

TNO-rapport
96.004

Geluid en effecten op de gezondheid

TNO Preventie en Gezondheid
COP

Wassenaarseweg 56
Postbus 2215
2301 CE Leiden

Telefoon 071 5 18 18 18
Fax 071 5 18 19 20

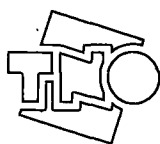
auteur:
W. Passchier-Vermeer

datum:
maart 1996

Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag worden
vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt
door middel van druk, fotokopie, microfilm
of op welke andere wijze dan ook, zonder
voorafgaande toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd
uitgebracht, wordt voor de rechten en
verplichtingen van opdrachtgever en
opdrachtnemer verwezen naar de
Algemene Voorwaarden voor onderzoeks-
opdrachten aan TNO, dan wel de
betreffende terzake tussen partijen
gesloten overeenkomst.
Het ter inzage geven van het TNO-rapport
aan direct belanghebbenden is toegestaan.

© 1996 TNO



CIP-GEGEVENS KONINKLIJKE BIBLIOTHEEK, DEN HAAG

Passchier-Vermeer, W.

Geluid en effecten op de gezondheid / auteur:
W. Passchier-Vermeer. - Leiden : TNO Preventie
en Gezondheid, COP
TNO-rapport 96.004. - Met lit. opg.
ISBN 90-6743-412-4
Trefw.: geluid en gezondheid

Deze uitgave is te bestellen door het overmaken van f 27,85 (incl. BTW) op postbankrekeningnr.
99.889 ten name van TNO-PG te Leiden onder vermelding van bestelnummer 96.004.

INHOUD	pagina
VOORWOORD	i
1. INLEIDING	1
1.1 Positieve aspecten van geluid	1
1.2 Gezondheid en teveel geluid	1
1.3 Karakterisering van blootstelling aan geluid	2
2. FYSIOLOGISCHE VERWERKING VAN GELUID DOOR DE MENS	8
2.1 Verwerking door het oor	8
2.2 Verdere verwerking	14
3. AUDITIEVE EFFECTEN	16
3.1 Inleiding	16
3.2 Gehoorschade door lawaai	16
3.2.1 Gehoorbeschadiging	16
3.2.2 Gehoorverlies door lawaai op de arbeidsplaats	18
3.2.3 Waarnemingsniveau van gehoorschade door lawaai	21
3.2.4 Gehoorschade bij jongeren door blootstelling aan geluid	21
3.2.5 Geluidgevoeligheid en gehoorschade bij kinderen door blootstelling aan geluid	23
3.2.6 Sociale gevolgen van gehoorschade	27
3.3 Oorsuizen (tinnitus)	28
3.4 Samenvatting	30
4. SOMATISCHE, AAN STRESS GERELATEERDE GEZONDHEIDSEFFECTEN VAN GELUID	31
4.1 Inleiding	31
4.2 Hoge bloeddruk en ischemische hart- en vaatziekten	31
4.3 Hormonale effecten en effecten op het immuunsysteem	35

	pagina
4.4 Invloed van geluid op het ongeboren kind	36
4.4.1 Biologische mechanismen	36
4.4.2 Aangeboren afwijkingen, geboortesterfte, vroeggeboorte en laag geboortegewicht van baby's	37
4.5 Samenvatting	39
5. PSYCHO-SOCIALE EFFECTEN	41
5.1 Inleiding	41
5.2 Effecten in de woonomgeving	42
5.2.1 Niet-specifieke geluidhinder	42
5.2.2 Effecten op psycho-sociaal welbevinden	46
5.2.3 Overige psychische problematiek	47
5.3 Effecten in de werksituatie	48
5.3.1 Geluidhinder	48
5.3.2 Associatie van geluidhinder met andere factoren	49
5.3.3 Effecten op de veiligheid op het werk	50
5.3.4 Effecten op het arbeidsverzuim	51
5.4 Samenvatting	52
6. FUNCTIONELE EFFECTEN	54
6.1 Inleiding	54
6.2 Belemmering spraakcommunicatie	54
6.3 Effecten op werkprestatie en taakuitvoering	58
6.4 Samenvatting	62
7. SLAAPVERSTORING	63
7.1 Inleiding	63
7.2 Slaapkwaliteit	64
7.3 Na-effecten: stemming en functioneren	69

	pagina
7.4 Samenvatting	70
LITERATUUR	71
BIJLAGE	79

VOORWOORD

Zoals bekend vindt blootstelling aan geluid op grote schaal plaats, zowel in de woonomgeving, de recreatieve sfeer als in arbeidssituaties. Eén van de onderwerpen waarnaar de sector Milieu van de afdeling Collectieve Preventie van TNO-PG onderzoek doet betreft het verband tussen blootstelling aan geluid en gezondheid. Door middel van dit wetenschappelijke onderzoek en het beproeven en helpen toepassen van de resultaten ervan wordt getracht een bijdrage te leveren aan de oplossing van de geluidproblematiek.

Dit rapport draagt een voorlichtend karakter. In principe kunnen de hoofdstukken afzonderlijk gelezen worden. De eerste twee hoofdstukken met een inleiding, een uitleg over de fysiologische verwerking van geluid door de mens en over de karakterisering van de geluidbelasting (zie ook de bijlage met akoestische begrippen) zijn echter met name bedoeld als ondersteuning voor de overige hoofdstukken, waarin de diverse effecten van geluid afzonderlijk worden behandeld.

1. INLEIDING

1.1 Positieve aspecten van geluid

De mens onderhoudt het contact met zijn omgeving via zijn zintuigen: hij ziet, hoort, ruikt, voelt en proeft zijn omgeving. Bij het contact met de omgeving is ook het horen van geluid van essentiële betekenis. Immers, geluid zoals de menselijke stem, is bij uitstek drager van informatie. Het verstoken zijn van de mogelijkheid tot communiceren door middel van spraak is dan ook te beschouwen als een ernstige handicap. Het ontbreken van elk geluid in de omgeving vinden de meeste mensen zeer onaangenaam. De dreigende stilte voor een onweer, waarbij de natuur stil valt, wordt door velen als angstaanjagend ervaren. Een verblijf in een volkomen stille ruimte wordt door bijna niemand gedurende langere tijd verdragen en kan leiden tot ernstige psychische en lichamelijke stoornissen. Geluid is dan ook een factor, die een onderdeel vormt van het normale leven. Daarbij heeft geluid ook een alarmerende functie. Negatieve effecten zullen eerst dan optreden als er sprake is van "een teveel". Dan gaan we geluid ook lawaai noemen.

1.2 Gezondheid en teveel geluid

In 1994 heeft de Gezondheidsraad het advies 'Geluid en Gezondheid' uitgebracht. In dat advies is aangegeven welke effecten er door blootstelling aan geluid op de gezondheid van mensen kunnen optreden en de omvang van deze effecten in de Nederlandse bevolking. Ten behoeve van het opstellen van het advies heeft de voorzitter van de Gezondheidsraad een internationale commissie samengesteld, waarvan de actueel van het onderhavige rapport technisch secretaris was. Als basis voor het advies heeft de achtergrondstudie 'Geluid en Gezondheid' (Passchier-Vermeer, 1993; ook in het Engels uitgebracht onder de titel Noise and Health) gediend. Bij het opstellen van het onderhavige rapport is voor een deel geput uit de informatie die in het advies en de achtergrondstudie zijn opgenomen. Lezers die uitgebreider kennis willen nemen van bepaalde onderwerpen worden naar deze documenten verwezen.

De vraag welke effecten van geluid op de gezondheid zijn te verwachten heeft de genoemde commissie van de Gezondheidsraad op basis van epidemiologisch onderzoek beantwoord, dat wil zeggen op basis van onderzoek aan mensen die in hun dagelijkse leven aan bepaalde geluiden blootstaan. Het gaat daarbij om geluiden in de woonomgeving, de werkomgeving en bij recreatie.

De resultaten van laboratorium- en dierexperimenten hebben gediend als ondersteuning van de plausibiliteit van een effect.

Volgens de Wereldgezondheidsorganisatie is gezondheid niet alleen de afwezigheid van ziekten of gebreken, maar zijn ook andere fysieke, psychische en sociale aspecten in het geding. Als gezondheid zo wordt opgevat, dan zijn er volgens het advies van de Gezondheidsraad vijf categorieën effecten op de gezondheid van de mens te onderscheiden:

1. gehoorschade door geluid: een permanente vermindering van de gehoorscherpthe door blootstelling aan geluid. Een aanzienlijke omvang van de gehoorschade door geluid wordt lawaaislechthorendheid genoemd;
2. somatische stress-verschijnselen: lichamelijke veranderingen die zich als gevolg van (jaren)lange blootstelling aan geluid manifesteren;
3. psycho-sociale effecten: effecten die te maken hebben met het geestelijk welbevinden van de mens;
4. functionele effecten: vermindering van het prestatievermogen tijdens de blootstelling aan geluid. Het betreft hier taken waarbij een beroep gedaan wordt op het kortdurend geheugen;
5. slaapverstoring: effecten die optreden tijdens de slaap, zoals tussentijds wakker worden, en effecten die optreden op dagen na de nachtelijke verstoring van de slaap door geluid, zoals een slechter humeur en een verminderd prestatievermogen.

Op welke wijze deze effecten optreden, hoe ze veroorzaakt worden, wat de aard en de omvang van deze effecten is, wordt in het volgende behandeld. Daarbij wordt allereerst ingegaan op de werking van het gehoororgaan en op de wijze waarop geluid fysiologisch verwerkt wordt. Vervolgens worden de effecten afzonderlijk besproken. Allereerst wordt in deze inleiding kort ingegaan op de geluidmaten die gangbaar zijn voor het uitdrukken van relaties tussen blootstelling aan en gezondheidseffecten van geluid.

1.3 Karakterisering van blootstelling aan geluid

Zowel in nationale en internationale regelgeving en richtlijnen als in de wetenschappelijke literatuur vindt men een grote diversiteit van maten voor blootstelling aan geluid. In dit rapport zullen de maten worden besproken die voor de gezondheidseffecten van geluid het meest relevant zijn,

inbegrepen de maten die in de Nederlandse wetgeving een rol spelen (Wet geluidhinder en Luchtvaartwet). Definities zijn in de bijlage opgenomen.

Geluid kan worden gekarakteriseerd met de frequentie en het niveau. De frequentie wordt uitgedrukt in hertz (Hz). Een aan de frequentie gerelateerd subjectief kenmerk van geluid is de toonhoogte.

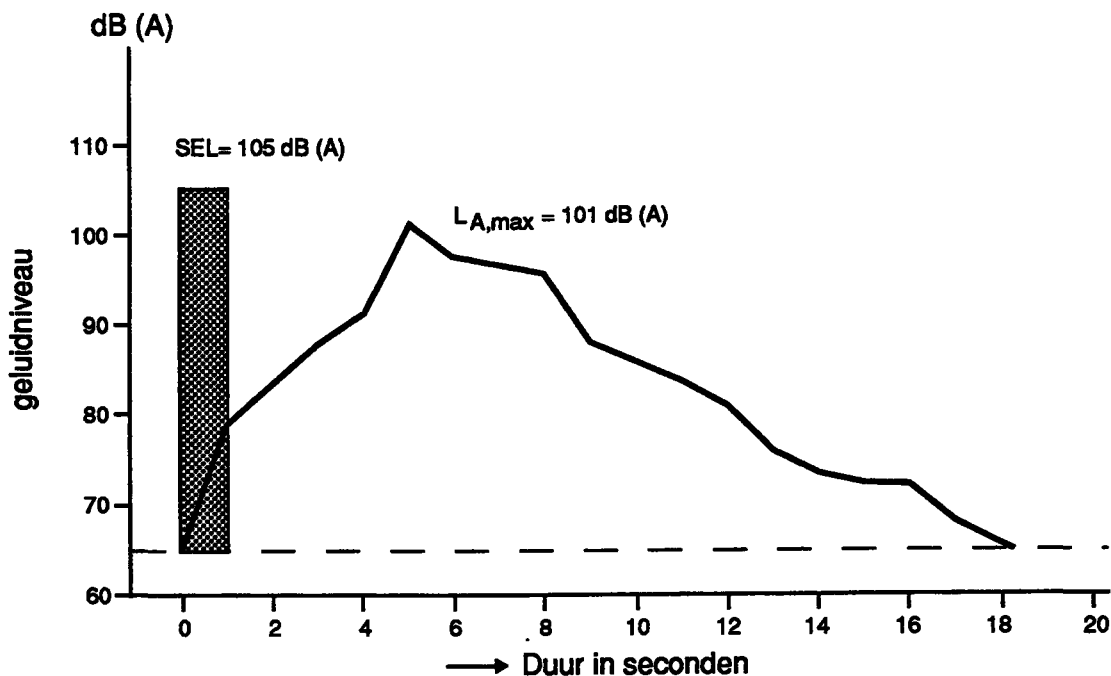
Het geluiddrukkniveau van een geluid drukt men uit in decibel (dB). Gewoonlijk wordt hiervoor het symbool L gebruikt. Het subjectieve kenmerk is luidheid.

