-42)^2 + 0{,}5118*(L_{den}-42)$	45-75 (L_{den})	26
	R	$7{,}239*10^{-4}*(L_{den}-42)^3-7{,}851*10^{-3}*(L_{den}-42)^2 + 0{,}1695*(L_{den}-42)$	45-75 (L_{den})	8
	V	$-9{,}199*10^{-5}*(L_{den}-42)^3 + 3{,}9321*10^{-2}*(L_{den}-42)^2 + 0{,}2939*(L_{den}-42)$	45-75 (L_{den})	19
[16]	V	$100*(1-\text{normal}((72-(-95{,}97 + 2{,}68 + 2{,}23*L_{den} + 0{,}38*L_{den}))/\text{sqrt}(75{,}30 + 1303{,}21)))$‡	45-75 (L_{den})	7

*Alleen de polynomen gebaseerd op een her-analyse van de individuele data met behulp van *multi-level*-modellen worden in deze tabel weergegeven; † W = wegverkeer, V = Vliegverkeer, R = Railverkeer, T = Transport; ‡ In Janssen en Vos [16] worden geen formules gepresenteerd. Wel worden de variabelen gerapporteerd die nodig zijn om de BR-relatie te tekenen. Op basis van deze variabelen is alsnog een formule afgeleid. Bovendien wordt in appendix 6 per decibel (L_{den}) het percentage ernstige hinder weergegeven; ** Aantal onderzoeken waarop de BR-relatie is gebaseerd.

De nieuwste BR-relaties afgeleid ten behoeve van de WHO-richtlijnen

De recentste BR-relaties die de associatie tussen bronnen van omgevingsgeluid en ernstige hinder beschrijven, zijn afgeleid als onderdeel van de '*evidence review*' over hinder die is uitgevoerd door Guski en collega's [2]. In deze review zijn de resultaten van 62 bestaande epidemiologische onderzoeken met elkaar vergeleken. Tevens is de kwaliteit van de geëvalueerde onderzoeken beoordeeld. Waar mogelijk werden de resultaten van de onderzoeken met elkaar gecombineerd door middel van een meta-analyse. Op die manier werden BR-relaties afgeleid voor de blootstelling aan geluid van weg-, vlieg- en railverkeer en ernstige hinder. In de review is ook naar de invloed van geluid van windturbines gekeken. Maar deze geluidsbron laten we hier buiten beschouwing. Uiteindelijk moest de kwaliteit van de beschikbare bewijskracht worden gewogen door middel van het GRADE-systeem [83].

Vliegverkeer

Guski en collega's [2] hebben voor hun review vijftien dwarsdoorsnede-onderzoeken geïncludeerd en beoordeeld die de relatie tussen geluid van vliegverkeer en ernstige hinder hebben onderzocht. De onderzoeken waren uitgevoerd in de periode 2001-2014. Er waren elf onderzoeken uitgevoerd rondom luchthavens in Europa; de overige vier onderzoeken waren uitgevoerd in Vietnam en Japan. Het aantal deelnemers aan de onderzoeken varieerde van 291 tot 5.873 personen, waarbij de responspercentages varieerden van rond de 30% tot 87%. Hinder werd gemeten met de ISO-hindervraag [50] die tussen 1993 en 2001 is ontwikkeld vanuit het *Community Response Team* van de *International Commission on the Biological Effects of Noise* (ICBEN) [84]. De meeste onderzoeken gebruikten de vraag met de 11-puntschaal (n = 9); een onderzoek gebruikte de vraag met de 5-puntschaal. Ten slotte waren er vijf onderzoeken die beide vragen gebruikten. Geluidsniveaus varieerden van 12 tot 78 dB (L_{den}). Op basis van de gegevens van twaalf van de vijftien geselecteerde onderzoeken (17.094 deelnemers) is een BR-relatie afgeleid voor de associatie tussen geluid van vliegverkeer en het percentage ernstige hinder. Het resultaat is gepresenteerd met behulp van een polynoom. De bewijskracht voor een associatie tussen geluid van vliegverkeer en ernstige hinder werd door de onderzoekers uiteindelijk beoordeeld als 'matig'. Dit had te maken met het feit dat er volgens de onderzoekers sprake was van publicatie-bias, de resultaten van de onderzoeken niet geheel consistent waren en de onderzoeken een aantal beperkingen hadden. Zo bleek bijvoorbeeld dat zes van de twaalf deelnemende onderzoeken waren uitgevoerd onder populaties in de leeftijd van 45 tot zeventig jaar.

Wegverkeer

Voor hun '*evidence review*' hebben Guski en collega's [2] 26 dwarsdoorsnede-onderzoeken geïdentificeerd en geselecteerd die de relatie tussen geluid van *wegverkeer* en ernstige hinder hebben onderzocht. Het aantal deelnemers aan deze onderzoeken varieerde van 99 tot ruim tienduizend personen. De geluidsrange in de onderzoeken was 16 tot 83 dB (L_{den}). In de meeste onderzoeken (n = 19) werd hinder gemeten met behulp van de door de ICBEN voorgestelde hindervraag met een 11-punts antwoordschaal. Op basis van de gegevens van 25 van de 26 onderzoeken (34.112 deelnemers) is een BR-relatie afgeleid voor de

associatie tussen geluid van wegverkeer en ernstige hinder voor de geluidsrange 40-80 dB (L_{den}). Echter, vijf van de geïncludeerde onderzoeken waren uitgevoerd in valleien in de Alpen (Inntall en Wipptall). In vergelijking met de andere onderzoeken, was de hinder relatief hoog. Dit kan mogelijk worden verklaard door een aantal factoren. In vergelijking met gebieden zonder grote hoogteverschillen, kan er in dergelijke gebieden sprake zijn van het zogenoemde amfitheatereffect: het geluid in de vallei wordt via de hellingen weer terug gereflecteerd naar de vallei zonder dat het echo's geeft. Bovendien gebruikten de onderzoekers van deze Alpenstudies een minder streng criterium voor ernstige hinder. Ten slotte worden er al geruime tijd discussies gevoerd over het weg- en railverkeer in het kader van de Europese integratie. Daardoor is er in feite sprake van een soort veranderingssituatie. Verder zijn tien van de 25 onderzoeken waarop de BR-relatie is gebaseerd, uitgevoerd in Azië. In deze onderzoeken was de hinder juist relatief laag. Mogelijk is dit veroorzaakt door het feit dat de deelnemers van deze onderzoeken juist relatief vaak woonden in een gebouw met airconditioning. Dit alles maakte dat zowel de Alpenstudies als de Aziatische, verschilden van de overige onderzoeken. Daarom is door Guski en collega's [2] een tweede BR-relatie afgeleid met weglating van deze onderzoeken. Deze tweede BR-relatie was uiteindelijk gebaseerd op de resultaten van tien Europese onderzoeken die waren uitgevoerd op vlak terrein. Ook werd binnen deze onderzoeken een vergelijkbare hindervraag gebruikt en werd voor ernstige hinder een vergelijkbaar criterium gehanteerd. Echter, de WHO heeft voor het afleiden van haar nieuwe gezondheidskundige advieswaarden de BR-relatie gebruikt die was gebaseerd op 26 onderzoeken [1]. Oorspronkelijk was deze BR-relatie afgeleid voor de geluidsrange 40-80 dB (L_{den}). Echter, omdat er tot ongeveer 45 dB (L_{den}) een afname te zien is van het percentage ernstige hinder bij een toenemend geluidsniveau, wordt een toe te passen geluidsrange van 45-80 dB (L_{den}) geadviseerd.
Opmerkelijk genoeg hebben Guski en collega's [2] weinig vertrouwen in de BR-relatie die ze hebben afgeleid voor geluid van wegverkeer. Ze beoordelen de bewijskracht afkomstig van de onderliggende onderzoeken namelijk slechts als 'laag'.

Railverkeer
Er zijn door Guski en collega's [2] elf dwarsdoorsnede-onderzoeken geïdentificeerd en geselecteerd die de relatie tussen geluid van railverkeer en hinder hebben onderzocht. Het betrof vijf Europese en drie Japanse onderzoeken. Ze waren gepubliceerd in de periode 1997-2010. Het aantal deelnemers aan deze onderzoeken varieerde van 520 tot tweeduizend personen. De geluidsrange in de onderzoeken liep van 30 tot 93 dB (L_{den}). In de meeste onderzoeken (n = 7) werd hinder gemeten met behulp van de door de ICBEN voorgestelde hindervraag met een 11-punts antwoordschaal. In negen onderzoeken werd hinder (tevens) gemeten met behulp van de door de ICBEN voorgestelde hindervraag met een 5-punts antwoordschaal. Uiteindelijk is op basis van de gegevens van negen van de elf onderzoeken een BR-relatie afgeleid voor de associatie tussen geluid van railverkeer en ernstige hinder voor de geluidsrange 40-80 dB (L_{den}). Volgens de onderzoekers zijn de geïncludeerde onderzoeken echter onderhevig aan de invloed van een reeks aan verschillende verstorende factoren: trillingen, amfitheatereffect (valleien) en maatschappelijke discussies over de

negatieve effecten van een toename van goederentreinen. Bij een van de geïncludeerde onderzoeken gaat het om het effect van een hogesnelheidstrein.
De bewijskracht voor een associatie tussen geluid van railverkeer en ernstige hinder werd door de onderzoekers uiteindelijk beoordeeld als 'matig'.

In tegenstelling tot bijvoorbeeld de BR-relaties die zijn afgeleid door Miedema en Oudshoorn [15], was het voor Guski en collega's [2] niet mogelijk om gebruik te maken van de originele data. Er moest gebruik worden gemaakt van de door onderzoekers aangeleverde resultaten van logistische regressies en/of polynomen. Daarnaast is het de onderzoekers niet gelukt om voor alle door hen afgeleide relaties een 95%-betrouwbaarheidsinterval of tolerantie-interval af te leiden. De afgeleide relaties zijn slechts beschreven met behulp van een formule (een zogenoemde polynoom).

In paragraaf 3.1 zijn in Figuur 1 de BR-relaties weergegeven tussen respectievelijk geluid van vlieg-, weg- en railverkeer en ernstige hinder die Guski en collega's [2] hebben afgeleid. De formules waarmee deze BR-relaties beschreven kunnen worden, staan in Tabel 1.2 van deze bijlage weergegeven.

Tabel 1.2 De relatie tussen geluid van weg-, vlieg- en railverkeer (L_{den}) en het percentage ernstige hinder, afgeleid door Guski en collega's [2].

Bron	**Afgeleide formule voor het berekenen van het % ernstige hinder**	**Geluidsrange (L_{den})**	**n***
Vlieg	$-50{,}9693 + 1{,}0168*L_{den} + 0{,}0072*L_{den}^2$	40-75 dB	12
Weg	$78{,}9270-3{,}1162*L_{den} + 0{,}0342*L_{den}^2$	45-80 dB†	25
Rail	$38{,}1596-2{,}05538*L_{den} + 0{,}0285*L_{den}^2$	40-80 dB	9

*Het aantal onderzoeken waarop de BR-relatie is gebaseerd; †Origineel is de BR-relatie afgeleid voor de geluidsrange 40-80 dB (L_{den}). Echter, omdat er tot ongeveer 45 dB (L_{den}) een afname te zien is van het percentage ernstige hinder bij een toenemend geluidsniveau, wordt een toe te passen geluidsrange van 45-80 dB (L_{den}) geadviseerd.