Het A-gewogen geluiddrukkniveau (uitgedrukt in dB(A)), meestal kortweg geluidniveau genoemd, speelt een rol in een aantal voorschriften. De letter A duidt aan dat de bij de mens behorende gevoeligheid van het gehoor voor de frequentie in aanmerking is genomen. Het A-gewogen geluiddrukkniveau is rechtstreeks te meten met een geluidmeter met ingeschakeld A-filter.

Over het algemeen hebben we niet te maken met een constant geluidniveau, maar varieert het geluidniveau in de loop van de tijd, afhankelijk van de aan- of afwezigheid van geluidbronnen. In figuur 1.1 is het geluidniveau gegeven van een overvliegend vliegtuig. Bij nadering van het vliegtuig neemt het geluidniveau toe, bereikt een maximum en neemt daarna af. Voor de karakterisering van zulke geluidgebeurtenissen worden maten gebruikt als:

- het maximale geluidniveau ($L_{A,max}$). Dit is het maximale niveau dat gedurende de gebeurtenis optreedt, waarbij zo'n maximum bepaald wordt over in de akoestiek gestandaardiseerde tijden van 125 ms (stand F op een geluidmeter) en 1s (stand S). Welke tijd gekozen is, kan worden aangegeven met een F of S achter de A in $L_{A,max}$. Vaak wordt het maximale niveau het piekniveau genoemd, hoewel het piekniveau in de akoestiek een waarde is die over een veel kortere tijd (50 - 100 μ s) wordt bepaald en dan aangegeven wordt met L_{peak} ;
- het geluidblootstellingsniveau SEL (SEL: sound exposure level, of L_{Ax}). In de SEL waarde van een geluidgebeurtenis zijn alle gedurende de gebeurtenis optredende geluidniveaus verdisconteerd. Het is echter niet een 'gewoon' gemiddelde van de geluidniveaus over de tijd, maar het betreft een exponentiële middeling van de geluidniveaus over de tijd (zie de definities in bijlage A). Door deze vorm van middeling krijgen de hogere geluidniveaus meer gewicht dan de lagere. Om de SEL waarde te bepalen wordt het over de duur van de geluidgebeurtenis exponentieel gemiddelde geluidniveau vervolgens genormeerd naar één seconde. Op deze wijze wordt er voor gezorgd dat geluiden met dezelfde totale geluidenergie, maar met eventueel een verschillende duur, ook dezelfde SEL waarde hebben.

Figuur 1.1 Het geluidniveau van een overvliegend vliegtuig als functie van de tijd. Het maximale geluidniveau ($L_{A,max}$) en de SEL waarde van de overvlucht zijn eveneens in de figuur opgenomen.



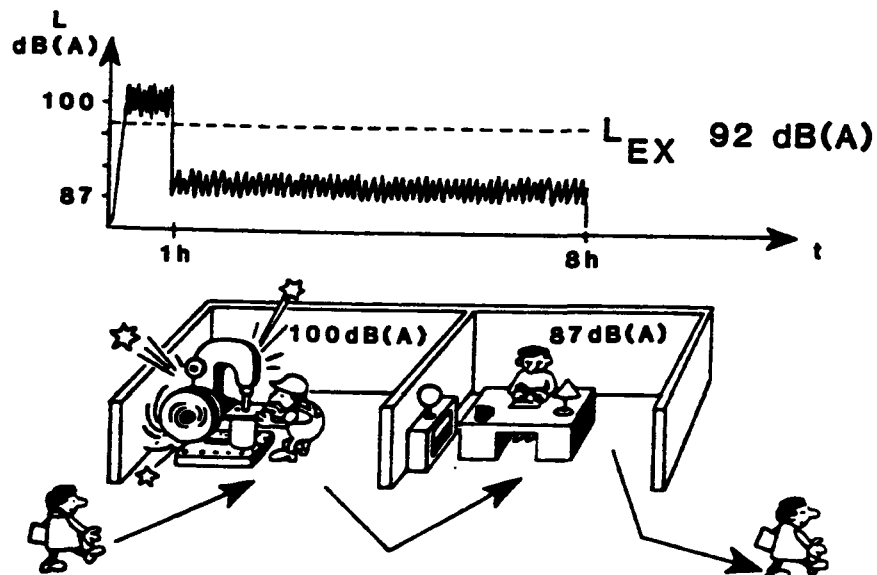
Om de geluidbelasting van mensen in hun woon- of werkomgeving te beschrijven worden geluidmaten gebruikt die maatgevend zijn voor langere blootstellingstijden. Zo'n maat is het equivalente geluidniveau gedurende een periode T^* , symbool $L_{Aeq,T}$; hierin zijn alle geluidniveaus gedurende die periode net zo verdisconteerd als bij de bepaling van de SEL waarde van een geïsoleerde geluidgebeurtenis. Voor blootstelling aan geluid op de werkplek en in de woonomgeving bepaalt men equivalente geluidniveaus die representatief zijn voor dagdelen of etmalen.

De grootheid $L_{EX,occ}$ (het lawaai-expositieniveau) vindt toepassing voor blootstelling op de werkplek. Deze grootheid is afgeleid van het equivalente geluidniveau gedurende een doorsneewerkdag waarbij de duur van de werkdag op acht uur gesteld is. In figuur 1.2 is een

* Het equivalente geluidniveau is per definitie dan ook iets anders dan het gemiddelde van de geluidniveaus gedurende de periode T, omdat de hogere geluidniveaus net als bij de bepaling van een SEL waarde meer gewicht krijgen dan de lagere geluidniveaus; zie bijlage A.

voorbeeld gegeven hoe het lawaai-expositieniveau over een werkdag bepaald wordt uit de op die dag optredende geluidniveaus.

Figuur 1.2 Het lawaai-expositieniveau van een werknemer die gedurende 7 uur in een equivalent geluidniveau van 87 dB(A) werkt en gedurende 1 uur in een equivalent geluidniveau van 100 dB(A). Het resultaat is een equivalent geluidniveau over 8 uur van 92 dB(A).



Voor blootstelling aan geluid in de woonomgeving kan men uit de L_{Aeq} -waarden voor specifieke gedeelten van een etmaal een gewogen combinatie bepalen met extra gewichten (straffactoren) voor waarden die 's avonds en 's nachts optreden. Zo'n maat, die men in veel andere landen hanteert, is L_{dn}^{**} . In die maat worden de geluidniveaus 's nachts met 10 dB(A) verhoogd.

De Wet geluidhinder specificceert blootstelling aan weg-, rail- en industrie-geluid in de woonomgeving met de L_{ctm} - waarde^{***}. L_{ctm} is de grootste van de volgende waarden: $L_{Aeq,07-19h}$, $L_{Aeq,19-23h} + 5$ en $L_{Aeq,23-07h} + 10$.

In Nederland wordt de blootstelling aan luchtverkeersgeluid gewoonlijk uitgedrukt in de grootheid B in Kosteneenheden (Ke). B wordt bepaald door de maximale geluidniveaus van overvliegende

** 'dn' is de afkorting van day/night (dag/nacht); respectievelijk 07 - 22 uur en 22 - 07 uur.

*** 'etm' is de afkorting van etmaal. Volgens de Wet geluidhinder is de waarnemingsperiode voor de bepaling van de etmaalwaarde één jaar.

vliegtuigen, het aantal vluchten en uiteenlopende straffactoren voor vluchten in de avond en in de nacht. Blootstelling aan geluid van de kleine luchtvaart drukt men uit in de grootte BKL in dB(A)^{****}. De BKL is net als L_{dn} een gewogen equivalent geluidniveau, waarbij ook nog rekening gehouden wordt met de verdeling van de waarden over de maanden.

Speciaal voor nachtelijk luchtverkeersgeluid rond grote vliegvelden zijn er in Nederland wettelijke voorschriften, die zijn vastgelegd in het kader van de Luchtvaartwet. In die voorschriften wordt de blootstelling aan geluid gedurende de nacht uitgedrukt in het equivalente geluidniveau van 23.00 tot 06.00 uur, binnenshuis gemeten en op jaarbasis bepaald. Deze periode wijkt dus af van de nachtperiode die in de Wet geluidhinder wordt gehanteerd (van 23.00 tot 7.00 uur). Voor de periode tussen 6.00 en 7.00 uur geldt wel dat aan vliegtuigbewegingen bepaalde restricties zijn opgelegd.

Onder bepaalde omstandigheden is er een zeker verband tussen de diverse geluidmaten. Bijvoorbeeld: voor geluid van snelwegverkeer of van drukke doorgaande straten in steden is het verschil tussen L_{dn} en L_{etm} meestal ongeveer 3 dB(A) ($L_{etm} = L_{dn} + 3$). Het verschil tussen het equivalente geluidniveau gedurende een etmaal ($L_{Aeq,24h}$) en L_{etm} is voor wegverkeersgeluid doorgaans circa 5 dB(A) ($L_{etm} = L_{Aeq,24h} + 5$).

Rond vliegvelden voor de burgerluchtvaart hangt de relatie tussen B en L_{etm} in eerste instantie af van de verdeling van de geluidgebeurtenissen overdag, 's avonds en 's nachts. In geval van een verdeling^{*****} 80% overdag, 15% 's avonds en 5% 's nachts is, voor B-waarden van ten minste ongeveer 30 Ke, L_{etm} (in dB(A)) ongeveer gelijk aan $0,5B + 45$. Deze benadering moet echter met de nodige omzichtigheid worden gehanteerd, omdat ze in gevallen die sterk afwijken van de situatie rond Schiphol niet behoeven te gelden.

In dit rapport wordt met betrekking tot blootstelling aan geluid de term 'waarnemingsniveau' voor een gezondheidseffect gebruikt. Dit niveau is gedefinieerd als het niveau waarvanaf in doorsnee populaties op basis van epidemiologisch onderzoek een effect op de gezondheid begint op te treden^{*****}. Verschillende gezondheidseffecten kunnen dus een verschillend waarnemingsniveau hebben. Zo is bijvoorbeeld van lawaai in de werkomgeving een lawaai-expositieniveau van 75

**** 'BKL' staat voor Belasting Kleine Luchtvaart.

***** Deze verdeling gold voor de Luchthaven Schiphol in 1992.

***** Bij de term 'waarnemingsniveau' gaat het dus om het waarnemen van gezondheidseffecten. Het begrip moet niet verward worden met het niveau waarbij geluid kan worden waargenomen (gehoord).

dB(A) het waarnemingsniveau voor het optreden van gehoorschade door geluid en 85 dB(A) dat voor een verhoging van de kans op hoge bloeddruk.

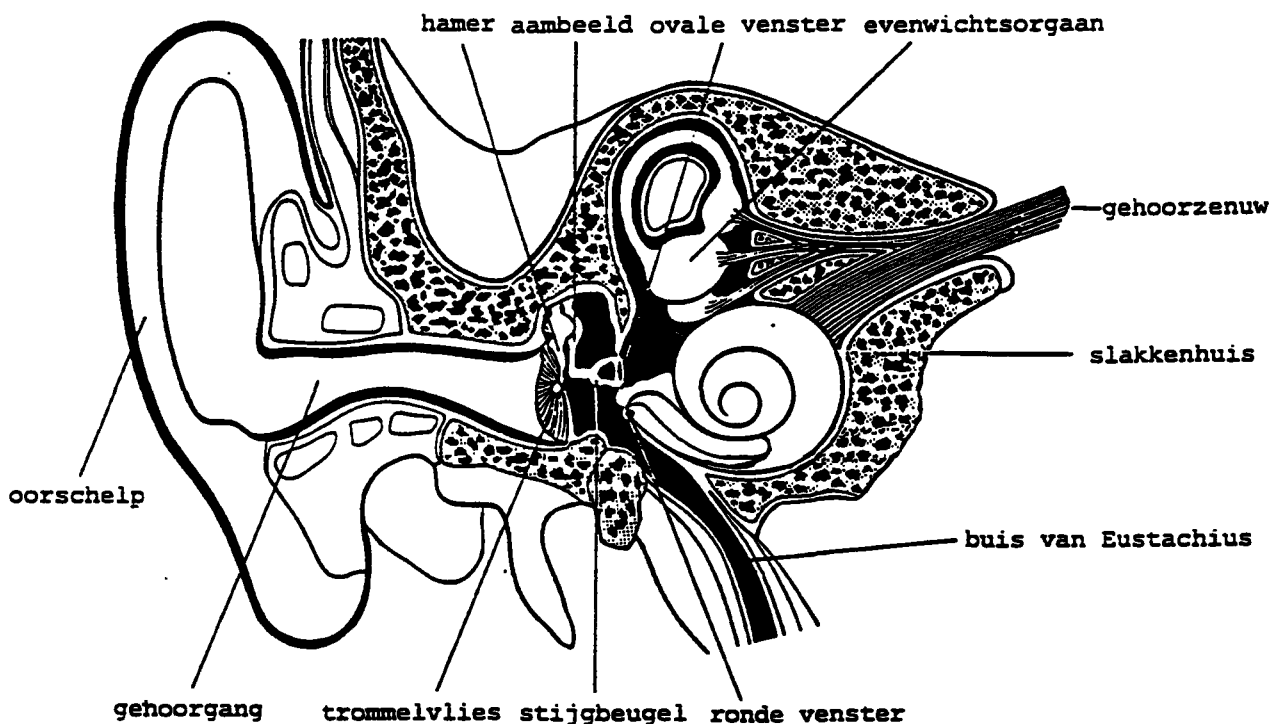
2. FYSIOLOGISCHE VERWERKING VAN GELUID DOOR DE MENS

2.1 Verwerking door het oor

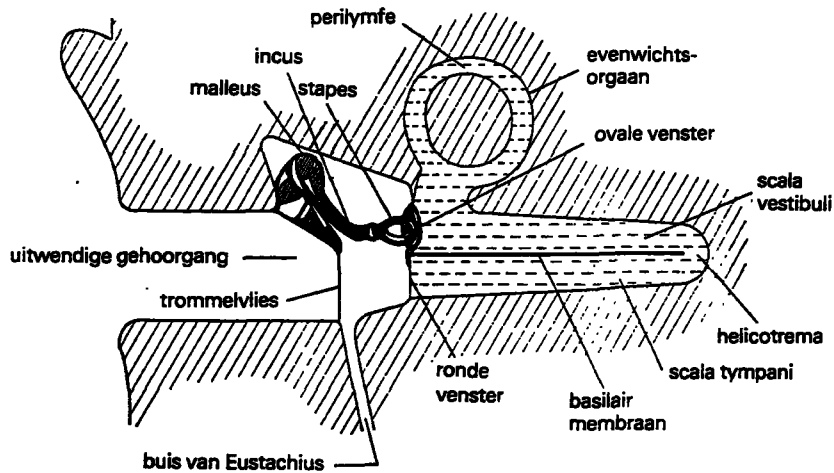
In het kort kan het horen van geluid als volgt worden voorgesteld. Geluid bereikt onze oorschelp (zie figuur 2.1). Via de uitwendige gehoorgang bereiken de geluidgolven het trommelvlies en brengen dit in trilling. Deze trillingen worden in het middenoor doorgegeven door trilling van een keten van gehoorbeentjes aan het binnenoor. Daar wordt het binnenkomende signaal omgezet in zwakke elektrische stroompjes, die via de gehoorzenuw vervolgens naar de hersenen worden geleid. Dan nemen we het geluid waar en interpreteren deze geluidwaarneming.

Aan deze simpele beschrijving van de geluidwaarneming zit meer vast. In feite is de geluidwaarneming een heel ingewikkeld proces, waarnaar nog steeds bij voortduring onderzoek wordt verricht. In het vervolg wordt gedetailleerder ingegaan op de hiervoor gegeven eenvoudige beschrijving. Daarbij is in figuur 2.2 het oor schematisch weergegeven, waarbij het slakkenhuis (cochlea) uitgerold is getekend.

Figuur 2.1 Het gehoororgaan.



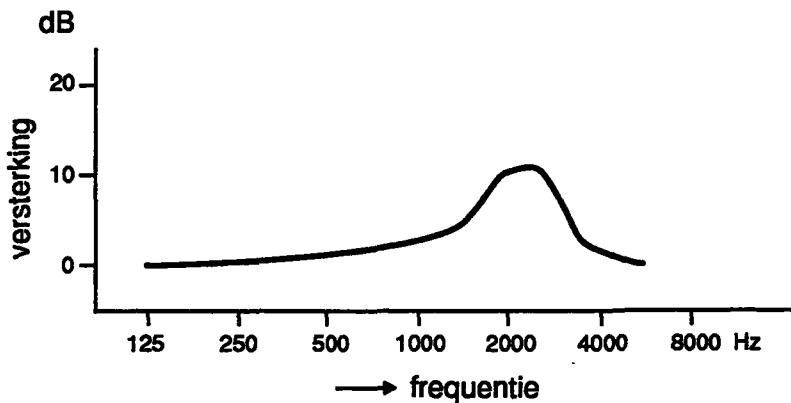
Figuur 2.2 Schema van het gehoororgaan met uitgerold slakkenhuis.



Het buitenoor

Dit gedeelte van het gehoor bestaat uit de oorschelp en de uitwendige gehoorgang.

Figuur 2.3 Versterking van geluid door het buitenoor (verschil tussen het geluidsniveau van een diffuus geluidsveld en het geluidsniveau vlak voor het trommelvlies).



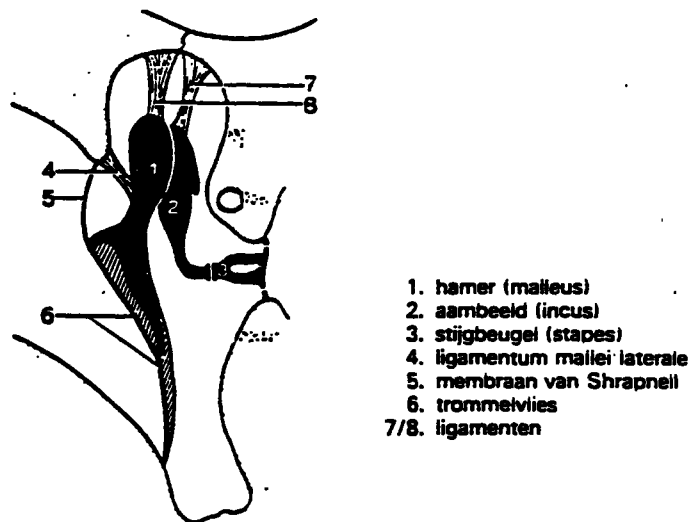
De oorschelp heeft een functie bij het richtinghoren. Omdat de uitwendige gehoorgang in principe net als een orgelpijp fungeert, treedt er resonantie op en wel bij frequenties in het gebied rond de 2500 Hz. Mede door deze resonantie treedt er een versterking van het geluid op van zo'n 10 tot 15 dB. Tevens fungeert de uitwendige gehoorgang als beschermer van het trommelvlies, vooral ten aanzien van mechanische beschadigingen.

Het middenoor

De middenoorholte is van het buitenoor afgesloten door het trommelvlies. Met de neus-keelholte is er een open verbinding via de buis van Eustachius. De middenoorholte bevat de keten van gehoorbeentjes bestaande uit hamer (malleus), aambeeld (incus) en stijgbeugel (stapes). De steel

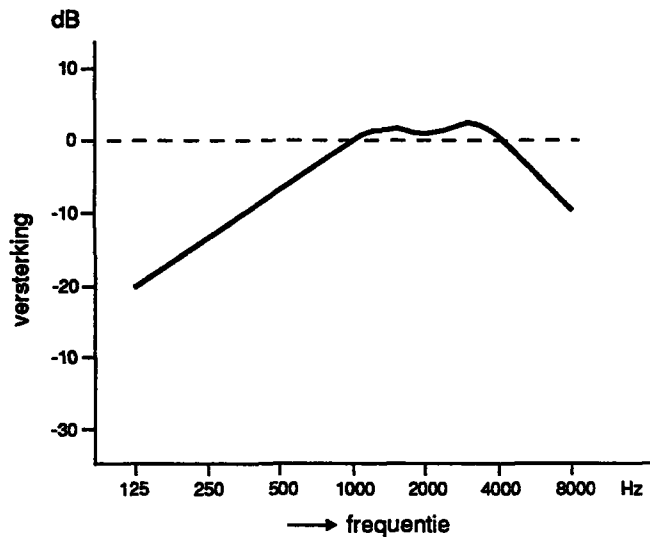
van de hamer ligt in het trommelvlies ingebed, zodat de door geluid veroorzaakte trillingen van het trommelvlies op de gehoorbeentjes kunnen worden overgebracht. De gehoorbeentjes kunnen ten opzichte van elkaar scharnieren (zie figuur 2.4). Ze zijn door bindweefselbanden met elkaar en met de wand van de middenoorholte verbonden. Aan de gehoorbeentjes zijn nog twee spiertjes gehecht: de musculus stapedius aan de stijgbeugel en de musculus tensor tympani aan de hamer. Deze spiertjes regelen mede de impedantie van de keten van gehoorbeentjes. De voetplaat van de stijgbeugel rust tegen het ovale venster, een vlies dat het middenoor van het binnenoor scheidt.

Figuur 2.4 Schematische voorstelling van de keten van gehoorbeentjes.



De belangrijkste functie van de keten van gehoorbeentjes is de mechanische impedantie-aanpassing zodat de trillingen van het trommelvlies optimaal aan de vloeistof die zich in het binnenoor bevindt worden doorgegeven. Door het verschil in oppervlak van trommelvlies (ongeveer 60 mm^2) en ovale venster (ongeveer 3 mm^2) en door de hefboomwerking van de gehoorbeentjes worden de trillingen van het trommelvlies versterkt naar het ovale venster overgebracht. Ook hier is sprake van een frequentie-afhankelijke versterking. De versterking door het middenoorsysteem ten opzichte van die versterking bij 1000 Hz is gegeven in figuur 2.5.

Figuur 2.5 Relatieve versterking van het middenoorsysteem.



De geluidversterking door het middenoor geldt slechts voor geluid met niveaus tot zo'n 80 dB(A). Daarboven kan de akoestische reflex in werking treden. Dat is een reflex waarbij de musculus stapedius contraheert waardoor de voetplaat van de stijgbeugel kantelt en zo de impedantie van het middenoorsysteem vergroot, waardoor er een verzwakking van de trillingen optreedt. Deze verzwakking is frequentie- en niveau-afhankelijk. Bij geluiden beneden 2000 Hz is bij 130 dB de verzwakking gemiddeld 30 dB, bij 120 dB 20 dB, bij 100 dB 10 dB, bij 90 dB zo'n 5 dB. De reflex heeft een latentietijd van gemiddeld 70 ms. De adaptatie bij een zeer constante geluidprikkel geschiedt snel (binnen een paar minuten), maar bij kleine wisselingen in frequentiesamenstelling en niveau van het geluid treedt de reflex steeds weer opnieuw op. De akoestische reflex treedt voornamelijk op bij geluiden beneden 2000 Hz.

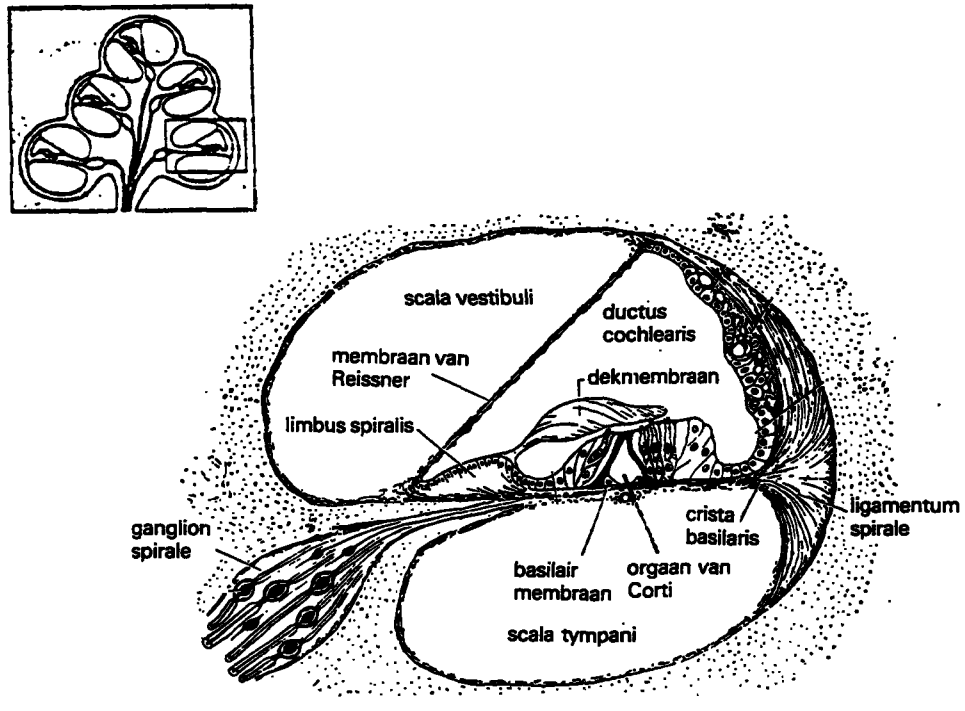
Naast een geleiding van trillingen via de keten van gehoorbeentjes kunnen de trillingen ook worden voortgeleid via het bot van de schedel (beengeleiding naar het binnenoor). De geleiding van geluidtrillingen via de schedel is ongeveer 40 dB minder effectief dan die via de keten van gehoorbeentjes.