In aanvulling op de in Tabel 1.2 weergegeven BR-relaties hebben Guski en collega's [2] de BR-relaties ook weergegeven met behulp van een verandering in de kans op ernstige hinder bij een verandering van 10 dB (L_{den}) in geluid (uitgedrukt met behulp van een OddsRatio per 10 dB) (zie ook Tabel 1.3 van deze bijlage). Helaas leenden niet alle door de onderzoekers geselecteerde onderzoeken zich hiervoor. Daardoor zijn de gepresenteerde OddsRatios (ORs) per 10 dB op minder onderzoeken gebaseerd dan de formules. Bij de ORs per 10 dB werd echter wel een 95%-betrouwbaarheidsinterval gepresenteerd. Helaas was echter onduidelijk vanaf welk geluidsniveau de kans op ernstige hinder werd verondersteld te stijgen.

Tabel 1.3 De relatie tussen geluid van weg-, rail en vliegverkeer en ernstige hinder uitgedrukt als OddsRatio per 10 dB verandering in geluidsniveau (L_{DEN}), afgeleid door Guski en collega's [2].

Bron	OR per 10 dB (L_{den}) (95%Bthi)	Geluidsrange (L_{den})	n*
Vlieg	4,778 (2,272-10,048)	40-75 dB	4
Weg	3,033 (2,592-3,549)	40-70 dB	19
Rail	3,526 (2,830-4,393)	40-80 dB	10

*Aantal onderzoeken waarop BR-relatie is gebaseerd; Afkortingen: OR = OddsRatio, dB = decibel, 95%Bthi: 95%-betrouwbaarheidsinterval

De dataset van Guski en collega's [2] is recent door Gjestland [85] aangevuld met nieuwe data voor de relatie tussen geluid van vliegverkeer en ernstige hinder. Gjestland [85] had onder andere kritiek op de onderzoeken die Guski en collega's [2] hadden meegenomen bij het afleiden van hun BR-relatie. Hij besloot uiteindelijk om zes van de twaalf onderzoeken die Guski en collega's [2] in hun dataset hadden zitten, niet meer mee te nemen. Wel voegde hij er nog twaalf andere onderzoeken aan toe. Op basis van deze nieuwe dataset (bestaande uit achttien onderzoeken en 16.047 deelnemers) heeft Gjestland [85] een nieuwe BR-relatie afgeleid. Helaas werd deze BR-relatie alleen in een grafiek gepresenteerd. Een formule van deze nieuwe BR-relatie ontbreekt vooralsnog.

Blootstelling-respons-relaties gebaseerd op data verzameld in Nederland

Naast de hierboven beschreven BR-relaties zijn er voor Nederland ook nationale BR-relaties beschikbaar voor de associatie tussen geluid van vlieg-, weg- en railverkeer en ernstige hinder. Deze relaties zijn gebaseerd op gegevens van de GGD Gezondheidsmonitor 2016 [17, 18]. Iedere GGD verzamelt elke vier jaar gegevens over de volksgezondheid in haar regio met behulp van een eigen Gezondheidsmonitor. Daarbij maakt de GGD onderscheid tussen volwassenen en ouderen. Daarnaast verzamelt het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS) elk jaar gegevens over de volksgezondheid van Nederland met behulp van de Gezondheidsenquête. Als onderdeel van een harmonisatietraject hebben de GGD en het CBS afgesproken om voor volwassenen en ouderen een vragenlijst af te nemen met daarin een basis-set aan onderwerpen die met dezelfde vragen worden gemeten. Deze Gezondheidsmonitor Volwassenen en Ouderen wordt iedere vier jaar afgenomen. In 2012 is de monitor de eerste keer afgenomen onder volwassenen (19-64 jaar) en ouderen (65 jaar en ouder); in 2016 voor de tweede keer. Na opschoning van de data bevat het bestand de gegevens van 457.153 personen. Hinder door verschillende omgevingsbronnen is alleen als onderdeel van de Gezondheidsmonitor Volwassenen gemeten. De relaties die op basis van de door de GGD verzamelde data zijn afgeleid, worden weergegeven in Figuur 3 in paragraaf 3.1. De met behulp van de GGD Gezondheidsmonitor data afgeleide relaties kunnen ook worden beschreven met behulp van een formule (zie ook Tabel 1.4 van deze bijlage).

Tabel 1.4 De relatie tussen geluid van weg-, vlieg- en railverkeer (L_{den}) en het percentage ernstige hinder, afgeleid op basis van de GGD Gezondheidsmonitor.

Bron	Afgeleide formule voor het berekenen van het % ernstige hinder	Geluidrange (L_{den})
Vlieg	$100*(\exp(-11,9526+L_{den}*0,204086)/1+\exp(-11,9526+L_{den}*0,204086)))$	40-70 dB
Weg	$100*(\exp(-7,55768+L_{den}*0,093848)/1+\exp(-7,55768+L_{den}*0,093848)))$	40-75 dB
Rail	$100*(\exp(-8,8211+L_{den}*0,11789)/1+\exp(-8,8211+L_{den}*0,11789)))$	40-70 dB

Niet-akoestische factoren

Geluidshinder ontstaat in de eerste plaats omdat mensen worden blootgesteld aan geluid. Daarnaast zijn er ook factoren die niets met het fysieke geluid (de blootstelling) te maken hebben, die de mate van hinder kunnen beïnvloeden. Dat komt doordat de ervaring van geluid niet alleen door het geluid zelf, maar ook door allerlei andere factoren wordt bepaald. Het gaat hierbij onder andere om de houding ten opzichte van of het vertrouwen in diegene die het geluid produceert of er verantwoordelijk voor is, verwachtingen, coping, idee van beheersbaarheid, geluidgevoeligheid, media-aandacht. In de praktijk worden deze factoren vaak aangeduid als 'niet-akoestische' factoren. Ze omvatten een groot aantal aspecten en worden vaak onderverdeeld in persoonlijke, contextuele en sociale factoren. Meer informatie over de rol van de verschillende niet-akoestische factoren in de relatie tussen geluid en hinder en hun onderlinge samenhang, is terug te vinden in [57, 79].

Bijlage 2. Blootstelling-respons-relaties voor de associatie tussen de blootstelling aan nachtelijk geluid en ernstige zelf-gerapporteerde slaapverstoring

In de loop van de jaren zijn er verschillende reviews gepubliceerd waaruit blijkt dat geluid van invloed is op onze slaap [3, 58, 86, 87]. Effecten kunnen zich op verschillende manieren manifesteren: in het slaapgedrag (men ontwaakt eerder, vaker of langer), in de structuur van de slaap (veranderingen in de duur van de slaapstadia), als lichamelijke reacties (bijvoorbeeld verandering in de hartslag), of als effecten in de periode na de slaap [88]. In de loop van de tijd zijn er verschillende effecten gemeten in relatie tot geluid. Slaapverstoring is een term die vaak wordt gebruikt als het gaat om het aanduiden van het effect van de blootstelling aan nachtelijk geluid. En volgens de WHO [66] is het bovendien van grote invloed op gezondheid en welzijn.

De (ervaren hinderlijkheid van) slaapverstoring wordt vaak gemeten als onderdeel van een vragenlijst. Daarin wordt gevraagd naar de frequentie en/of mate van slaapverstoring van de afgelopen periode [89]. Echter, tijdens de nacht zijn mensen zich vaak niet bewust van zichzelf of hun omgeving. Het proces van inslapen en de perioden dat men wakker is tijdens de nacht, dragen daarom disproportioneel bij aan de inschatting van de frequentie en/of mate van slaapverstoring. Daarom worden als onderdeel van een vragenlijst vaak ook verschillende indicatoren van slaapverstoring en/of zelf-gerapporteerde slaapkwaliteit gemeten: bijvoorbeeld ontwaken of ’s nachts wakker worden, of moeite met in slaap vallen, verstoring van de nachtrust. Desondanks wordt zelf-gerapporteerde slaapverstoring beschouwd als een goede weergave van de invloed van het geluid op de slaap zoals die voor langere tijd wordt ervaren door een persoon. Net als bij hinder is hierbij ook de precieze vraagstelling belangrijk; immers, verschillende vraagstellingen leiden tot verschillende definiëringen van ervaren slaapverstoring: ervaren ernstige slaapverstoring door nachtelijk geluid of ernstige hinder door nachtelijk geluid [66].

Tot nog toe zijn er verschillende pogingen geweest om BR-relaties af te leiden die de relatie tussen de nachtelijke blootstelling aan geluid van omgevingslawaai en het percentage (ernstige) slaapverstoring weergeven. In deze bijlage worden, in aanvulling op paragraaf 3.2, voor de verschillende BR-relaties achtergronden gegeven.

Bestaande BR-relaties gebaseerd op onderzoeken uit verschillende landen

In 2003 hebben Miedema en collega’s BR-relaties afgeleid voor de associatie tussen nachtelijk geluid van weg- en railverkeer (L_{night}) en (ernstige) slaapverstoring [24]. Hiervoor zijn, net als bij hinder, gegevens gebruikt van vragenlijstonderzoeken die in Europa, Noord-Amerika en Japan zijn uitgevoerd in de periode 1975-2001.

Aan de analyses mochten onderzoeken meedoen:

I. die de blootstelling aan nachtelijk geluid van hun deelnemers uitdrukten met behulp van een L_{night} en/of onderzoeken die gegevens rapporteerden waarmee de blootstelling alsnog uit kon worden gedrukt in een L_{night} en;
II. waarin de volgende eindpunten met behulp van vragenlijsten werden gemeten: (’s nachts) wakker worden door geluid of verstoring (van de slaap) door geluid tijdens de nacht.

Uitgesloten werden:

I. Onderzoeken waarin slechts werd gevraagd naar verstoring van de slaap of rusten. Volgens de onderzoekers is rusten namelijk iets anders dan slapen en hoeft het niet noodzakelijkerwijs tijdens de nacht plaats te vinden.
II. Ook deelnemers die waren blootgesteld aan nachtelijke geluidsniveaus lager dan 45 dB (L_{night}) werden uitgesloten van deelname aan de analyses. De onderzoekers beschouwden de karakterisering van de blootstelling voor dergelijk lage niveaus als inaccuraat. Bovendien kunnen in situaties met dergelijk lage niveaus, andere bronnen mogelijk een grote rol spelen.
III. Echter, Miedema en collega’s [24] besloten ook deelnemers uit te sluiten die waren blootgesteld aan nachtelijke geluidsniveaus hoger dan 65 dB L_{night}. Volgens hen was er in gebieden met dergelijk hoge nachtelijke geluidsniveaus een relatief hoog risico op zelfselectie van personen die juist niet door het geluid gestoord zouden worden. Deze hypothese werd echter niet met data ondersteund.

Voor het afleiden van de BR-relatie voor nachtelijk geluid van wegverkeer en slaapverstoring is uiteindelijk gebruikgemaakt van data afkomstig van 8.459 deelnemers, verdeeld over veertien onderzoeken. Voor de BR-relatie voor railverkeer zijn de data van 4.098 personen, verdeeld over zeven onderzoeken, gebruikt. Voor het afleiden van beide BR-relaties is gebruikgemaakt van dezelfde statistische technieken die Miedema en Oudshoorn [15] hebben toegepast bij het afleiden van de BR-relaties voor hinder. Omdat de geschatte variatie van de verdeling van de slaapverstoringscores erg hoog was, werd er door Miedema en collega’s [24] geen BR-relatie voor nachtelijk geluid van vliegverkeer en slaapverstoring afgeleid.

In 2004 werd er wel een BR-relatie voor de nachtelijke blootstelling aan geluid van vliegverkeer en slaapverstoring afgeleid [25]. Deze BR-relatie was gebaseerd op data afkomstig van in totaal acht onderzoeken die waren uitgevoerd in de periode 1967 tot 2004. In datzelfde jaar werd door de *European Commission Working Group on Health and Socio-Economic Aspects* (WGHSEA) voorgesteld om de door Miedema afgeleide BR-relaties voor nachtelijk geluid van weg-, rail- en vliegverkeer en slaapverstoring [24, 25], aan te bevelen om in het kader van de EU-richtlijn Omgevingslawaai het aantal (ernstig) slaapverstoorde personen te bepalen [90]. Net als hinder, werden de BR-relaties voor slaapverstoring in formulevorm (polynomen) gepresenteerd.

In 2007 presenteerden Miedema en Vos vernieuwde BR-relaties voor de blootstelling aan nachtelijk geluid van weg-, vlieg- en railverkeer [26].

Daarbij werden dezelfde technieken gehanteerd zoals gebruikt bij Miedema en Oudshoorn [15]. In tegenstelling tot in 2003 [24], was de BR-relatie voor geluid van wegverkeer ditmaal gebaseerd op data van 10.231 personen, afkomstig van vijftien onderzoeken gepubliceerd in de periode 1977-2004. De BR-relatie voor geluid van railverkeer was gebaseerd op de resultaten van vijf onderzoeken uit de periode 1982-2001. Voor vliegverkeer werden de data van 9.982 personen afkomstig van acht onderzoeken toegepast.

De relatie voor de nachtelijke blootstelling aan geluid van vliegverkeer werd in 2009 door Janssen en Vos vernieuwd [16]. Deze BR-relatie was gebaseerd op twaalf onderzoeken die zijn gepubliceerd in de periode 1967-2005. De onderzoeken waren uitgevoerd rond luchthavens in Nederland, Duitsland en Zwitserland. Het aantal deelnemers varieerde van 264 tot 3.961 personen. De nieuwe afgeleide BR-relatie was geldig in de geluidsrange 45-65 dB (L_{night}). De verschillende BR-relaties die zijn afgeleid door Miedema en collega's [24-26], en Janssen en Vos [16] worden in paragraaf 3.2 in Figuur 9 weergegeven. De beschikbare 95%-betrouwbaarheidsintervallen zijn voor nu even weggelaten.

Tabel 2.1 Bestaande BR-relaties gebaseerd op data van onderzoeken uitgevoerd in verschillende landen.

Refe-rentie	Bron†	Afgeleide formule voor het berekenen van het % ernstige slaapverstoring	Geluidrange (in L_{night})	n*
[24]	W	$20,8-1,05*L_{night} + 0,01486*L_{night}^2$	45-65 dB	14
	R	$11,3-0,55*L_{night} + 0,00759*L_{night}^2$	45-65 dB	7
[25]	V	$18,147-0,956*L_{night} +0,01482*L_{night}^2$	45-65 dB	8
[26]	W	(1-normal((72-(-90,07+(L_{night})*(1,80)))/sqrt(1789+272)))‡	40-65 dB	15
	R	(1-normal((72-(-90,70+(L_{night})*(1,80)+(L_{night})*(-0,37)))/sqrt(1789+272)))‡	40-65 dB	5
	V	(1-normal((72-(-199+(L_{night})*(3,15)))/sqrt(5479+425)))‡	40-65 dB	8
[16]	V	(1-normal((72-(-159,34+82,10+(L_{night})*(2,62)+(L_{night})*(-0,65)))/sqrt(3102+768)))††	45-65 dB	7

*Aantal onderzoeken waar de BR-relatie op is gebaseerd; † W = wegverkeer, V = Vliegverkeer, R = Railverkeer; ‡ In Miedema en Vos [26] worden geen formules gepresenteerd. Wel worden de variabelen gerapporteerd die nodig zijn om de BR-relatie te tekenen. Op basis van deze variabelen is alsnog een formule afgeleid; ††In Janssen en Vos [16] worden geen polynomen gepresenteerd. Wel worden de variabelen gerapporteerd die nodig zijn om de BR-relatie te tekenen. Op basis van deze variabelen is alsnog een formule afgeleid. Bovendien wordt in appendix 6 per decibel (L_{night}) het percentage ernstige slaapverstoring weergegeven.

Nieuwe BR-relaties gebaseerd op onderzoeken uit verschillende landen

Als onderdeel van de WHO-'*evidence review*' over de effecten op de slaap [3] zijn ook BR-relaties afgeleid voor de langdurige blootstelling aan nachtelijk geluid van weg-, vlieg- en railverkeer (L_{night}) en ernstige slaapverstoring afgeleid. Daartoe zijn de resultaten van 74 onderzoeken met elkaar vergeleken. De nieuwe BR-relaties zijn afgeleid door de resultaten van dertig onderzoeken te combineren in een meta-analyse. Voor deze meta-analyse werden onderzoeken geselecteerd die de relatie tussen de blootstelling aan nachtelijk geluid afkomstig van respectievelijk vlieg-, weg- en/of railverkeer onderzochten in relatie tot zelf-gerapporteerde slaapkwaliteit. Daarbij werden alleen die onderzoeken geselecteerd die een of meer van de volgende drie eindpunten onderzochten:

- ontwaken (’s nachts wakker worden) in de periode nadat een persoon (in de avond) in slaap is gevallen en voordat iemand (in de ochtend) weer wakker wordt;
- moeite met in slaap vallen;
- slaapverstoring verwijzend naar interne/externe verstoringen van het begin van de slaap dan wel tijdens het slapen.

Uiteindelijk hebben de onderzoekers voor elke geluidsbron vier verschillende BR-relaties afgeleid: een BR-relatie voor de associatie tussen: (i) nachtelijk geluid (L_{night}) en moeite met inslapen door geluid, (ii) nachtelijk geluid (L_{night}) en ontwaken/verstoorde nachtrust, (iii) nachtelijk geluid (L_{night}) en slaapverstoring, en (iv) nachtelijk geluid (L_{night}) en inslapen of ontwaken of slaapverstoring. De nieuwe BR-relaties zijn in alle gevallen afgeleid door de resultaten van de geïdentificeerde en geselecteerde onderzoeken te combineren in een meta-analyse. Hieronder zullen alleen de BR-relaties voor slaapverstoring worden besproken. Net als bij hinder moesten de onderzoekers ook de kwaliteit van de beschikbare bewijskracht wegen. Daarvoor werd het GRADE-systeem [83] gebruikt.

Vliegverkeer

Voor hun analyse hebben Basner en McGuire [3] uiteindelijk acht onderzoeken geselecteerd die de effecten van nachtelijk geluid van vliegverkeer onderzochten. Het waren acht dwarsdoorsnede-onderzoeken, uitgevoerd rond luchthavens in Vietnam, Duitsland en Zwitserland. Ze waren gepubliceerd in de periode 2009-2015. Het aantal deelnemers varieerde van 195 tot 2.309 personen. De geluidsniveaus over de verschillende onderzoeken varieerden van 37,5 tot 62,5 dB (L_{night}). In vijf van de zeven onderzoeken werd de blootstelling aan geluid vastgesteld met behulp van metingen. In twee onderzoeken werd de blootstelling aan geluid geschat met behulp van geluidsmodellen.
In zeven onderzoeken werd zelf-gerapporteerde slaapkwaliteit gemeten aan de hand van een vraag over moeilijkheden met inslapen. Daarbij maakten vijf onderzoeken (alle uit Vietnam) gebruik van dezelfde vraag. In zes onderzoeken werd bij het meten van moeilijkheden met inslapen gerefereerd aan geluid van vliegverkeer. In één onderzoek werd dit niet gedaan.
In zes onderzoeken werd zelf-gerapporteerde slaapkwaliteit gemeten met een vraag over verstoring van de nachtrust. Daarbij maakten vijf onderzoeken gebruik van dezelfde vraag, waarbij ze tevens refereerden

aan geluid van vliegverkeer. In één onderzoek werd een afwijkende vraag gebruikt om de verstoring van de nachtrust te meten. Daarbij werd niet gerefereerd aan geluid van vliegverkeer.
In twee onderzoeken werd zelf-gerapporteerde slaapkwaliteit gemeten door te vragen in hoeverre de slaap van de deelnemers verstoord was. In het ene onderzoek werd daarbij wel aan geluid van vliegverkeer gerefereerd en in het andere onderzoek niet.
Met behulp van logistische *multi-level*-regressie werden de resultaten van de verschillende onderzoeken uiteindelijk met elkaar gecombineerd. Om een BR-relatie voor ernstige slaapverstoring af te leiden, hebben de onderzoekers besloten om de resultaten van zes onderzoeken te combineren waarin slaapverstoring werd vastgesteld door vragen over moeilijkheden met inslapen, of wakker worden, of verstoring van de slaap. Respondenten die waren blootgesteld aan geluidsniveaus lager dan 45 dB L_{night} werden niet meegenomen in de analyses. Volgens de onderzoekers waren de geluidsniveaus lager dan 45 dB L_{night} op minder accurate wijze vastgesteld.
De bewijskracht voor een associatie tussen nachtelijk geluid van vliegverkeer en ernstige slaapverstoring werd door de onderzoekers uiteindelijk beoordeeld als 'matig'.

Wegverkeer
Voor hun analyse hebben Basner en McGuire [3] negen onderzoeken (uitgevoerd over vijftien onderzoekslocaties) geselecteerd. De resultaten van deze onderzoeken zijn gerapporteerd in de periode 2002-2015; de onderzoeken zijn uitgevoerd in verschillende landen in Europa en Azië: Zweden, Macedonië, Finland en Zwitserland, Japan, Vietnam, Hong Kong en Korea. Het aantal deelnemers varieerde van 510 tot 8.841 personen.
In zes onderzoeken werd de blootstelling aan geluid van wegverkeer geschat aan de hand van geluidsmodellen; in drie onderzoeken werd de blootstelling geschat aan de hand van metingen. De geluidsniveaus over de verschillende onderzoeken varieerden van 27,5 tot 77,5 dB (L_{night}).
In vijf onderzoeken (uitgevoerd over elf onderzoekslocaties) werd zelf-gerapporteerde slaapkwaliteit gemeten aan de hand van een vraag over moeilijkheden met inslapen. Geen van de onderzoeken gebruikte dezelfde vraag. In twee onderzoeken werd bij de vraag over moeilijkheden met inslapen gerefereerd aan geluid van wegverkeer. In twee andere onderzoeken werd bij het meten van moeilijkheden met inslapen juist niet aan geluid van wegverkeer gerefereerd. Bij één onderzoek werden beide soorten vragen toegepast.
In vijf onderzoeken (uitgevoerd over elf locaties) werd zelf-gerapporteerde slaapkwaliteit gemeten aan de hand van een vraag over wakker worden. In alle onderzoeken werd een andere vraag gebruikt. In twee onderzoeken werd bij de vraag over wakker worden gerefereerd aan geluid van wegverkeer; in twee andere onderzoeken werd bij de vraag over wakker worden juist niet aan geluid van wegverkeer gerefereerd. In één onderzoek werden beide soorten vragen toegepast.
In vier onderzoeken (uitgevoerd over vier locaties) werd zelf-gerapporteerde slaapkwaliteit gemeten met behulp van een vraag waarbij werd nagevraagd in hoeverre de slaap van de deelnemer verstoord was. Helaas werden ook hier steeds andere vraagstellingen gebruikt. In elk geval werd in twee onderzoeken bij het meten van slaapverstoring gerefereerd aan geluid van wegverkeer. In één

onderzoek werd niet aan wegverkeer gerefereerd en in één onderzoek werden beide soorten vragen toegepast.
Met behulp van logistische *multi-level*-regressie werden de resultaten van twaalf onderzoeken uiteindelijk met elkaar gecombineerd om een BR-relatie af te leiden voor ernstige slaapverstoring. Ook nu weer werd slaapverstoring vastgesteld door vragen over moeilijkheden met inslapen, of wakker worden, of verstoring van de slaap. Respondenten die waren blootgesteld aan geluidsniveaus lager dan 45 dB L_{night} of hoger dan 65 dB L_{night} werden niet meegenomen in de analyses. Volgens de onderzoekers waren de geluidsniveaus lager dan 45 dB L_{night} op minder accurate wijze vastgesteld; om de BR-relatie vergelijkbaar te houden met de BR-relatie voor geluid van vliegverkeer, zijn deelnemers blootgesteld aan niveaus boven 65 dB L_{night} niet meegenomen.
De bewijskracht voor een associatie tussen nachtelijk geluid van wegverkeer en ernstige slaapverstoring werd door de onderzoekers uiteindelijk beoordeeld als 'matig'.