Het binnenoor

Dit is in principe een spiraalsgewijze gebouwde kanaal (slakkenhuis, cochlea), dat verdeeld is in drie parallelle ruimten, te vergelijken met drie wenteltrappen: de scala vestibuli, de scala media en de scala tympani. De scala vestibuli en de scala tympani staan bovenin de cochlea met elkaar in verbinding en zijn gevuld met vloeistof (perilymfe). De scala vestibuli begint bij het ovale venster en de scala tympani eindigt bij het ronde venster. De scala media ligt tussen de beide andere

scala's in, is gevuld met endolymfe en is gescheiden van de scala tympani door de basilair membraan. In de scala media ligt op de basilair membraan het sensitieve deel van het gehoororgaan: het orgaan van Corti. Het orgaan van Corti bevindt zich over de gehele lengte van de basilair membraan en bestaat uit haarcellen die met hun haartjes in de zachte massa van de dekmembraan steken (zie figuur 2.6).

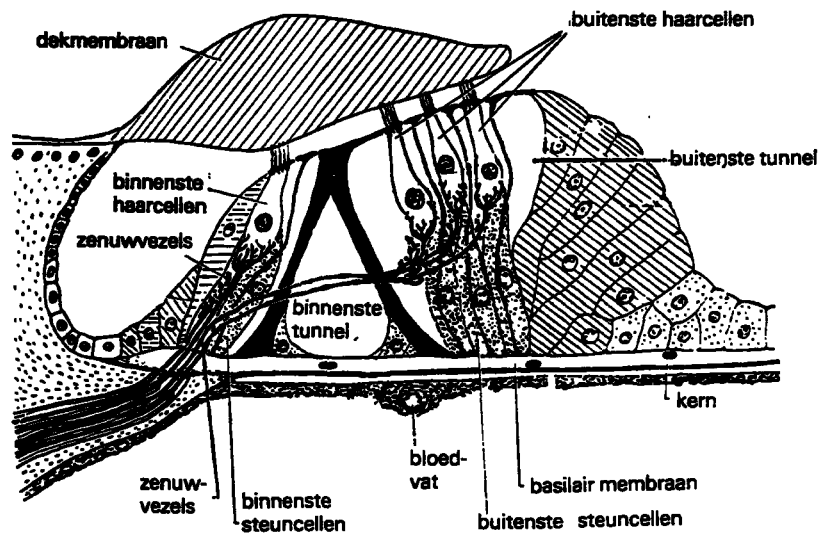
Figuur 2.6 Doorsnede van het slakkenhuis (linksboven) en het orgaan van Corti.



Er is één rij binnenste haarcellen en er zijn drie rijen buitenste haarcellen (zie figuur 2.7).

Als het ovale venster trilt, dan fungeert dit venster als een soort zuiger en brengt de vloeistof in de scala vestibuli en de scala tympani in beweging. Door deze vloeistofbewegingen wordt de basilair membraan in beweging gebracht. Deze beweging is te beschrijven als een lopende golf van de basis (vlakbij het ovale venster) naar de top, waarbij de amplitude van de golf toeneemt, een maximum bereikt en weer afneemt. Dit is voor te stellen als een golf die zich over het wateroppervlak verplaatst. In het gebied van het maximum van de lopende golf worden de haarcellen die op die plaats op de basilair membraan rusten, geprikkeld. Door deze prikkeling ontstaan zenuwimpulsen, die naar de hersenen worden geleid via de gehoorzenuw. In de hersenen wordt het binnengekomen signaal gedecodeerd en geïnterpreteerd.

Figuur 2.7 Schematische dwarsdoorsnede door het orgaan van Corti.



De mechanische eigenschappen van de basilaire membraan veranderen geleidelijk van de basis naar de top. Dit heeft tot gevolg dat voor geluidstrillingen met een hoge frequentie de bewegingsuitslag van de basilaire membraan maximaal is aan de basis en voor geluidstrillingen met een lage frequentie aan de top. Bij een samengesteld geluid heeft de basilaire membraan op diverse plaatsen een maximale uitwijking. Het geluid wordt op deze wijze door de basilaire membraan geanalyseerd (frequentie-analyse). De hersenen zijn in staat te differentiëren tussen de doorgezonden zenuwimpulsen en zodoende kan de mens onderscheid maken tussen hoge en lage frequenties.

Niet alle haarcellen in het orgaan van Corti zijn gelijk. Er zijn haarcellen die reeds bij juist hoorbare tonen van de geschikte frequentie worden geprikkeld. Er zijn ook haarcellen die slechts worden geprikkeld als de tonen zeer luid zijn. Er wordt dan gezegd dat deze haarcellen verschillen in prikkelrempel. Door deze verschillen kan de sterkte van een toon worden waargenomen. Naarmate de toon sterker is, wordt de maximale uitslag van de basilaire membraan groter en worden er meer haarcellen geprikkeld, ook degene met een hoge prikkelrempel. De hersenen zijn vervolgens weer in staat om het binnengekomen signaal te decoderen en zodoende onderscheid te maken tussen harde en zachte geluiden.

Als iemand gedurende langere tijd aan lawaai blootstaat, kan er op den duur gehoorschade door ontstaan. Deze is gelokaliseerd in het orgaan van Corti. Door de voortdurende activiteit van de

haarcellen bij de verwerking van geluidprikkelers ontstaat er een tekort aan bepaalde stoffen in de haarcellen en sterven ze op de duur af. Ze zijn dan niet meer in staat om prikkelers naar de hersenen door te geven. Allereerst sterven de haarcellen af die een lage prikkelersdrempel hebben en vervolgens de cellen met een hogere prikkelersdrempel. Dat heeft tot gevolg dat iemand die gehoorschade door lawaai heeft opgelopen, zachte geluiden van bepaalde frequenties niet hoort, maar een hard geluid op volle sterkte waarneemt. Dit verschijnsel heet recruitment of regressie. Recruitment is een van de redenen waarom gehoorschade door lawaai niet simpel gecorrigeerd kan worden met een eenvoudig hoortoestel. Immers, een eenvoudige niveau-onafhankelijke versterking van (elk) geluid door zo'n hoortoestel maakt dat harde geluiden als oorverdovend overkomen.

Bij blootstelling aan zeer harde geluiden (b.v. van knallend vuurwerk, van explosies of van het afschieten van een pistool of geweer) kan het voorkomen dat er een plotselinge ernstige gehoorbeschadiging optreedt doordat het trommelvlies scheurt, de keten van gehoorbeentjes wordt onderbroken en/of de basilair membraan scheurt waardoor de transmissie van de geluidprikkelers ernstig belemmerd wordt.

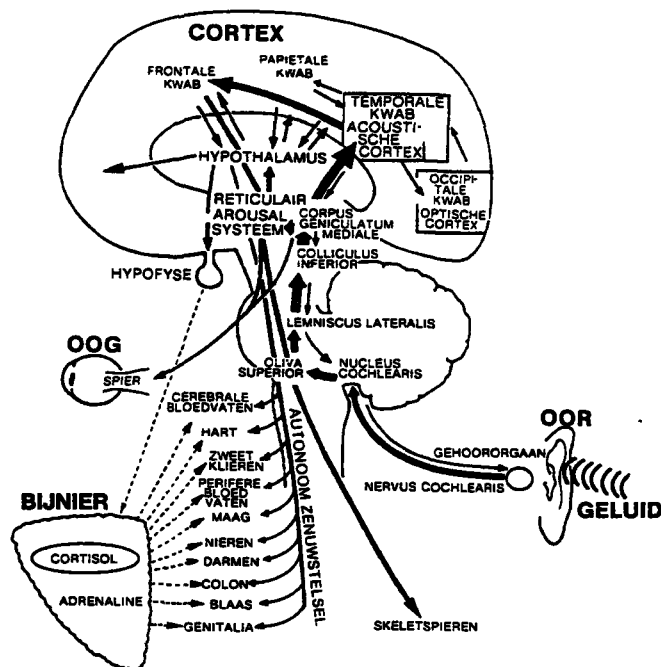
2.2 Verdere verwerking

Bij de geluidwaarneming en de reacties op geluid door de mens zijn niet alleen het gehoororgaan en de hersenen betrokken, maar ook andere delen van het lichaam. Zoals reeds is uiteengezet, worden de van buiten komende geluiden door het gehoororgaan omgezet in zenuwprikkelers die via de gehoorzenuw worden doorgegeven naar de cortex (en wel naar de akoestische cortex in de temporale kwab). Dit cortexgebied is verbonden met cortexgebieden die informatie ontvangen van andere zintuigen. Van groot belang voor het functioneren van de mens is dat het gehoororgaan via de gehoorzenuw ook rechtstreeks in verbinding staat met het reticulair arousal-systeem (RAS), het centrum van waaruit alle autonome functies worden geregeld en gecoördineerd. De activering van dit systeem heeft over het algemeen een toeneming van de alertheid tot gevolg. Van het reticulair arousal-systeem gaan stimuli naar het autonome zenuwstelsel (in de hypothalamus). Dit autonome zenuwstelsel, bestaande uit een sympatisch en para-sympatisch deel, beïnvloedt een groot aantal functies en organen, die bijvoorbeeld de bloedcirculatie en de ademhaling regelen. Ook is er een regelketen waardoor via hormonen in het bloed indirect het bijniemerg wordt geactiveerd, zodat adrenaline-uitscheiding in het bloed door het bijniemerg plaatsvindt. Van het RAS gaan via de hypothalamus signalen naar de hypofyse, zodat de bijnierschors gestimuleerd wordt tot productie

van cortisol. Tevens gaan er van het RAS signalen naar het limbische systeem, dat emoties en stemmingen beïnvloedt. Een bijzondere route voor prikkels vanuit het gehoororgaan loopt naar zenuwbanen in de hersenstam, zodat bepaalde motorische reflexen door geluid kunnen optreden, zoals bijvoorbeeld de schrikreflex. Het gehele beschreven systeem is er voor verantwoordelijk dat de mens in staat van 'paraatheid' wordt gebracht en adequaat kan reageren op van buiten komende geluidsignalen.

In figuur 2.8 is een en ander schematisch weergegeven.

Figuur 2.8 Fysiologische verwerking van geluid door de mens (Bron: Van Dijk, 1984).



3. AUDITIEVE EFFECTEN

3.1 Inleiding

Onder auditieve effecten worden verstaan de effecten die geluid op het gehoororgaan zelf heeft. Dat zijn gehoorbeschadiging en oorsuizen (tinnitus). Onder gehoorbeschadiging (gehoorverlies) wordt verstaan een vermindering van de gehoorscherpthe. Zoals reeds in het vorige hoofdstuk is uiteengezet is gehoorschade door lawaai gelokaliseerd in het binnenoor, waarbij haarcellen zijn vernietigd. Oorsuizen komt ten gevolge van een overprikkeling van de haarcellen, waarbij er niet alleen tijdens maar ook na de blootstelling aan lawaai impulsen naar de hersenen worden gezonden die geïnterpreteerd worden als een gesis.

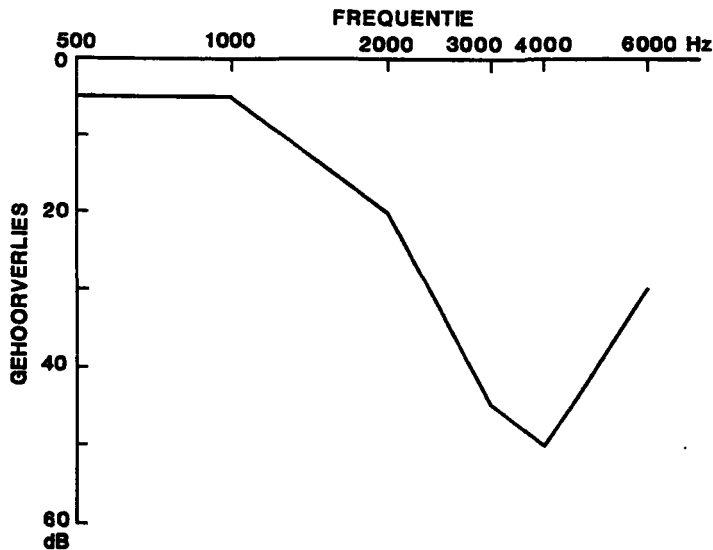
In het volgende wordt allereerst gehoorschade door lawaai behandeld en vervolgens wordt enige aandacht geschonken aan oorsuizen.

3.2 Gehoorschade door lawaai

3.2.1 Gehoorbeschadiging

Met behulp van een audiometer (audio=horen) kan worden bepaald of iemands gehoorscherpthe is afgenomen, dat wil zeggen of iemand een gehoorbeschadiging heeft opgelopen. Daartoe neemt men van de betreffende persoon een audiogram op, door hem via de koptelefoon van de audiometer in een stille ruimte tonen van een aantal verschillende frequenties en met verschillende niveaus te laten horen, voor elk oor afzonderlijk. Bij de diverse frequenties wordt bepaald welk niveau door de persoon nog net gehoord kan worden. Deze niveaus, uiteengezet als functie van de frequentie, leveren tezamen een audiogram. In figuur 3.1 is het audiogram weergegeven van een jonge werknemer die een jaar of tien in een hoog lawaai-expositieniveau heeft gewerkt.

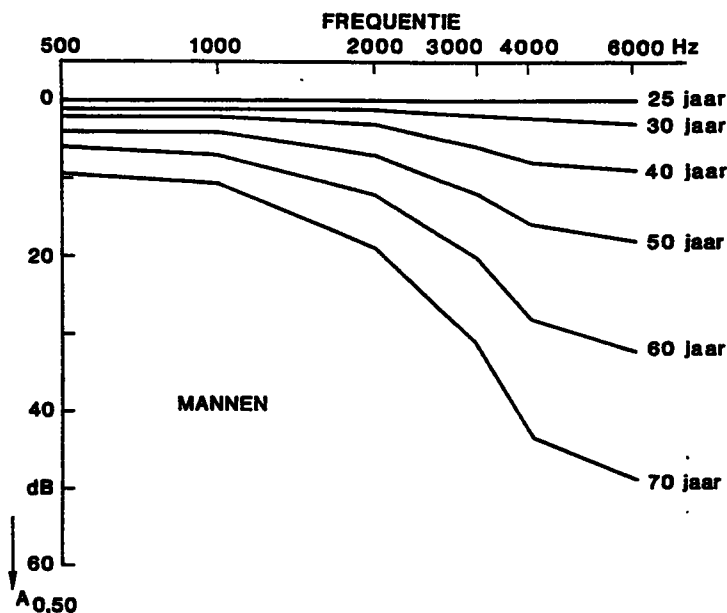
Figuur 3.1 Audiogram.



Gehoerverlies kan door verscheidene oorzaken ontstaan, bijvoorbeeld door het werken in hoge geluidniveaus en door bepaalde ziekten, ongevallen, erfelijke factoren en medicijnen. Ook met het vorderen der jaren neemt de gehoorscherpthe af. Dit is een zeer geleidelijke proces en begint gemiddeld rond het dertigste levensjaar. In figuur 3.2 zijn de mediane ouderdomsgehoerverliezen ($A_{0,50}$) gegeven van groepen mannen. Deze waarden zijn overgenomen uit ISO 7029 (1984). De mediane waarde van een aantal waarnemingen is gedefinieerd als de waarde waarboven juist 50% van de waarnemingen ligt. In het betrokken vakgebied wordt de mediane waarde aangegeven volgens de overeenkomstige fractie: 0,50.

Uit figuur 3.2 blijkt dat het normale ouderdomsgehoerverlies begint met het afnemen van de gehoorscherpthe bij de hoogste frequenties en dat, naarmate men ouder wordt, ook de gehoorscherpthe vermindert bij de lagere frequenties. Vrouwen hebben gemiddeld een beter gehoor dan hun mannelijke leeftijdgenoten. De waarden in figuur 3.2 hebben betrekking op geselecteerde groepen mannen, dat wil zeggen mannen die tijdens hun werk niet aan hoge geluidniveaus hebben blootgestaan en waarbij ook geen andere oorzaken van gehoerverlies anders dan fysiologische veroudering bekend zijn.

Figuur 3.2 Het mediane ouderdomsgehoorverlies als functie van de frequentie, met de gemiddelde leeftijd van de groep mannen als parameter (Bron: ISO 7029, 1984).



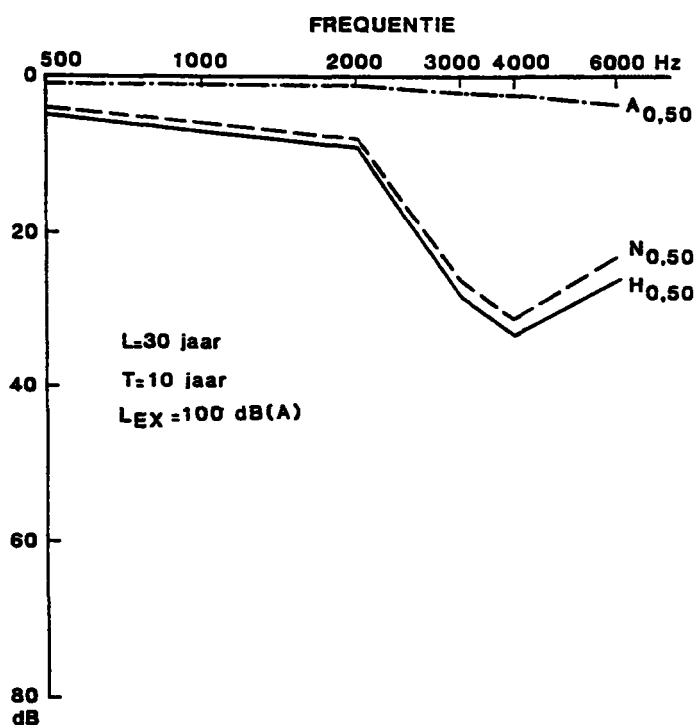
3.2.2 Gehoorverlies door lawaai op de arbeidsplaats

Met betrekking tot groepen mensen die op hun arbeidsplaats in lawaai werken zijn relaties opgesteld tussen lawaai en gehoorschade die door het werken in lawaai wordt veroorzaakt. Deze relaties zijn gegeven in ISO 1999 (1990). Het lawaai wordt daarbij uitgedrukt in het lawaai-expositieniveau, d.w.z. het equivalente geluidniveau waaraan de werknemers gedurende een representatieve werkdag zijn geëxponeerd. In zo'n representatieve werkdag zijn alle relevante exposities aan lawaai evenredig verdisconteerd. Er wordt van uit gegaan dat de werkdag bestaat uit 8 werkuren. In ISO 1999 zijn relaties gegeven tussen de door blootstelling aan lawaai veroorzaakte gehoorschade (N) bij de frequenties 500, 1000, 2000, 3000, 4000 en 6000 Hz en het lawaai-expositieniveau voor groepen werknemers die gedurende een aantal jaren (tussen één en veertig jaar) in lawaai werken. Bij de frequentie 4000 Hz is het gehoorverlies door lawaai het grootst, terwijl bij 3000 en 6000 Hz de gehoorschade iets geringer is. Dit is in figuur 3.3 gedemonstreerd voor een groep mannen die 10 jaar in een lawaai-expositieniveau van 100 dB(A) hebben gewerkt. Daarbij wordt verondersteld dat hun gemiddelde leeftijd 30 jaar is. Het mediane normale ouderdomsverlies (de curve A_{0,50}) is eveneens in de figuur opgenomen. De mediane gehoordrempel (H_{0,50}) is het gevolg van het gecombineerde effect van lawaai en leeftijd. Dit gecombineerde effect

is niet geheel gelijk aan de som van de twee afzonderlijke effecten ***** . Dat wordt duidelijk als deze effecten worden beschouwd voor een groep mannen die 40 jaar in een lawaai-expositieniveau van 100 dB(A) hebben gewerkt en gemiddeld 60 jaar oud zijn (zie figuur 3.4).

In ISO 1999 worden ook gehoorverliezen door lawaai gegeven voor andere percentielen dan 50 (de mediane waarde). Daaruit kunnen de verdelingen van de gehoordrempels worden afgeleid. In figuur 3.5 is een resultaat gegeven, en wel voor een groep mannen van 60 jaar oud, die 40 jaar in een lawaai-expositieniveau van 100 dB(A) hebben gewerkt.

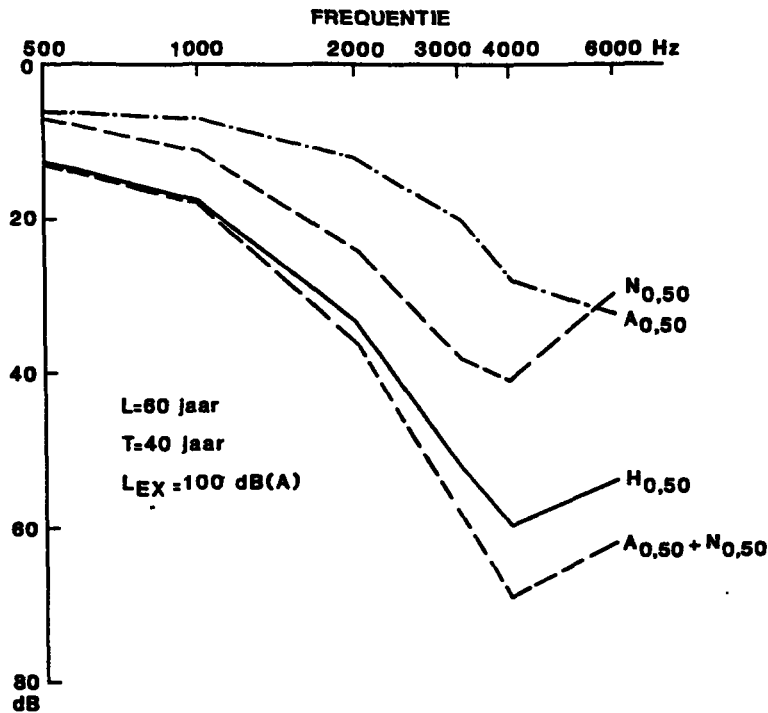
Figuur 3.3 Voor groepen mannen, die gemiddeld 30 jaar oud zijn en 10 jaar in een lawaai-expositieniveau van 100 dB(A) hebben gewerkt, de mediane waarden van het normale ouderdomsgehoorverlies A, van het lawaai-effect N en van het gecombineerde effect H (Bron: ISO 1999, 1990).



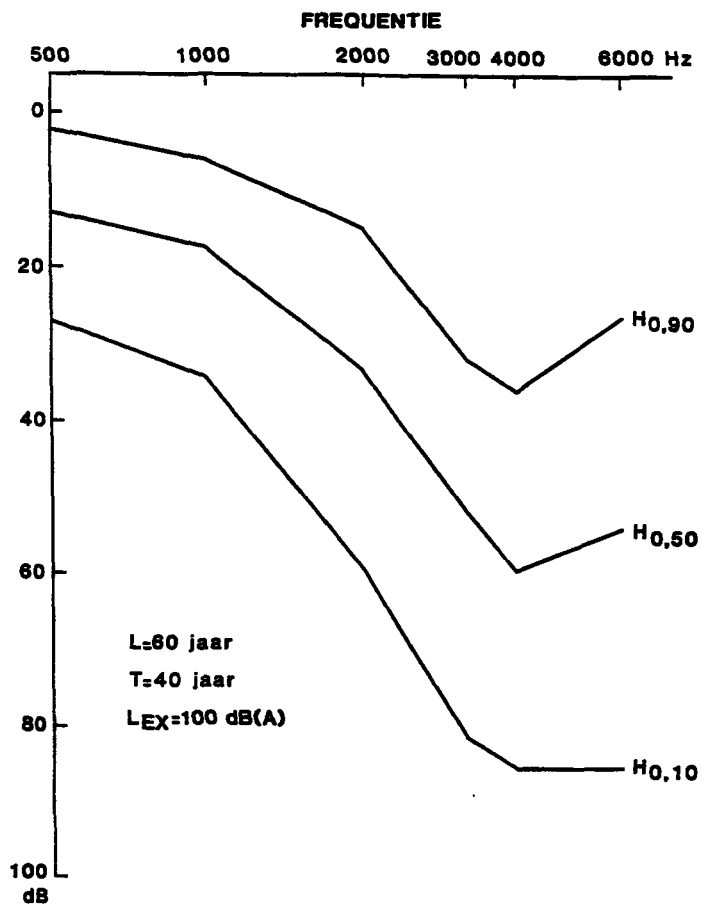
***** Volgens ISO 1999 (1990) geldt dat $H = A + N - A \cdot N / 120$ (in dB), waarbij de waarden van H, A, en N bij dezelfde fractie horen, bijvoorbeeld:

$$H_{0,50} = A_{0,50} + N_{0,50} - A_{0,50} \cdot N_{0,50} / 120.$$

Figuur 3.4 Voor groepen mannen, die gemiddeld 60 jaar oud zijn en 40 jaar in een lawaai-expositieniveau van 100 dB(A) hebben gewerkt, de mediane waarden van het normale ouderdomsgehoorverlies A, van het lawaai-effect N en van het gecombineerde effect H (Bron: ISO 1999, 1990).