Railverkeer
Voor hun analyses selecteerden Basner en McGuire [3] zes onderzoeken die de effecten van nachtelijk geluid van railverkeer onderzochten, uitgevoerd over zeven locaties in Zweden, Duitsland, Zwitserland, Japan en Korea. De resultaten van deze onderzoeken werden gerapporteerd in de periode 2004-2015. Het aantal deelnemers varieerde tussen de 610 en 4.685 persionen. De blootstelling aan nachtelijk geluid door railverkeer werd in de meeste onderzoeken (n = 5) vastgesteld met behulp van geluidsmodellen. In één onderzoek maakte men gebruik van geluidsmetingen. De geluidsrange in de onderzoeken varieerde van 27,5 tot 82,5 dB (L_{night}).
In vier onderzoeken (uitgevoerd over vijf locaties) werd zelf-gerapporteerde slaapkwaliteit gemeten aan de hand van een vraag over moeilijkheden met inslapen. Geen van de onderzoeken gebruikte dezelfde vraag. In twee onderzoeken werd bij de vraag over moeilijkheden met inslapen gerefereerd aan geluid van railverkeer. In één onderzoek werd bij het meten van moeilijkheden met inslapen juist niet naar geluid van railverkeer gerefereerd. Bij een ander onderzoek werden beide soorten vragen toegepast.
In drie onderzoeken (uitgevoerd over vier locaties) werd zelf-gerapporteerde slaapkwaliteit gemeten aan de hand van een vraag over wakker worden. In alle onderzoeken werd een andere vraag gebruikt. In één onderzoek werd bij de vraag over wakker worden gerefereerd aan geluid van railverkeer; in een ander onderzoek werd bij de vraag over wakker worden juist niet naar geluid van railverkeer gerefereerd. In één onderzoek werden beide soorten vragen toegepast.
In vier onderzoeken (uitgevoerd over vier locaties) werd zelf-gerapporteerde slaapkwaliteit gemeten met behulp van een vraag waarbij werd nagevraagd in hoeverre de slaap van de deelnemer verstoord was. Helaas werden ook hier steeds andere vraagstellingen gebruikt. In elk geval werd in twee onderzoeken bij het meten van slaapverstoring gerefereerd aan geluid van railverkeer. In de twee andere onderzoeken werd niet aan railverkeer gerefereerd.
Met behulp van logistische *multi-level*-regressie werden de resultaten van vijf onderzoeken uiteindelijk met elkaar gecombineerd om een BR-relatie af te leiden voor ernstige slaapverstoring. De onderzoekers hebben besloten de respondenten die waren blootgesteld aan

geluidsniveaus lager dan 45 dB L_{night} of hoger dan 65 dB L_{night} niet mee te nemen in de analyses. Volgens de onderzoekers waren de geluidsniveaus lager dan 45 dB L_{night} op minder accurate wijze vastgesteld; om de BR-relatie vergelijkbaar te houden met de BR-relatie voor geluid van vliegverkeer, zijn deelnemers blootgesteld aan niveaus boven 65 dB L_{night} niet meegenomen.
De bewijskracht voor een associatie tussen nachtelijk geluid van railverkeer en ernstige slaapverstoring werd door de onderzoekers uiteindelijk beoordeeld als 'matig'.

De onderzoekers hebben de resulterende BR-relaties gepresenteerd in verschillende vormen:

- in de vorm van een OddsRatio per 10 dB (L_{night});
- in de vorm van polynomen (zie ook Figuur 8 in paragraaf 3.2 en Tabel 2.2 in deze bijlage).

Tabel 2.2 De relatie tussen geluid van weg-, vlieg- en railverkeer (L_{night}) en het percentage ernstige slaapverstoring door nachtelijk geluid, afgeleid door Basner en McGuire [3].*

Bron	**Afgeleide formule voor het berekenen van het % ernstige slaapverstoring**	**Geluidsrange (L_{night})**	**n†**
Vlieg	$16{,}7885-0{,}9293*L_{night} + 0{,}0198*(L_{night})^2$	40-65 dB	6
Weg	$19{,}4312-0{,}9336*L_{night} + 0{,}0126*(L_{night})^2$	40-65 dB	12
Rail	$67{,}5406-3{,}1852*L_{night} + 0{,}0391*(L_{night})^2$	40-65 dB	5

*Ernstige slaapverstoring is vastgesteld door vragen over moeilijkheden met inslapen of wakker worden of verstoring van de nachtrust; †Het aantal onderzoeken waarop de BR-relatie is gebaseerd.

Uit Figuur 8 blijkt dat de BR-relatie voor nachtelijk geluid van vliegverkeer het sterkst was in vergelijking met de relaties voor weg- en railverkeer.

Nationale en regionale BR-relaties
Ongeveer eens in de zes jaar laat het Ministerie van I&W de landelijke Inventarisatie Verstoringen (IV) uitvoeren. De IV is een vragenlijstonderzoek naar de ervaringen van een groot aantal inwoners van Nederland met betrekking tot hinder en slaapverstoring van een groot aantal (lokale) milieufactoren (geluid, geur, lucht, trillingen), de woontevredenheid en bezorgdheid met en over hun directe woon- en leefomgeving. De overheid houdt hiermee een vinger aan de pols over de ontwikkeling van hinder in, woontevredenheid met en bezorgdheid over de woonomgeving. Aan de zevende editie van de IV deden ruim achtduizend inwoners van Nederland van zestien jaar en ouder mee [27]. Ten behoeve van onderhavige rapportage is op basis van de data die zijn verzameld in 2016 tijdens de IV-7 een BR-relatie afgeleid tussen nachtelijk geluid van wegverkeer en ernstige slaapverstoring. Deze relatie wordt weergegeven in Figuur 10.
Rondom de luchthaven Schiphol zijn in de loop van de tijd een aantal vragenlijstonderzoeken afgenomen aan mensen die in de buurt van de luchthaven wonen. Als onderdeel van deze vragenlijsten is ook de mate van slaapverstoring gemeten. Ook op basis van data verzameld in 2002 is een BR-relatie afgeleid [21]. Deze wordt toegepast in bijvoorbeeld Milieueffectrapportages voor Schiphol.

Bijlage 3. De invloed van omgevingsgeluid op het cardiovasculaire en metabole systeem

In deze bijlage worden de bevindingen voor andere cardiovasculaire eindpunten dan coronaire hartziekten besproken. Daarnaast worden de belangrijkste bevindingen weergegeven voor de effecten op het metabole systeem. Aan het einde van deze bijlage wordt uitgelegd hoe de blootstelling aan geluid van invloed is op het cardiovasculaire en metabole systeem.

Beroerte

Een beroerte (ICD-10: I60-69) is een verzamelnaam voor verschillende problemen met de bloedvoorziening van de hersenen. Zo kan een bloedvat in de hersenen worden afgesloten ten gevolge van een bloedpropje (herseninfarct), of kan een bloedvat in de hersenen openbarsten (hersenbloeding).

Resultaten 'evidence review': nieuwe BR-relaties

In vergelijking met coronaire hartziekten, was het aantal onderzoeken dat de associatie tussen de blootstelling aan geluid van weg-, rail- en vliegverkeer en het risico op een beroerte onderzocht, een stuk lager. Voor hun review hebben Van Kempen en collega's [4, 14] in totaal slechts negen onderzoeken kunnen beoordelen.

De resultaten van de onderzoeken die de invloed van geluid van *wegverkeer* onderzochten, waren niet consistent. Alleen voor de associatie tussen geluid van wegverkeer en de incidentie van beroerte werd een statistisch significant RR gevonden van 1,14 (95%Bthi: 1,03-1,25) per 10 dB (L_{den}). Dit RR was echter gebaseerd op de resultaten van slechts één cohortonderzoek (51.485 deelnemers en 1.881 gevallen van beroerte). In de geëvalueerde dwarsdoorsnede-onderzoeken en ecologische onderzoeken waarin de associatie tussen geluid van wegverkeer en respectievelijk de prevalentie van beroerte en sterfte door beroerte werden onderzocht, werden geen verhoogde risico's gevonden ten gevolge van wegverkeersgeluid.

Volgens de resultaten van twee ecologische onderzoeken en twee dwarsdoorsnede-onderzoeken was een toename in geluid *van vliegverkeer* geassocieerd met zowel de prevalentie als de incidentie van beroerte. Geen van deze associaties was echter statistisch significant. De bevindingen in relatie tot de prevalentie en incidentie van beroerte werden slechts ondersteund door de resultaten van twee ecologische onderzoeken waarin de relatie tussen geluid van vliegverkeer en sterfte ten gevolge van een beroerte werd onderzocht. Na samenvoeging van de resultaten van deze onderzoeken werd een RR geschat van 1,07 (95%Bthi 0,98-1,17) per 10 dB (L_{den}) toename in geluid. In de review van Van Kempen [4, 14] was ook één cohortonderzoek beschikbaar waarin de relatie tussen geluid van vliegverkeer en sterfte werd onderzocht. In dit onderzoek werd echter geen associatie gevonden.

In de review van Van Kempen [4, 14] werd slechts één onderzoek geëvalueerd waarin de associatie tussen geluid van treinverkeer en het risico op een beroerte werd onderzocht. Het betrof een dwarsdoorsnede-onderzoek, waarin een toename in geluid van railverkeer was

geassocieerd met de prevalentie van beroerte. Deze associatie was niet statistisch significant.

Vergelijking met resultaten eerdere meta-analyses
Tot nog toe was er slechts een meta-analyse bekend die de effecten van de blootstelling aan omgevingsgeluid op het krijgen van een beroerte heeft onderzocht, In 2016 publiceerden Dzhambov en Dimitrova de resultaten van een systematische review waarin de relatie tussen geluid van vlieg- en wegverkeer en het risico op het krijgen van een beroerte werd onderzocht [91]. Op basis van de resultaten van zes onderzoeken, rapporteerden Dzhambov en Dimitrova [91] een RR van 1,03 (95%Bthi: 0,87-1,22) per 10 dB. Na samenvoeging van de resultaten van vijf onderzoeken, werd een RR gevonden van 1,05 (95%Bthi: 1,00-1,10) per 10 dB. De resultaten van de meta-analyse van Van Kempen en collega's [4, 14] komen niet volledig overeen met de resultaten van de meta-analyse van Dzhambov en Dimitrova [91].