Figuur 3.5 De gehoordrempels van een groep mannen die gemiddeld 60 jaar oud zijn en 40 jaar in een lawaai-expositieniveau van 100 dB(A) hebben gewerkt. Het betreft de gehoordrempels die juist worden overschreden door 10% (onderste curve), 50% (middelste curve) en 90% (bovenste curve) van de waarden (Afgeleid uit ISO 1999, 1990).



3.2.3 Waarnemingsniveau van gehoorschade door lawaai

Uit de in ISO 1999 gegeven relaties blijkt dat gehoorschade door lawaai begint op te treden vanaf een lawaai-expositieniveau van 75 dB(A) over een werkdag van 8 uur. Een beroepsjaar kan daarbij gelijk gesteld worden aan 2000 werkuren. Het is aannemelijk gemaakt (Passchier-Vermeer, 1993d) dat met het oog op het ontstaan van gehoorschade door lawaai een geluidbelasting met een equivalent geluidniveau van 70 dB(A) gedurende alle etmalen van een jaar overeenkomt met een beroepsmatige geluidbelasting met een lawaai-expositieniveau van 75 dB(A) gedurende alle werkdagen. Dat betekent dus dat een equivalent geluidniveau van 70 dB(A) over een etmaal het waarnemingsniveau van gehoorschade door lawaai is.

3.2.4 Gehoorschade bij jongeren door blootstelling aan geluid

Dat het gehoor van mensen die tijdens hun werk aan lawaai blootstaan door die exposities wordt beschadigd is reeds lang zoals hiervoor beschreven een bewezen feit. De vraag is of ook buiten het werkmilieu gehoorschade ontstaat bij groepen mensen, zoals bijvoorbeeld jongeren. Deze vraag lijkt tegenwoordig zeer gerechtvaardigd. De hedendaagse jeugd staat immers bloot (en stelt zichzelf bloot!) aan velerlei geluid: popmuziek en het geluid van bromfietsen zijn voor de hand liggende voorbeelden. Het zijn bovendien voorbeelden van geluid van 'nieuwe' bronnen; 30 jaar geleden bestonden deze bronnen niet of kwamen jongeren er niet of nauwelijks mee in aanraking.

Op verzoek van de Gezondheidsraad is een achtergrondstudie (Passchier-Vermeer, 1989) verricht om de vraag te beantwoorden of al dat geluid schade toebrengt aan het gehoor van jongeren (met leeftijden van zo'n 12 tot 25 jaar). Aan de hand van de Nederlandse en internationale wetenschappelijke literatuur is nagegaan om welke luidruchtige activiteiten het ging en met welke geluidniveaus dergelijke activiteiten gepaard gingen. In tabel 3.1 is een globaal overzicht gegeven van de geluidniveaus waaraan jongeren in de jaren tachtig zijn blootgesteld. De getallen geven de hoogten van de equivalente geluidniveaus in dB(A) tijdens de activiteiten weer. In de tabel zijn de gegevens over knallend vuurwerk en schieten/jagen niet opgenomen. In de tabel is ook aangegeven hoe vaak jongeren gemiddeld aan een bepaalde bron van geluid waren blootgesteld. Naast die gemiddelde blootstelling per dag, per week, per maand of per jaar is ook het totaal aantal jaren van blootstelling van belang. Het bleek dat informatie daarover veelal ontbrak, behalve in geval van het luisteren naar popmuziek. In de jaren tachtig ging de Nederlandse jeugd gemiddeld over een

periode van 7 jaar naar popconcerten en van 6 jaar naar discotheken en er werd gemiddeld gedurende 6 jaar met hoofdtelefoons naar popmuziek geluisterd.

De vraag daarbij was of dergelijke exposities ook gehoorschade teweegbrengen. Het is aannemelijk gemaakt dat ook voor de exposities van jongeren het model uit ISO 1999 gehanteerd mag worden. Op basis daarvan is in de laatste kolom van tabel 3.1 aangegeven of de activiteit al dan niet gehoorschade veroorzaakt als de activiteit gedurende de genoemde tijdsduur wordt uitgevoerd.

Tabel 3.1 Samenvatting van de gegevens over blootstelling van jongeren aan diverse geluidbronnen bij diverse activiteiten. Het betreffen globale cijfers afkomstig uit onderzoek in de jaren tachtig. In de laatste kolom is opgenomen of de activiteit al dan niet gehoorschade bij jongeren veroorzaakt (+ betekent dat er mogelijk gehoorschade door geluid optreedt; deze gehoorschade is niet voor elke activiteit te schatten vanwege het ontbreken van blootstellingstijden; - betekent dat de geluidbelasting geen gehoorschade door geluid veroorzaakt als deze belasting geïsoleerd voorkomt; als er geen teken of getal is ingevuld, ontbreken voldoende gegevens over de blootstellingstijd om tot een conclusie te komen) (Bron: Passchier-Vermeer, 1989).

activiteit/geluidbron	equivalent geluidniveau (in dB(A))	gemiddelde blootstelling korte termijn	activiteit veroorzaakt gehoorschade
bezoek popconcert	100 - 110	4 x per jaar	+
bezoek discotheek	88 - 104	3 uur/week	+
gebruik hoofdtelefoons	83 ± 10*	4,3 uur/week	+
spelen in popgroep	100 - 110	18 x per jaar***	+
spelen klassieke muziek	tot 99	-	-
bezoeken klassieke concerten	79**	< 1 x per maand	-
verblijf in arcades	90	-	-
gebruik modelvliegtuigen	104 - 100	-	-
schieten/jagen	130 - 173 [^]	-	+
bezoeken auto/motorraces	90 - 100	-	-
verblijf in sportruimten	-	-	-
vervoermiddelen:			
personenauto	57 - 75	3 - 4 uur/week	-
autobussen	65 - 79	3 - 4 uur/week	-
motoren	63 - 120 ^{^^}	3 - 4 uur/week	+
bromfietsen	63 - 92 ^{^^}	3 - 4 uur/week	+ ^{^^}
vliegtuigen	70 - 90	-	-
trams	69 - 77	3 - 4 uur/week	-
speedboten	92 - 99	-	-

* standaarddeviatie

** tijdens zeer luide stukken/passages maxima van 82 - 100 dB(A), gemiddeld 79 dB(A)

*** geldt voor het spelen in popgroepen als vrijetijdsbesteding en niet voor zuiver professionele bands

[^] geen equivalent niveau, maar piekniveau

^{^^} afhankelijk van snelheid

^{^^^} gehoorschade is bij intensief (12 uur/week) schadelijk en wellicht nog niet bij 3 - 4 uur/week

Volgens de schattingen uit 1989 kunnen het bezoeken van popconcerten, het bezoeken van discotheken en het luisteren naar popmuziek met hoofdtelefoons op den duur tot gehoorschade leiden. Dat geldt ook voor het spelen in een popgroep. Ook motoren kunnen volgens deze schattingen de oorzaak zijn van gehoorschade door geluid, zowel bij meer (12 uur per week) als bij minder (4 uur per week) intensief gebruik. Het 4 uur per week rijden op een bromfiets is net niet

schadelijk voor het gehoor; intensief gebruik van dit vervoermiddel (12 uur per week) kan wel gehoorschade geven. Daarbij is er van uitgegaan dat het berijden van een motor of motorfiets gemiddeld gedurende 5 tot 10 jaar gebeurt. Andere activiteiten die gehoorverlies zouden kunnen geven, zijn het gebruik van modelvliegtuigen en het geregeld bezoeken van auto- en motorraces. Dat geldt wellicht ook voor het verblijven in luidruchtige hallen met speelautomaten en het spelen van klassieke muziek. Over deze laatste activiteiten kon echter geen conclusie getrokken worden, omdat de gegevens over de blootstelling zowel op korte als op lange termijn ontbraken.

In de achtergrondstudie van 1993 (Passchier-Vermeer, 1993) zijn de gegevens uit de achtergrondstudie van 1989 overgenomen met een aanpassing met betrekking tot de blootstelling aan popmuziek via walkman's. Er wordt gesteld dat het gebruik van walkman's gedurende de laatste jaren sterk is toegenomen: van 20% gebruikers van deze toestellen onder de jeugd in 1980 tot 50% bij dezelfde leeftijdscategorie in 1990. In het betreffende advies (GR, 1994) worden de volgende schattingen gegeven over de mate waarin gehoorschade in het kader van popmuziek voorkomt:

- . 5% van de 2,5 miljoen jongeren tussen 15 en 25 jaar heeft door het spelen in een popgroep een gehoorschade opgelopen van 5 tot 10 dB (gemiddeld over 2000 en 4000 Hz);
- . 15% van dezelfde populatie jongeren heeft een gehoorverlies van 2 tot 3 dB door het beluisteren van popmuziek in discotheken en bij popconcerten;
- . respectievelijk 5% en 0,5% van hen heeft door het luisteren naar popmuziek met walkman's een gehoorverlies van 10 tot 15 dB, respectievelijk van meer dan 15 dB.

3.2.5 Geluidgevoeligheid en gehoorschade bij kinderen door blootstelling aan geluid

Niet alleen bij jongeren, maar ook bij de jongsten zoals baby's en kleuters is er in principe kans op gehoorschade door geluid (Axelsson, 1985, 1991, 1993). Of er bij hen gehoorschade door geluid optreedt, hangt mede af van het antwoord op de volgende twee vragen:

- zijn baby's en kinderen even gevoelig, meer of minder gevoelig voor het ontstaan van gehoorschade door harde geluiden dan volwassenen?
- aan welke geluidbronnen staan baby's en kinderen bloot en hoeveel geluid maken deze bronnen?

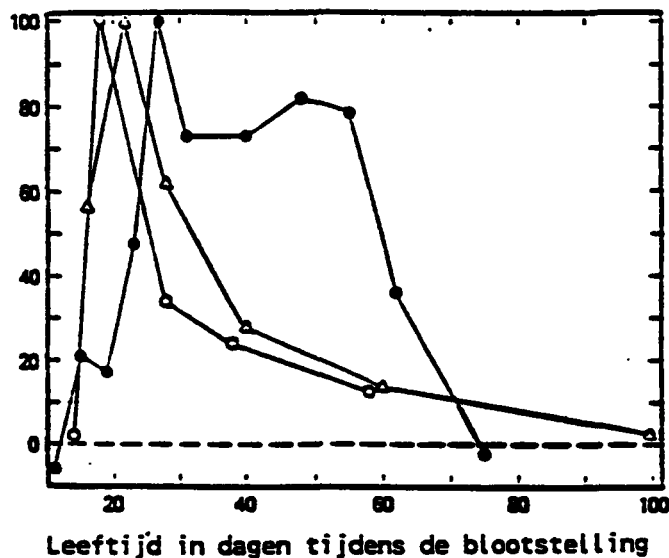
Op deze vragen wordt in het volgende nader ingegaan. Voor meer details wordt verwezen naar Passchier-Vermeer (1991).

Omdat het volstrekt onverantwoord is om met baby's, kinderen of volwassenen experimenten uit te voeren waarbij permanente gehoorschade aan hen wordt toegebracht, heeft men zijn toevlucht gezocht in proefnemingen met pasgeboren, jonge en volwassen dieren die een gehoor hebben dat vergelijkbaar is met dat van de mens (bijvoorbeeld de kat, hamster, muis, rat). Die experimenten gaan in principe als volgt in hun werk. De dieren worden in het laboratorium blootgesteld aan geluid en na afloop van de blootstelling wordt over het algemeen op twee manieren nagegaan of er in het binnenoor iets is veranderd. In het eerste geval wordt het binnenoor verwijderd en wordt er met behulp van een microscoop vastgesteld welk deel van de haarcellen kapot, veranderd of beschadigd is. In het tweede geval wordt bij het niet verwijderde oor de reactie op geluidprikkelers vastgesteld door middel van het meten van de elektrische signaaltes die al dan niet door binnenoor of gehoorzenuw worden geproduceerd als reactie op de geluidprikkelers.