Vergelijking met nieuwe onderzoeken
Sinds het verschijnen van de review van Van Kempen [4, 14] zijn de resultaten van diverse nieuwe onderzoeken gepubliceerd. Het betreft onder meer de NoraH-studie [42], de CPRD-studie [39], de Heinz-Nixdorf-Recall-studie [41] en een gecombineerde analyse van de EPIC-, HUNT- en UK BIOBANK-cohorten [43]. Daarnaast zijn er nieuwe resultaten van de HYENA-studie [45], en het Zwitsers Nationaal Cohort (SNC) [40] gepubliceerd. In het kader van de ziektelastberekeningen ten behoeve van de Volksgezondheid Toekomstverkenningen 2018 [36] hebben we de resultaten van Van Kempen en collega's [4, 14] aangevuld. Het blijkt dat de resultaten voor wat betreft geluid van vliegverkeer nauwelijks veranderen (zie ook Tabel 3.1). De associatie tussen geluid van wegverkeer en de incidentie van beroerte is nog steeds positief, maar veel minder sterk en niet meer statistisch significant. Er zijn na aanvulling van de nieuwe resultaten wel schattingen voor railverkeer mogelijk, maar deze zijn gebaseerd op slechts één of twee onderzoeken. Wat verder opvalt is, dat de verschillen tussen de bronnen na aanvulling met de nieuwe resultaten klein zijn.

Tabel 3.1 De associatie tussen geluid van weg-, vlieg- en railverkeer en beroerte.

Soort eindpunt	**Bron**	**RR (95%Bthi) per 10 dB (L_{den})**	
		Van Kempen [4, 14]	**Aangevuld met nieuwe onderzoeken***
Incidentie	Vlieg	1,05 (0,96-1,15) (n=2)	1,03 (0,96-1,09) (n=4)
	Weg	1,14 (1,03-1,25) (n=1)	1,02 (0,97-1,07) (n=8)
	Rail	-	1,02 (1,00-1,03) (n=1)
Sterfte	Vlieg	1,07 (0,98-1,17) (n=2) 0,99 (0,94-1,04) (n=1)	1,01 (0,98-1,04) (n=4)
	Weg	0,87 (0,71-1,06) (n=3)	1,01 (0,98-1,04) (n=5)
	Rail	-	1,01 (0,98-1,05) (n=2)

*Deze aanvulling is gedaan in het kader van de ziektelastberekeningen ten behoeve van de Volksgezondheid Toekomstverkenningen 2018 [36]; Afkortingen: RR = Relatief Risico, 95%Bthi = 95%-betrouwbaarheidsinterval, n = aantal onderzoeken waarop RR per 10 dB is gebaseerd.

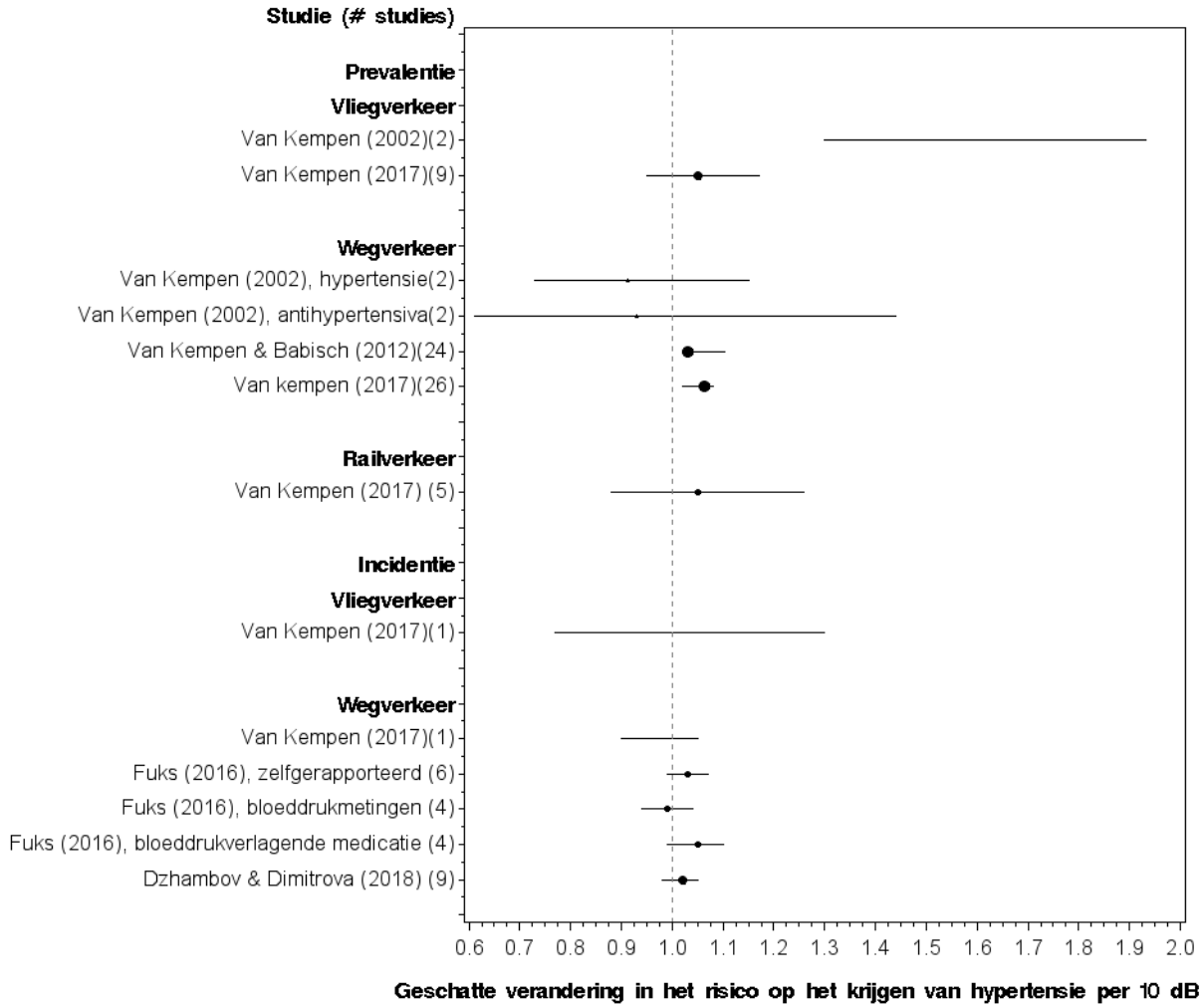
Verschillen tussen de bronnen
Ten behoeve van het afleiden van gezondheidskundige waarden, wilde de WHO dat de auteurs van de verschillende '*evidence reviews*' zoveel mogelijk bron-specifieke BR-relaties probeerden af te leiden. Dit is ook gebeurd voor de effecten van geluid op het hartvaatstelsel (waaronder beroerte). Ook nu weer bleken de verschillen tussen de schattingen voor vlieg-, weg- en railverkeer klein te zijn.
Samenvoeging van de resultaten van de onderzoeken die de associatie met de incidentie van beroerte onderzoeken, levert een RR op van 1,02 (95%Bthi: 0,97-1,07) per 10 dB (L_{den}) gebaseerd op tien schattingen afkomstig van tien onderzoeken. In totaal deden aan deze onderzoeken 11.084.789 deelnemers mee, en waren er 129.786 gevallen van beroerte.
Samenvoeging van de resultaten van onderzoeken die de associatie tussen geluid en sterfte door beroerte onderzochten, levert een RR op van 1,01 (95%Bthi: 0,97-1,04) per 10 dB (L_{den}). Deze schatting is gebaseerd op zeven schattingen afkomstig van zeven onderzoeken.

Hypertensie
Er is sprake van hypertensie of hoge bloeddruk als die boven de 140/90 mmHg is. Een hoge bloeddruk verhoogt de kans op hart- en vaatziekten.

'Evidence review': nieuwe BR-relaties
Uit de '*evidence review*' van Van Kempen en collega's [4, 14] blijkt dat hypertensie (verhoogde bloeddruk) het meest onderzochte effect van geluid op het hartvaatstelsel is. In totaal hebben de onderzoekers 37 onderzoeken beoordeeld die de invloed van geluid van weg-, vlieg- en railverkeer op het krijgen van hoge bloeddruk (hypertensie) hebben onderzocht. Er werden positieve associaties gevonden. De sterkste associaties werden daarbij gevonden in dwarsdoorsnede-onderzoeken, die het grootste deel van de bewijskracht leverden. Alleen voor geluid van wegverkeer werd een statistisch significante associatie gevonden. Na aggregatie van de resultaten van 26 onderzoeken werd een RR geschat van 1,05 (95%Bthi: 1,02-1,08) per 10 dB (L_{den}).
Ondanks het feit dat de meeste van deze onderzoeken rekening hielden met belangrijke verstorende factoren en in staat waren om de blootstelling op individueel niveau vast te stellen, werd kwaliteit van de bewijskracht afkomstig van de dwarsdoorsnede-onderzoeken beoordeeld als relatief laag. Een belangrijke reden was dat het responspercentage in een groot deel van de geëvalueerde onderzoeken lager dan 60% was. Verder werd het hebben van hypertensie in de meeste onderzoeken gemeten met behulp van een vraag als onderdeel van een vragenlijst.
In de twee beoordeelde cohortonderzoeken, waarin de relatie tussen geluid van transport en de *incidentie* hypertensie werd onderzocht, werd geen verhoogd risico gevonden. Het is onduidelijk waarom de bevindingen in de dwarsdoorsnede-onderzoeken afwijken van de resultaten in de cohortonderzoeken.

Vergelijking met andere meta-analyses
In het verleden zijn er al een aantal meta-analyses gepubliceerd die de effecten van geluid van weg- en vliegverkeer op het risico op hypertensie hebben onderzocht [35, 92-94]. Recent zijn daar nog twee meta-analyses bijgekomen [95, 96]. De resultaten van de verschillende meta-analyses

worden samen met de resultaten van Van Kempen en collega's [4, 14] in Figuur 3.1 weergegeven.



Figuur 3.1 Het relatieve risico en het 95%-betrouwbaarheidsinterval voor de prevalentie en incidentie van hypertensie per 10 dB verandering in de blootstelling aan geluid van weg-, vlieg- en railverkeer (uitgedrukt als L_{den}), zoals gerapporteerd door verschillende meta-analyses [14, 35, 93-95].

Uit Figuur 3.1 blijkt dat de uitkomsten van de verschillende meta-analyses zeer dicht bij elkaar liggen, met uitzondering van de relatie tussen geluid van vliegverkeer en de prevalentie van hypertensie afgeleid door Van Kempen en collega's [35]. Deze schatting was echter gebaseerd op het resultaat van slechts één onderzoek.

Vergelijking met nieuwe onderzoeken
Sinds de publicatie van Van Kempen en collega's [4, 14] zijn er diverse nieuwe onderzoeken gepubliceerd die de associatie tussen de blootstelling aan omgevingsgeluid en hypertensie hebben onderzocht. Ook heeft een aantal onderzoeken die door Van Kempen en collega's [4, 14] zijn meegenomen, nieuwe resultaten gepubliceerd. De resultaten van deze nieuwe onderzoeken zijn grotendeels meegenomen in de meta-analyse van Dzhambov en Dimitrova [95]. Daaruit bleek dat de

resultaten van de nieuwe onderzoeken de resultaten van Van Kempen en collega's [4, 14] niet wezenlijk veranderden.

Verschillen tussen de bronnen
Ook voor hypertensie zijn er bron-specifieke BR-relaties afgeleid in de WHO-'*evidence review*'. Net als bij coronaire hartziekten en beroerte, bleken de verschillen tussen de schattingen voor vlieg-, weg- en railverkeer klein te zijn. Deze schattingen waren echter afkomstig van dwarsdoorsnede-onderzoeken. In de cohortonderzoeken werden echter geen effecten van de blootstelling aan geluid van weg- en vliegverkeer op de incidentie van hypertensie gevonden. Dit werd nog eens bevestigd door de resultaten van een analyse van Fuks en collega's [94]. Er is daarom voor de invloed van geluid van weg-, vlieg- en railverkeer op hypertensie geen overall schatting bepaald.

Metabole effecten: diabetes en obesitas
In de '*evidence review*' die werd uitgevoerd door Van Kempen en collega's [4, 14] werden ook de effecten van omgevingsgeluid op het metabole stelsel onderzocht. Als biologisch mechanisme wordt verondersteld dat geluid als stressor direct van invloed is op de concentratie cortisol. Daarnaast is nachtelijke blootstelling aan geluid van invloed op de kwaliteit van de slaap: door chronisch gebrek aan slaap wordt niet alleen het hongergevoel beïnvloed, maar raken metabole en endocriene functies ontregeld [97].
Als indicatoren voor effecten op het metabole stelsel besloten de onderzoekers te kijken naar de effecten op het krijgen van diabetes en twee markers van obesitas: verandering in de *Body Mass Index* (BMI) en verandering in de buikomtrek.

In de '*evidence review*' zijn uiteindelijk vier onderzoeken geëvalueerd die de associatie tussen transportgeluid en het risico op obesitas onderzochten. Twee daarvan onderzochten de effecten van geluid van vliegverkeer. Het ging om een dwarsdoorsnede-onderzoek en een cohortonderzoek. In het dwarsdoorsnede-onderzoek werd een RR per 10 dB gevonden van 1,01. Dit RR was statistisch niet significant. In het cohortonderzoek werd de associatie onderzocht tussen de blootstelling aan geluid van vliegverkeer en de incidentie van diabetes. Er werd geen verhoogd risico voor diabetes door geluid van vliegverkeer gevonden.
In de '*evidence review*' werden aanwijzingen gevonden dat geluid van wegverkeer het risico op diabetes verhoogt: de twee geëvalueerde dwarsdoorsnede-onderzoeken vonden een positieve maar statistisch niet significante verhoging van de prevalentie van diabetes bij een toename van geluid van wegverkeer. In het geëvalueerde cohortonderzoek werd een statistisch significante associatie gevonden tussen de blootstelling aan geluid van wegverkeer en de incidentie van diabetes. Er werd een RR van 1,08 (95%Bthi 1,02-1,14) per 10 dB (L_{den}) geschat.
Opmerkelijk genoeg bleek in een dwarsdoorsnede-onderzoek een toename in geluid van railverkeer te zijn geassocieerd met afname in het risico op diabetes [22]; in een cohortonderzoek waarin de effecten van geluid van railverkeer werden onderzocht, werden positieve associaties gevonden [98].

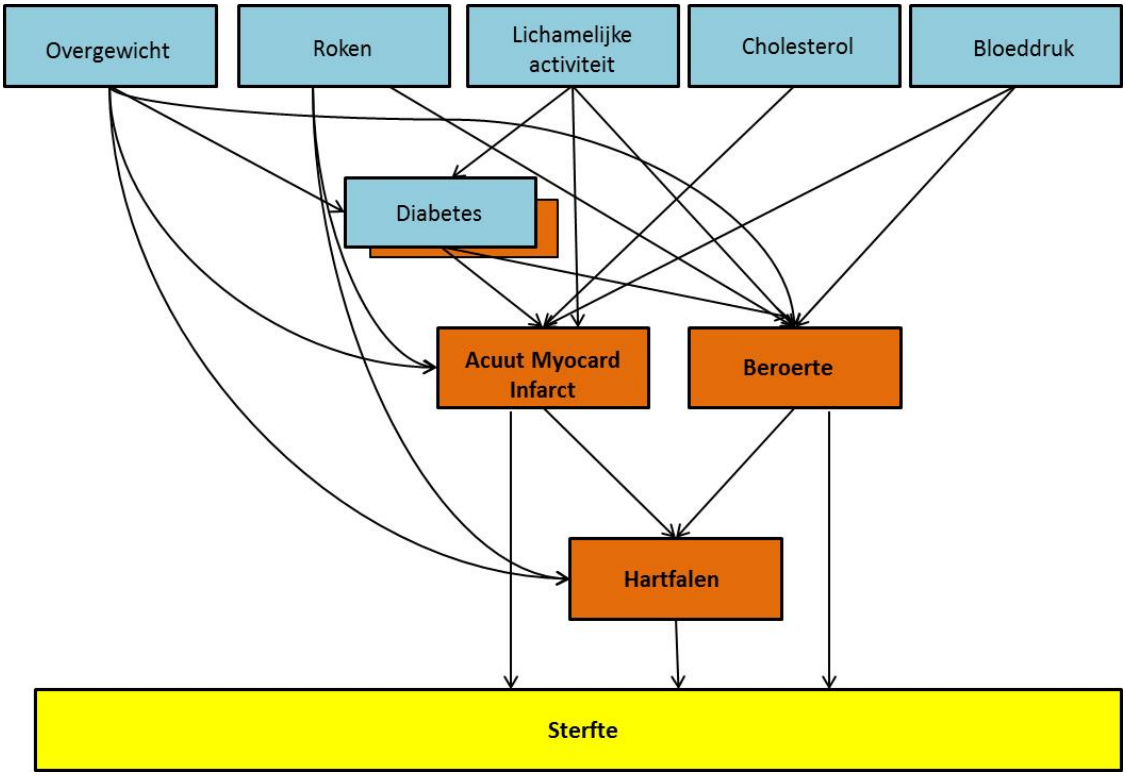
Het aantal onderzoeken waarin de effecten van geluid op markers van obesitas werden onderzocht, was beperkt: in de review werden een

cohortonderzoek en drie dwarsdoorsnede-onderzoeken geëvalueerd. In alle onderzoeken was een toename in geluid geassocieerd met een toename van het risico op obesitas. Een toename van het geluid van vliegverkeer met 10 dB (L_{den}) was geassocieerd met een significante toename van de buikomtrek van 3,46 (95%Bthi 2,13-4,77) centimeter na een follow-up van acht tot tien jaar.

De invloed van geluid op het hartvaatstelsel

De biologische plausibiliteit voor een relatie tussen de blootstelling aan omgevingsgeluid en hart- en vaatziekten is groot. Een verhoogde kans op het krijgen van een myocardinfarct wordt vaak gezien als het gevolg van stress die door blootstelling aan geluid kan optreden. Bij stress wordt het lichaam namelijk in staat van paraatheid gebracht door het autonome zenuwstelsel ((nor)adrenaline komt vrij). Daardoor is er een verhoging van de bloeddruk en de hartslag, spannen de spieren zich aan en versnelt de ademhaling. Ook wordt er cortisol geproduceerd, waardoor de bloedsuikerspiegel zal toenemen en de stofwisseling wordt versneld. Normaal gesproken is stress een heel normale en gezonde reactie. Het helpt ons om beter te presteren en zorgt voor een betere concentratie. Echter, als stress te lang duurt of het komt heel vaak voor, dan heeft het lichaam geen tijd om te herstellen. En dan kunnen klachten en aandoeningen zoals hart- en vaatziekten ontstaan. Bij mensen die al lijden aan een hart- en vaatziekte, kan de gezondheidstoestand door de blootstelling aan geluid verslechteren, zodat (klinische) aandoeningen (eerder) manifest kunnen worden. Bij ongezonde stress ontstaat daarnaast vaak ook ander gedrag (roken, medicijngebruik), waardoor het indirect kan bijdragen aan gezondheidsproblemen [97].

De effecten op het hartvaatstelsel zouden ook het gevolg kunnen zijn van een vermindering van de slaapkwaliteit, veroorzaakt door de blootstelling aan geluid tijdens de nacht [3, 86, 87, 99-102]. Er zijn aanwijzingen gevonden dat dit de productie van stresshormonen als cortisol kan verstoren [103, 104]. Er zijn nog maar weinig onderzoeken naar de effecten van nachtelijke blootstelling op het cardiovasculaire systeem. Op basis van de resultaten van deze studies zijn er nog geen definitieve conclusies te trekken. Bovendien is het in observationele studies moeilijk om nachtelijke blootstelling van blootstelling overdag te onderscheiden, omdat ze meestal sterk samenhangen. Het is daardoor lastig te onderzoeken in welke mate geluiden overdag of ’s nachts de effecten op het hart- en vaatstelsel veroorzaken.
Zoals hierboven al is beschreven, is een groot deel van het onderzoek naar de invloed van geluid op het hartvaatstelsel gedaan naar hoge bloeddruk of hypertensie. Hoge bloeddruk is echter niet alleen een belangrijke risicofactor voor het krijgen van coronaire hartziekten, maar ook voor bijvoorbeeld het krijgen van een beroerte (zie ook Figuur 3.2).



Figuur 3.2 De invloed van verschillende lifestyle-factoren, waaronder bloeddruk, op het krijgen van hartvaatziekten.

Ook in de review van Van Kempen en collega's [4, 14], zijn studies geëvalueerd die de relatie met het krijgen van een beroerte hebben onderzocht. Echter, het aantal studies is in vergelijking met hypertensie en coronaire hartziekten, een stuk kleiner. Uit deze studies blijkt dat geluid het risico op een beroerte kan verhogen.

De rol van andere omgevingsfactoren: luchtverontreiniging en groen

Omgevingsgeluid (bijvoorbeeld veroorzaakt door wegverkeer) gaat meestal samen met luchtverontreiniging. In diverse studies zijn aanwijzingen gevonden dat ook luchtverontreiniging de kans op het krijgen van hartvaatziekten verhoogt [105]. Effecten die aan geluid worden toegeschreven, zouden ook door luchtverontreiniging kunnen zijn veroorzaakt.
Aan de andere kant zijn gebieden met relatief lage geluidsniveaus vaak ook gebieden die groen zijn [106, 107]. Er zijn verschillende studies die suggereren dat omliggend groen juist is gerelateerd aan een verminderd risico op het krijgen van hart- en vaatziekten [108-111]. Het idee is dat omliggend groen zou aanzetten tot bewegen, de sociale cohesie vergroot en psychologische stress vermindert [112, 113].

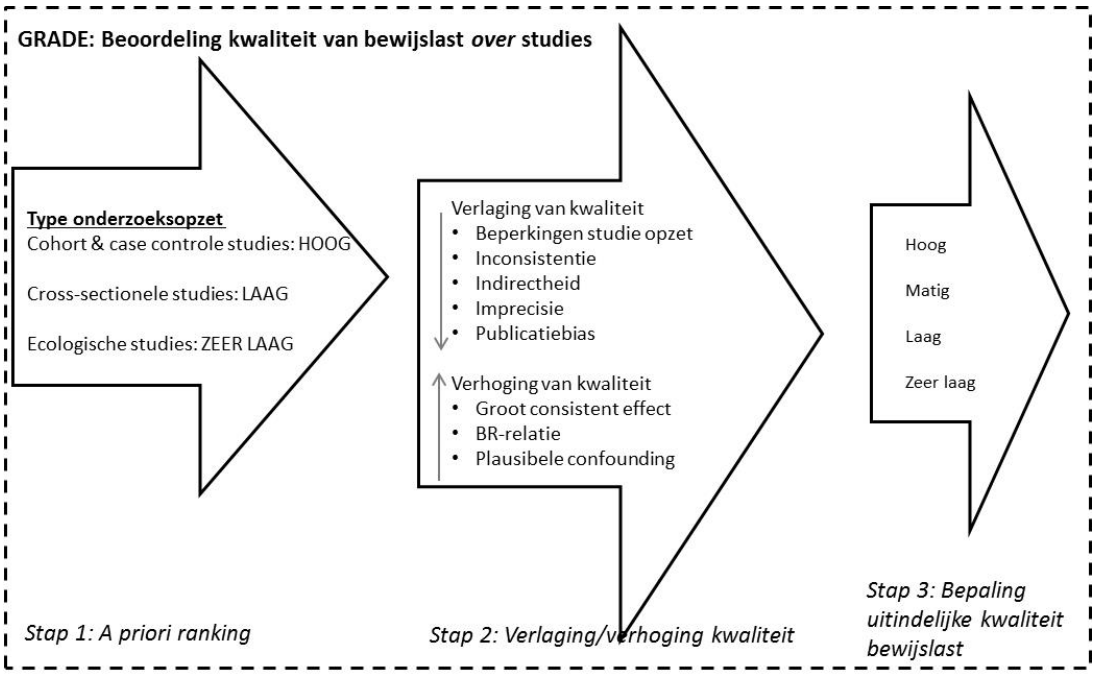
In diverse studies is geprobeerd de effecten van geluid en luchtverontreiniging van elkaar te onderscheiden, maar die geven geen volledige duidelijkheid [38, 114-121]. Ook op basis van de review van Van Kempen en collega's [14] is die duidelijkheid nog niet te geven. Daarnaast zijn er studies waarin de effecten van groen op het hartvaatstelsel worden onderzocht, waarbij geluid en

luchtverontreiniging slechts worden meegenomen als *confounder* [122-125] of *mediator* [126-128].
Recent is er een studie verschenen waarin de effecten van groen op de prevalentie van hypertensie werd onderzocht in combinatie met de blootstelling aan geluid en luchtverontreiniging [106] en waarin ook mogelijke interacties zijn onderzocht. Daaruit bleek dat studies die alleen geluid meenemen, de associatie tussen geluid en hypertensie mogelijk overschatten. Het is echter nog te vroeg om op basis van de resultaten van een enkele studie definitieve conclusies te trekken.