Wat blijkt er nu uit die experimenten met jonge en volwassen dieren? Over het algemeen maken de onderzocht jonge dieren (kat, hamster, muis, rat) een periode door met een sterk verhoogde gevoeligheid voor het ontstaan van permanente gehoorschade door blootstelling aan geluid. Uit figuur 3.6 kan dat worden gezien voor jonge muizen, hamsters en ratten. In deze dieren komt de periode van maximale gevoeligheid overeen met de periode waarin het binnenoor haar laatste stadium van ontwikkeling doormaakt. Bij deze dieren is het binnenoor onder normale omstandigheden overigens nog niet geheel ontwikkeld tijdens de geboorte. Bij mensenkinderen is dat wel het geval. Als zo'n periode van maximale gevoeligheid ook zou optreden bij mensenbaby's, dan zou deze periode bij normaal verloop van de zwangerschap 5 tot 8 weken voor de geboorte liggen. Dus, als deze generalisatie juist is, dan zou dat gevolgen kunnen hebben voor het eventuele ontstaan van gehoorschade bij baby's die (veel) te vroeg geboren worden. Daar komt nog bij dat deze te vroeg geboren baby's nogal eens geruime tijd in een lawaaige couveuse komen te liggen. Het is dan ook zeker zaak om couveuses zo stil mogelijk te laten functioneren. Gelukkig mag gesteld worden dat bij de productie van de nieuwere typen couveuses van mogelijkheden tot lawaaibestrijding gebruik gemaakt is. In paragraaf 4.4 wordt ingegaan op de rol van geluid tijdens de zwangerschap.

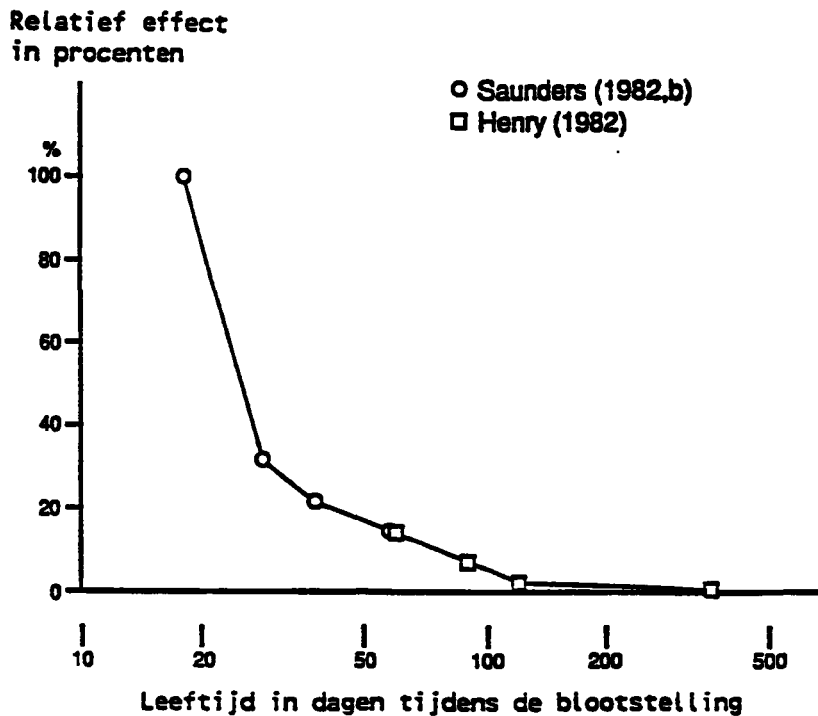
Figuur 3.6 De gevoeligheid voor het ontstaan van gehoorschade door lawaai in drie diersoorten: muizen (open cirkels), hamsters (gesloten circels) en ratten (open driehoekjes). De door blootstelling aan lawaai veroorzaakte maximale gehoorschade op een bepaalde leeftijd is gelijk gesteld aan 100 en de overige waarden zijn relatief daarvan berekend.

**Relatief effect
in procenten**



Maar, niet alleen treedt er bij jonge dieren een periode van maximale gevoeligheid voor het ontstaan van gehoorschade door lawaai op, ook daarna is er nog sprake van een verhoogde gevoeligheid ten opzichte van volwassen dieren. Dat is in figuur 3.7 gedemonstreerd voor de muis. Een muizenleeftijd van 60 dagen correspondeert met het einde van de puberteit en een muizenleeftijd van 360 dagen met het eind van de middelbare leeftijd. Met het oog op de gevoeligheid van mensenkinderen zou dus met name de gevoeligheid van de muizen tussen 20 en 60 dagen relevant zijn. En in die periode is er bij de muis nog wel degelijk sprake van een verhoogde gevoeligheid voor het ontstaan van gehoorschade door lawaai ten opzichte van volwassen muizen. Het zou dus best mogelijk kunnen zijn dat kinderen in dat opzicht gevoeliger zijn dan volwassenen. Daarbij moet er wel op gewezen worden dat deze mogelijkheid niet is afgeleid uit experimenten met kinderen of volwassen mensen.

Figuur 3.7 De gevoeligheid bij muizen voor het ontstaan van gehoorschade door lawaai. De maximale gevoeligheid op een leeftijd van 18 dagen is gelijk gesteld aan 100% en de overige waarden zijn relatief daarvan berekend.



Vanzelfsprekend hebben baby's en kinderen net als volwassenen te maken met de normale geluiden, die ons allen dagelijks omringen, zoals verkeergeluiden, geluid van huishoudelijke apparaten, TV, radio, en stemmen van mensen. Daarnaast neemt het aantal kinderen dat gedurende de eerste jaren van hun leven doorbrengt in luidruchtige crèches gestaag toe. Een speciale plaats neemt kinderspeelgoed in, dat, juist omdat het veel geluid maakt, voor kinderen heel aantrekkelijk is. Zoals bijvoorbeeld de politieauto met sirene, het piepbeest (met name voor baby's) en het speelgoedpistooltje, dat ook nogal eens vlak aan het oor van een 'kameraadje' afgeschoten wordt. Deze pistooltjes geven knallen met piekniveau's die ook voor volwassenen al in de gevarenzone komen, dat wil zeggen risico inhouden voor gehoorschade. Daarbij komt ook nog dat de leek moeilijk de sterkte van zulke knallen kan beoordelen.

Aangetoond is dat schietsporten permanente gehoorschade bij de schutters kunnen veroorzaken (Gupta, 1989). Gelukkig voor het gehoor van Nederlandse kinderen wijzen de statistieken uit dat deze sporten in Nederland onder kinderen niet voorkomen.

Dan is er nog het knallende vuurwerk dat ook op jongere kinderen een grote aantrekkingskracht uitoefent. In 1982 is in Nederland het Vuurwerkbesluit afgekondigd. Daarin is vastgesteld dat vuurwerk slechts mag worden afgeleverd, als bij het ontbranden het piekniveau niet meer bedraagt dan 150 dB, gemeten volgens een gestandaardiseerde meetmethode. Maar gelet op de hoeveelheid

illegaal vuurwerk (zoals strijkers) dat tegen de jaarwisseling in de handel is en dat veelal een aanzienlijk hoger piekniveau veroorzaakt, en het ondeskundig afsteken van vele (bijeengestoken) stukken vuurwerk zal sprake zijn van piekniveaus die naar verwachting het maximaal toelaatbare niveau verre overschrijden.

3.2.6 Sociale gevolgen van gehoorschade

Het belangrijkste sociale gevolg van gehoorschade is het onvermogen tot het verstaan van spraak onder alledaagse omstandigheden. Spraak is het voornaamste middel voor intermenselijke communicatie. Daarom is aantasting van het vermogen tot spraakverstaan een ernstige sociale handicap.

Bij een combinatie van het normale ouderdomsgehoorverlies en gehoorverlies door lawaai op de werkplek, kan het proces van achteruitgang van het spraakverstaan zich over vele jaren uitstrekken. Het proces begint met verstaanbaarheidsproblemen in luidruchtige situaties (cafe's, feestjes, lawaaiige bijeenkomsten). Vervolgens ontstaan moeilijkheden met het verstaan van het gesproken woord tijdens kerkdiensten, theatervoorstellingen en publieke bijeenkomsten, zelfs wanneer de mensen met gehoorverlies zich vlakbij de spreker opstellen. Anderen beginnen zich deze achteruitgang van het gehoor te beseffen. In de volgende fase gaan telefoongesprekken problemen geven terwijl in tamelijk rustige omstandigheden converseren moeilijk wordt, vooral wanneer onbekenden aan het gesprek deelnemen. In zeer uitzonderlijke gevallen wordt het bijna onmogelijk om de spraak van vrienden en familieleden te verstaan. Een vermindering van de gehoorkwaliteit is gedeeltelijk te compenseren via liplezen. Dit gebeurt vaak zonder dat de gehandicapte luisteraar zich daarvan bewust is.

Zelfs geringe gehoorschade kan het verstaan van spraak in het dagelijks leven aantasten. In onderzoeken bij groepen mensen met gehoorverlies, mede door blootstelling aan lawaai, begint een verminderd spraakverstaan bij gehoordrempels vanaf 10 dB, gemiddeld over 2000 en 4000 Hz en over beide oren, op te treden (Smooenburg, 1986; Passchier-Vermeer, 1985, 1987b). Is de gehoordrempel hoger dan 30 dB, eveneens gemiddeld over 2000 en 4000 Hz en beide oren, dan wordt gehoorverlies een niet te onderschatten sociale handicap (Passchier-Vermeer, 1987a).

3.3 Oorsuizen (tinnitus)

Over oorsuizen is veel minder kwantitatief bekend dan over gehoorschade. Oorsuizen ten gevolge van blootstelling aan geluid komt door een overprikkeling van de haarcellen, waarbij er niet alleen tijdens maar ook na de blootstelling aan lawaai impulsen naar de hersenen worden gezonden die geïnterpreteerd worden als een gesis.

Oorsuizen is een lastig verschijnsel, dat bij de betrokkenen veel hinder veroorzaakt. Daarbij moet onderscheid gemaakt worden tussen oorsuizen dat kortdurend optreedt, b.v. na blootstelling aan knallen of popmuziek, en dat in de uren na de blootstelling weer verdwijnt, en het oorsuizen met een meer permanent karakter. Daarbij hoeft het suizen niet altijd gedurende elk etmaal op te treden, maar kan soms ook gedurende enige tijd verdwenen zijn. Oorsuizen heeft in het leven van alledag vele gevolgen. Het kan het verstaan van spraak nadelig beïnvloeden, kan invloed hebben op de levenswijze (moeilijker inslapen, slechtere nachtrust, vermijden van rumoerige of juist stille situaties, het vermijden van gezelschap), op de lichamelijke gezondheid (hoofdpijn, gebruik van medicijnen) en op de geestelijke gezondheid en het welbevinden (wanhoop, depressies, frustraties, concentratieverlies, onzekerheid). Oorsuizen in lichtere of ernstiger mate komt bij ongeveer 10% van de bevolking voor.

Het langduriger oorsuizen is een verschijnsel dat afhangt van:

- de leeftijd. In een omvangrijk Engels onderzoek (UK National Study of Hearing; Coles, 1990) neemt het percentage mensen met tinnitus als volgt met de leeftijd toe: 25 jaar 4,3%, 35 jaar 4,9%, 45 jaar 7,9%, 55 jaar 12,4%, 65 jaar 15,8% en ouder dan 65 jaar 14,3%;
- het gehoorverlies. Naarmate het gehoorverlies groter is, is ook de kans op tinnitus groter. Dat mag vanzelfsprekend geen verwondering wekken, want tinnitus is ook een vorm van gehoorafwijking, die haar oorsprong kan hebben in het gehele traject van binnenoer tot akoestische cortex. In een omvangrijk Amerikaans onderzoek onder 33 168 mensen die in lawaai werken (Chung, 1984) werd vastgesteld dat eenzijdige tinnitus veelal voorkomt aan die kant waar het gehoorverlies het grootst is;
- de blootstelling aan lawaai. In het Engelse onderzoek neemt het percentage personen met tinnitus toe van 7,5 bij geschatte lawaai-expositieniveaus overdag van minder dan 80 dB(A) tot 10,7 bij niveaus van 80 tot 90 dB(A) en 20,7 bij niveaus van meer dan 90 dB(A). Hierbij is niet gecorrigeerd voor eventuele verschillen in de leeftijdsopbouw van de drie groepen.