Bijlage 4. '*Evidence reviews*' en de kwaliteit van de bewijslast

Een '*evidence review*' is een literatuuroverzicht dat op een gestructureerde wijze wordt uitgevoerd. Op basis van een vraagstelling wordt op basis van een van tevoren opgesteld zoekprotocol gezocht in meerdere elektronische databases (bijvoorbeeld Embase, Pubmed of Scopus). In- en exclusiecriteria worden gehanteerd om de in aanmerking komende artikelen te selecteren. Met behulp van een van tevoren opgestelde checklist worden de benodigde gegevens uit de artikelen geëxtraheerd. Het gaat dan bijvoorbeeld om zaken als: waar en wanneer is het onderzoek uitgevoerd, wat was de onderzoeksopzet, hoe groot was het aantal deelnemers, inschatting van de blootstelling van de deelnemers, welke eindpunten zijn er onderzocht en hoe zijn ze gemeten, wat was het resultaat van het onderzoek, is daarbij rekening gehouden met factoren die resultaten mogelijk kunnen vertekenen. Daarnaast moest elk artikel dat geselecteerd was, door de onderzoekers worden beoordeeld op methodologische kwaliteit. Daarbij werd onder meer gekeken naar mogelijke vertekening door inschatting van de blootstelling, mogelijke vertekening door selectie van deelnemers, en mogelijke vertekening door de meting van het te onderzoeken gezondheidseindpunt.
Indien mogelijk worden de resultaten van de afzonderlijke onderzoeken samengevat tot één overall schatting van het bestudeerde effect (meta-analyse).

Omdat de WHO zich voor de richtlijnen moest baseren op het best beschikbare bewijsmateriaal, moesten de auteurs van de reviews ook een oordeel geven over de kwaliteit van de gevonden bewijslast. Op verzoek van de WHO moesten de onderzoekers daarbij gebruikmaken van de GRADE ('*Grading of Recommendations, Assessment, Development and Evaluation*')-methode [83]. Dit is een methode om de kwaliteit van het wetenschappelijk bewijs te bepalen.
In GRADE wordt de kwaliteit van de beschikbare bewijslast beoordeeld per gezondheidseindpunt, dus niet per onderzoek, maar over de onderzoeken heen. Dit gebeurt in drie stappen. Deze worden weergegeven in Figuur 1.1



Figuur 1.1 Beoordeling van kwaliteit van het beschikbare bewijs met GRADE.

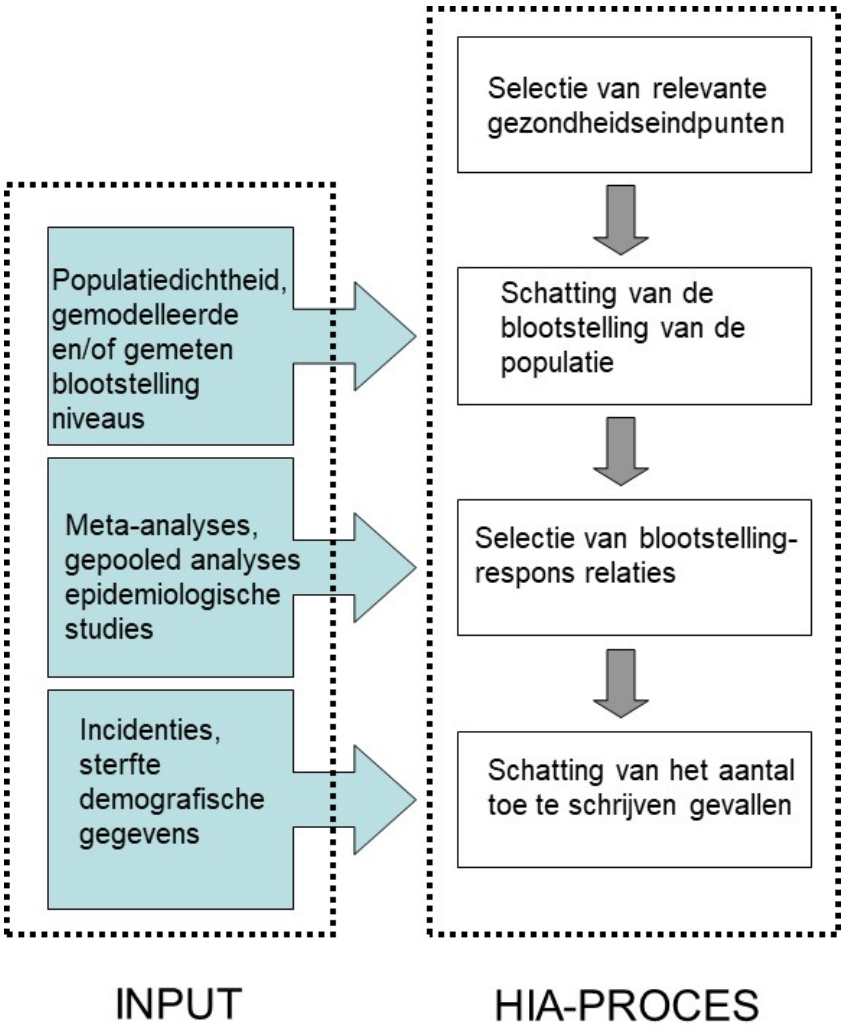
GRADE heeft vier niveaus waarmee de sterkte van de bewijskracht wordt aangegeven, variërend van zeer laag tot hoog (zie ook Tabel 4.1).

Tabel 4.1 Kwaliteit van de bewijslast volgens GRADE.

Kwaliteit van bewijs	**Interpretatie**	**Voorbeelden**
Hoog	Er is **veel vertrouwen** dat het werkelijke effect dicht in de buurt ligt van de schatting van het effect. Het is zeer onwaarschijnlijk dat nieuwe resultaten het vertrouwen in de schatting van het effect veranderen.	Meerdere studies van hoge kwaliteit met een consistent resultaat
Matig	Er is **matig vertrouwen** in de schatting van het effect: het werkelijke effect ligt waarschijnlijk dicht bij de schatting van het effect, maar er is een mogelijkheid dat het hier substantieel van afwijkt.	Eén studie van hoge kwaliteit, of meerdere studies met beperkingen
Laag	Er is **beperkt vertrouwen** in de schatting van het effect: het werkelijke effect kan substantieel verschillend zijn van de schattingen van het effect.	Een of meerdere studies met ernstige beperkingen
Zeer laag	Er is **weinig vertrouwen** in de schatting van het effect: het werkelijke effect wijkt waarschijnlijk substantieel af van de schatting van het effect.	Er is geen direct onderzoekbewijs aanwezig. Een of meerdere studies met zeer ernstige beperkingen

Bijlage 5. Berekening van de ziektelast door geluid in Nederland

In hoofdstuk 5 en 6 hebben we schattingen gepresenteerd van de omvang van de effecten van geluid in de Nederlandse bevolking. In deze bijlage laten we zien op welke data deze schattingen zijn gebaseerd, en hoe de schattingen grofweg in zijn werk zijn gegaan. Daarbij zijn we te werk gegaan volgens onderstaand schema (Figuur 5.1).



Figuur 5.1 Overzicht van de verschillende stappen die zijn doorlopen om de omvang van het aantal mensen dat negatieve effecten door geluid ondervindt te schatten.

Selectie relevante gezondheidseindpunten
Blootstelling aan geluid kan tot uiteenlopende effecten op de gezondheid leiden. In de loop van de tijd worden verschillende soorten effecten onderscheiden [1, 58, 59, 86, 87]:

I. gedragsresponsen, zoals coping-strategieën en klachten;
II. 'sociale' responsen, zoals hinder of slaapverstoring;
III. acute fysiologische responsen (bijvoorbeeld ontwaakreacties);
IV. cognitieve responsen, zoals effecten op leerprestaties van kinderen;
V. chronische fysiologische responsen (bijvoorbeeld hypertensie, verandering in BMI);
VI. klinische morbiditeit, zoals cardiovasculaire en/of metabole ziekten en gehoorverlies.

Niet voor al deze effecten is de bewijskracht voor een relatie met de blootstelling aan geluid even sterk. Belangrijke input voor het afleiden van de WHO-richtlijnen waren de resultaten van de '*evidence reviews*'. In deze reviews werden de meest recente inzichten op het gebied van geluid en gezondheid afkomstig van epidemiologische onderzoeken op een rij gezet. Daarbij richten de auteurs van de reviews zich vooral op het bewijs dat deze onderzoeken konden leveren voor een effect van geluid op de gezondheid. De kwaliteit van het gevonden bewijs moesten de auteurs beoordelen aan de hand van het GRADE-systeem. GRADE heeft vier niveaus waarmee de sterkte van de bewijskracht wordt aangegeven, variërend van zeer laag tot hoog (zie ook bijlage 4).

Als onderdeel van verschillende '*evidence reviews*' is ook een aantal BR-relaties afgeleid. Over het algemeen gebeurde dit door de resultaten van verschillende onderzoeken te combineren door middel van een meta-analyse. In een enkel geval is een BR-relatie afgeleid door de originele data van de onderzoeken met elkaar te combineren. Dat was bijvoorbeeld het geval voor de BR-relaties tussen de maximale geluidsniveaus (L_{Amax}), afkomstig van weg-, rail- of vliegverkeer en het aantal extra ontwaakreacties [3]. In een aantal andere gevallen was er slechts een onderzoek beschikbaar waarin de desbetreffende relatie tussen geluid en het gezondheidseindpunt werd onderzocht. In die gevallen is alleen op basis van de resultaten van dat desbetreffende onderzoek een BR-relatie bepaald. Dat was bijvoorbeeld het geval voor de associatie tussen de blootstelling aan geluid van vliegverkeer en de sterfte ten gevolge van een beroerte [4, 14].

Voor de schattingen in onderhavig rapport, hebben we besloten alleen *die* gezondheidseindpunten te selecteren waarvoor de kwaliteit van het beschikbare bewijs in de verschillende '*evidence reviews*' tenminste als 'matig' wordt gekwalificeerd en waarvoor er volgens de verschillende '*evidence reviews*' een BR-relatie beschikbaar is die de associatie tussen de blootstelling aan geluid van weg-, rail- of vliegverkeer en het desbetreffende gezondheidseffect kan beschrijven.
Voor geluid van vliegverkeer blijven dan de volgende gezondheidseindpunten over: ernstige hinder, ernstige slaapverstoring, en de gemiddelde verandering in buikomtrek. Voor de blootstelling aan geluid van wegverkeer ging het om de volgende eindpunten: ernstige hinder, ernstige slaapverstoring, incidentie van coronaire hartziekten, en sterfte ten gevolge van coronaire hartziekten. Voor de blootstelling aan geluid van wegverkeer ging het om ernstige hinder en ernstige slaapverstoring.

Tabel 5.1 Selectie van relevante gezondheidseindpunten.

Geluidsbron	**Eindpunt**	**Prevalentie/incidentie/sterfte/gemiddelde**	**Bewijskracht***	**BR-relatie in *evidence review***
Vliegverkeer	Ernstige hinder	Prevalentie	Matig	Ja
	Ernstige slaapverstoring	Prevalentie	Matig	Ja
	Beroerte (ICD-10: I60-I69)	Sterfte	Matig	Nee
	Buikomtrek	Gemiddelde verandering	Matig	Ja**
	Begrijpend lezen	Prevalentie	Matig	Nee
Wegverkeer	Ernstige hinder	Prevalentie	Matig†	Ja
	Ernstige slaapverstoring	Prevalentie	Matig	Ja
	Coronaire hartziekten (ICD-10: I20-I25)	Incidentie	Hoog	Ja
		Sterfte	Matig	Ja‡
	Beroerte (ICD-10: I60-I69)	Incidentie	Matig	Ja**
		Sterfte	Matig	Nee
	Diabetes (ICD-10: E11)	Incidentie	Matig	Ja**
Railverkeer	Ernstige hinder	Prevalentie	Matig	Ja
	Ernstige slaapverstoring	Prevalentie	Matig	Ja
	Diabetes (ICD-10: E11)	Incidentie	Matig	Nee

*De bewijskracht is beoordeeld als onderdeel van de 'evidence reviews'. Ook is gekeken of er volgens de resultaten van de 'evidence reviews' een BR-relatie beschikbaar was; † De kwalificatie 'matig' is geldig voor de BR-relatie tussen geluid van wegverkeer en ernstige hinder die door Guski en collega's [2] wordt beschreven door middel van een OR per 10 dB (L_{den}); ‡ De BR-relatie die in de desbetreffende 'evidence review' was gerapporteerd, was niet statistisch significant; ** De gerapporteerde BR-relatie is gebaseerd op de resultaten van slechts één onderzoek.

Schatting van de blootstelling van de populatie

Het RIVM heeft de geluidsbelasting van rail- en wegverkeer in Nederland met data over de periode 2011-2016 in kaart gebracht. De blootstelling aan geluid van vliegverkeer is gebaseerd op geluidsberekeningen van het NLR rond Schiphol en de regionale luchthavens van nationaal belang voor 2015/6. Militaire luchtvaart en kleine luchtvaart zijn niet in de berekening meegenomen. De resultaten van de modelleringen zijn vervolgens gekoppeld aan een woonadressenbestand met populatiegegevens. Als primaire indicator voor de geluidsbelasting is de L_{den} berekend. Hieruit is de L_{night} afgeleid voor geluid van wegverkeer. Voor geluid van railverkeer is de L_{night} apart gemodelleerd. De resultaten zijn in de vorm van het aantal inwoners per 1 dB geluidsklasse verkregen.

Selectie BR-relaties

Ernstige hinder- en slaapverstoring

In hoofdstuk 3 hebben we de verschillende BR-relaties beschreven die momenteel beschikbaar zijn voor ernstige hinder en ernstige slaapverstoring. Het bleek dat deze gebaseerd zijn op data die zijn verzameld op verschillende niveaus: regionaal, nationaal en internationaal. Om antwoord te geven op de vraag: wat is de omvang van het aantal ernstig gehinderden en/of ernstig slaapverstoorden in een bepaald gebied (bijvoorbeeld stad, regio of land), adviseert het RIVM doorgaans om zoveel mogelijk gebruik te maken van BR-relaties die zijn gebaseerd op data die zijn verzameld in het desbetreffende gebied [79, 129]. Voor ernstige hinder zijn deze gegevens beschikbaar: de BR-relaties voor ernstige hinder die ten behoeve van deze rapportage zijn afgeleid met behulp van data verzameld met behulp van de GGD Gezondheidsmonitor, voldoen hieraan. De BR-relaties die zijn gebaseerd op verschillende nationale en internationale onderzoeken voldoen hier minder goed aan [2, 15, 16]. Daarom hebben de BR-relaties die gebaseerd zijn op data verzameld met behulp van de GGD Gezondheidsmonitor als uitgangspunt gediend voor de berekeningen van de omvang van het aantal ernstig gehinderden door geluid van weg-, vlieg- en railverkeer.

Voor de berekening van het aantal ernstig slaapverstoorden is het alleen voor nachtelijk geluid van wegverkeer mogelijk om gebruik te maken van een BR-relatie die is gebaseerd op nationale data: dit gaat om data die zijn verzameld tijdens IV-7 [27]. Voor geluid van nachtelijk geluid van vliegverkeer maken we, bij gebrek aan een nationale relatie, gebruik van een regionale BR-relatie: de BR-relatie die is afgeleid rondom de luchthaven Schiphol [21]. Voor de associatie tussen nachtelijk geluid van railverkeer en ernstige slaapverstoring zijn momenteel geen nationale of regionale relaties voorhanden. Om de omvang van het aantal ernstig slaapverstoorden door nachtelijk geluid van railverkeer te kunnen berekenen, maken we gebruik van de nieuwste internationale BR-relatie die is gebaseerd op diverse onderzoeken die zijn uitgevoerd in Europa en Azië [3].

Gevoeligheidsanalyse

Aanvullend is er een gevoeligheidsanalyse gedaan door te kijken wat het verschil in uitkomst is wanneer de verschillende internationale BR-relaties op de Nederlandse situatie worden toegepast. De omvang van

het aantal mensen dat ernstige hinder en ernstige slaapverstoring ondervindt door geluid, kan daarnaast ook worden bepaald op basis van de resultaten van vragenlijstonderzoek. Er is ook bekeken wat het verschil is wanneer de resultaten van een aantal landelijke vragenlijstonderzoeken direct worden toegepast.

Hartvaatziekten
De omvang van het aantal mensen dat een hartvaatziekte krijgt, toe te schrijven aan de blootstelling aan omgevingsgeluid, is geschat door gebruik te maken van de zogenoemde Populatie Attributieve Fractie (PAF). Een PAF geeft aan welk deel van de ziekte en/of sterftegevallen kan worden toegeschreven aan een bepaalde determinant. In dit geval is die determinant de blootstelling aan omgevingsgeluid. Om een PAF te kunnen berekenen, is informatie nodig over de blootstelling, het relatieve risico (RR) van de blootstelling op het krijgen/overlijden aan ziekte (BR-relaties), en de ziekte die hieraan gerelateerd kunnen worden [36]. Vervolgens kan het aantal gevallen dat is toe te schrijven aan de blootstelling aan omgevingslawaai worden berekend door de PAF te vermenigvuldigen met het totale aantal ziekte- of sterftegevallen in het onderzoeksgebied.

Uitgangspunt bij de berekening van het aantal gevallen dat is toe te schrijven aan de blootstelling aan omgevingslawaai, zijn de RR's per 10 dB (L_{den}). Om in aanmerking te komen voor de berekening, moest een RR per 10 dB voldoen aan een aantal eisen:

- Het RR per 10 dB moest groter dan 1 zijn;
- Het RR per 10 dB moest statistisch significant zijn. Dit betekent dat het 95%-betrouwbaarheidsinterval dat rondom het RR is geschat alleen waarden groter dan 1 mag bevatten; en
- Het RR per 10 dB moest zijn gebaseerd op meerdere onderzoeken (minimaal drie, en het liefst zoveel mogelijk).

Op basis van deze drie criteria vallen al een aantal BR-relaties uit Tabel 5.1 af. Voor geluid van vliegverkeer zijn dat de BR-relaties met sterfte tgv coronaire hartziekten, de verandering in de buikomtrek en begrijpend lezen. Voor geluid van wegverkeer zijn dat sterfte ten gevolge van coronaire hartziekten, de incidentie van beroerte en sterfte ten gevolge van beroerte, en de incidentie van diabetes. Voor railverkeer is dat de incidentie van diabetes.

In feite blijft alleen de BR-relatie tussen geluid van wegverkeer en coronaire hartziekten over. Na het afronden van de werkzaamheden van de WHO-'*evidence reviews*', zijn echter verschillende nieuwe onderzoeken verschenen die de effecten van geluid op het hart- en vaatstelsel hebben onderzocht. In het kader van eerdere ziektelastberekeningen ten behoeve van de Volksgezondheid Toekomst Verkenningen in 2018 [36] zijn zoveel mogelijk van deze nieuwe resultaten verwerkt, om voor zowel coronaire hartziekten als beroerte tot verbeterde schattingen van het RR per 10 dB te komen. Echter, alleen de schattingen van het RR voor coronaire hartziekten waren statistisch significant: In hoofdstuk 3 is op basis van de resultaten van zestien onderzoeken een RR afgeleid van 1,04 (95%Bthi 1,002-1,09) per 10 dB (L_{den}) voor de relatie tussen omgevingsgeluid en de incidentie van coronaire hartziekten. Daarnaast is een RR afgeleid van 1,05

(95%Bthi 1,02-1,09) per 10 dB voor de relatie tussen omgevingsgeluid en sterfte door coronaire hartziekten. Dit laatste RR is gebaseerd op de resultaten van negen onderzoeken.

Gevoeligheidsanalyse
In haar richtlijndocument geeft de WHO een gezondheidskundige advieswaarde van 53 dB voor geluid van wegverkeer [1]. Het idee daarbij is dat onder dit niveau geen door de WHO relevant geachte gezondheidseffecten door geluid meer zullen optreden. Impliciet wordt aangenomen dat het RR dan gelijk is aan 1. Maar zoals we in hoofdstuk 3 en 4 al hebben laten zien, weten we niet goed vanaf welke geluidsniveaus het risico op het krijgen van coronaire hartziekten door geluid zal toenemen. Uit een visualisatie van de resultaten van onderzoeken die de relatie tussen geluid van wegverkeer en de incidentie van coronaire hartziekten onderzoeken, blijkt dat ergens tussen de 50 en 55 dB dit risico zou moeten toenemen. Voor de berekeningen zullen we daarom voor het berekenen van de PAF uitgaan van een referentieniveau van 53 dB. Als onderdeel van een gevoeligheidsanalyse zullen we laten zien wat het effect is van de keuze van dit referentieniveau door ook berekeningen te maken met andere waarden van referentieniveaus.
Uit de resultaten van onder meer de '*evidence review*' [4, 14] bleek dat er weinig verschillen waren tussen de verschillende geluidsbronnen en de sterkte van het risico op coronaire hartziekten (uitgedrukt als RR per 10 dB). Dit impliceert dat er ook net zo goed een RR per 10 dB zou kunnen worden gepresenteerd voor de associatie tussen omgevingsgeluid en coronaire hartziekten. Aanvullend op de berekeningen met de BR-relaties uit de '*evidence review*', zullen we daarom als onderdeel van de gevoeligheidsanalyse ook berekeningen doen met 'overall' RR's per 10 dB die zijn gepresenteerd in hoofdstuk 6 voor de associatie tussen geluid en coronaire hartziekten.

RIVM

De zorg voor morgen begint vandaag