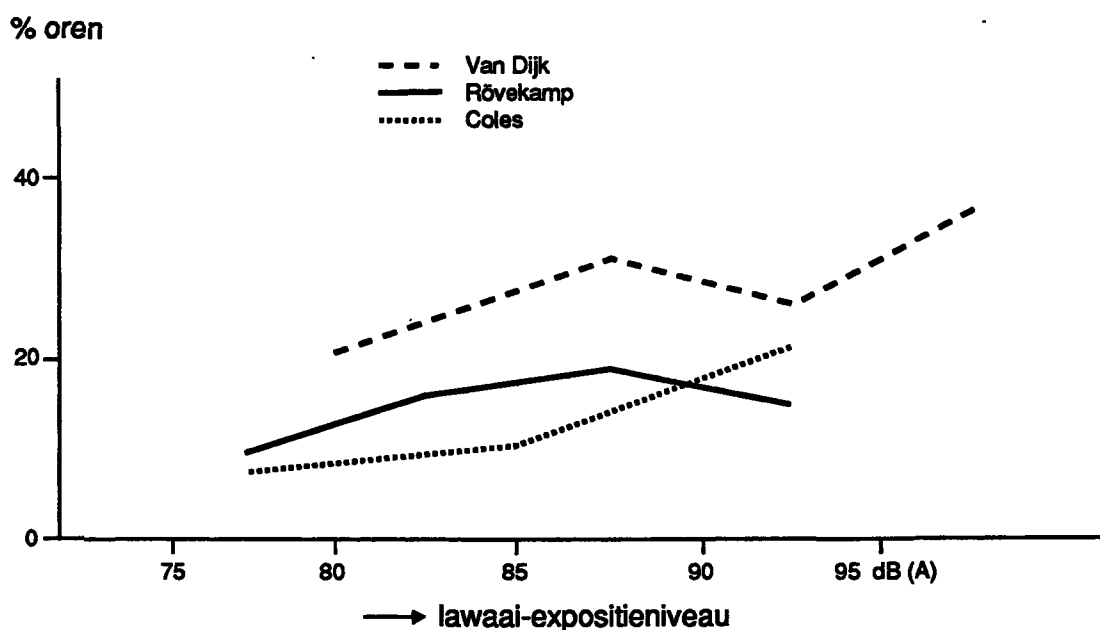
In het kader van het uitvoeren van integrale gehoorbeschermingsprogramma's is aan ruim 2000 werknemers uit 39 industriële bedrijven gevraagd naar het optreden van oorsuizen aan één of beide

oren (Rövekamp, 1987). Ruim 20% van de ondervraagden bleek ten minste enige last te hebben van oorsuizen. Het optreden van oorsuizen aan één of beide oren hangt als volgt van het lawaai-expositieniveau af:

- . lawaai-expositieniveau van 75 tot 80 dB(A): 9,8% van de oren van de werknemers;
- . lawaai-expositieniveau van 80 tot 85 dB(A): 16,0%;
- . lawaai-expositieniveau van 85 tot 90 dB(A): 18,6%;
- . lawaai-expositie niveau van meer dan 90 dB(A): 14,9%.

In deze percentages is geen rekening gehouden met leeftijdseffecten. Het is niet onwaarschijnlijk dat het afnemen van het percentage oren met oorsuizen bij de hoogste lawaai-expositieniveaus het gevolg is van het feit dat de door lawaai zwaarst belaste werknemers veelal tot de jongere werknemers (tot 40 jaar) behoorden, terwijl er in de lagere geluidbelastingsklassen meer oudere werknemers voorkwamen. In figuur 3.8 is het resultaat van het onderzoek door Rövekamp grafisch weergegeven.

Figuur 3.8 Het percentage werknemers dat last heeft van oorsuizen als functie van het lawaai-expositieniveau waarin ze werken (Bronnen: Van Dijk, 1984; Rövekamp, 1987; Coles, 1990).



Ook Van Dijk (1984) heeft in zijn onderzoek naar effecten van industrielawaai gevraagd naar het voorkomen van oorsuizen. Er is door hem geen onderscheid gemaakt naar kortdurend en langduriger optreden van het verschijnsel. De hoge geluidbelastingen komen in het onderzoek door

Van Dijk slechts weinig voor. De in de figuur zichtbare tendens is dan ook niet statistisch significant aanwezig.

Het is op basis van de gepresenteerde gegevens niet mogelijk om expositie-effectrelaties af te leiden voor oorsuizen ten gevolge van blootstelling aan lawaai. Wel lijkt het aannemelijk dat het waarnemingsniveau van oorsuizen door blootstelling aan lawaai ligt bij een lawaai-expositieniveau dat ligt in de geluidbelastingsklasse van 75 tot 80 dB(A) of zelfs nog daaronder. Immers vanaf de geluidbelastingsklasse van 75 tot 80 dB(A) is er een toename van het percentage oren met oorsuizen waar te nemen. Omdat er geen gegevens zijn over oorsuizen bij werknemers die werken in lawaai-expositieniveaus die iets onder de 75 dB(A) liggen, is het niet mogelijk om vast te stellen of en zo ja met hoeveel dB(A) het waarnemingsniveau voor oorsuizen door blootstelling aan lawaai beneden de klasse van 75 tot 80 dB(A) ligt.

3.4 Samenvatting

In dit hoofdstuk zijn de auditieve effecten van blootstelling aan geluid, te weten gehoorverlies (gehoorschade) en oorsuizen, behandeld. Het volgende is daarbij aan de orde geweest:

- . de wijze waarop iemands gehoorverlies wordt gemeten;
- . de oorzaken van gehoorverlies in doorsneepopulaties, die op de arbeidsplaats niet aan lawaai zijn blootgesteld, en de gehoorverliezen van deze populaties als functie van de leeftijd (normaal ouderdomsgehoorverlies);
- . gehoorverlies door blootstelling aan lawaai op de arbeidsplaats en de in ISO 1999 (1990) gepresenteerde relaties tussen lawaai en gehoorschade door lawaai;
- . de combinatie van gehoorschade door blootstelling aan lawaai en normaal ouderdomsgehoorverlies;
- . het waarnemingsniveau van gehoorschade door lawaai op de arbeidsplaats en het waarnemingsniveau van gehoorschade ten gevolge van blootstelling aan geluiden gedurende 24 uur per etmaal;
- . gehoorschade bij jongeren door blootstelling aan geluid;
- . geluidgevoeligheid van kinderen en gehoorschade bij kinderen door blootstelling aan geluid;
- . de sociale gevolgen van gehoorverlies bij een combinatie van gehoorschade door blootstelling aan geluid en normaal ouderdomsgehoorverlies;
- . oorsuizen.

4. SOMATISCHE, AAN STRESS GERELATEERDE GEZONDHEIDSEFFECTEN VAN GELUID

4.1 Inleiding

De reacties op een stressor kunnen van psychologische, gedragsmatige en somatische (lichamelijke) aard zijn (GR, 1992). Psychologische effecten zijn angstgevoelens, depressie, frustratie, irritatie, woede, hulpeloosheid, verdriet en teleurstelling. Voorbeelden van beïnvloeding van het menselijk gedrag door een stressor zijn agressie, vermijdingsgedrag en overmatig gebruik van alcohol, tabak, drugs of voedsel. Psychologische en gedragsmatige stress kan direct en indirect van invloed zijn op fysiologische processen in het lichaam. In zeer veel laboratorium-onderzoek zijn veranderingen in diverse somatische, fysiologische en biochemische factoren aangetoond die hun oorzaak vinden in plotselinge blootstelling aan geluid. Dit experimentele onderzoek maakt duidelijk dat geluid te beschouwen is als een niet-specifieke stressor die het centrale zenuwstelsel en de hormonale activiteit stimuleert.

De volgende somatische aan stress gerelateerde effecten door geluid in de woon- en werkomgeving zullen de revue passeren:

- . hoge bloeddruk (hypertensie) en ischemische hart- en vaatziekten;
- . hormonale effecten;
- . effecten op het immuunsysteem;
- . geboortegewicht;
- . geboorte-afwijkingen.

4.2 Hoge bloeddruk en ischemische hart- en vaatziekten

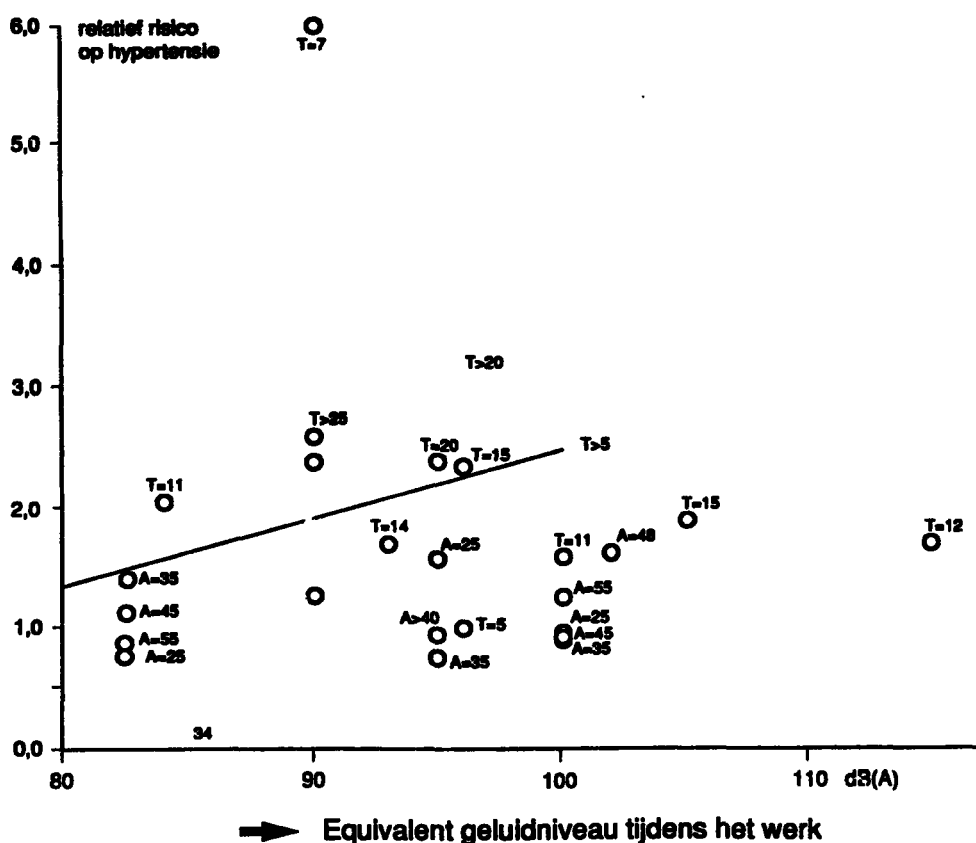
Van hoge bloeddruk is sprake als de systolische bloeddruk tenminste 160 mmHg is of de diastolische bloeddruk tenminste 95 mmHg (definitie volgens de Wereldgezondheidsorganisatie). Ook personen die tegen hoge bloeddruk medicijnen innemen worden veelal tot de hypertensieven gerekend. Ischemische hartziekten, zoals myocard infarct, zijn het gevolg van een verminderde doorbloeding van de hartspier.

De resultaten over hoge bloeddruk en ischemische hartziekten die in verband zijn gebracht met geluidbelastingen zijn gegeven in de vorm van het relatieve risico (RR). Het relatieve risico is daarbij de verhouding tussen het percentage mensen met een hoge bloeddruk of een ischemische hartziekte in de aan geluid blootgestelde groep en dat percentage in een referentiegroep. Bij het kiezen van de juiste referentiegroep moet zowel in het geval van hypertensie als in het geval van ischemische hartziekten met een groot aantal interveniërende variabelen rekening gehouden worden.

Geluid in de werkomgeving

In Passchier-Vermeer (1993) zijn de resultaten uit 20 publikaties die handelen over de bloeddruk van tijdens het werk aan lawaai blootgestelde groepen werknemers met elkaar in verband gebracht. Een resultaat is in figuur 4.1 gegeven. De figuur geeft het relatieve risico op hypertensie van 26 (deel)groepen. Het over alle groepen gemiddelde relatieve risico op hypertensie is 1,7. Daarbij zijn van de dosis-effectrelaties uit het omvangrijke Japanse onderzoek drie waarden genomen. Met een standaarddeviatie (in de 28 waarden) van 1,1 wijkt het berekende gemiddelde statistisch significant af van 1,0 (éénzijdig getoetst, $P < 0,05$).

Figuur 4.1 Het relatief risico op hypertensie bij aan lawaai blootgestelde werknemers als functie van het equivalente geluidniveau tijdens het werk. T is het gemiddeld aantal werkjaren en A de gemiddelde leeftijd. De getrokken lijn is afkomstig uit een Japans onderzoek (Bron: Passchier-Vermeer, 1993).



Er is geen onderzoek gedaan naar een verhoogd risico op ischemische hartziekten door blootstelling aan geluid in de werkomgeving.

Geluid in de woonomgeving

Er zijn gegevens uit slechts 12 epidemiologische onderzoeken beschikbaar ter beantwoording van de vraag of geluid in de woonomgeving op de lange duur effect heeft op het hartvaatstelsel. Het betreft 9 onderzoeken naar verkeersgeluid, 2 naar vliegtuiggeluid en één onderzoek naar zowel wegverkeersgeluid als vliegtuiggeluid. In het laatste geval was een deel van de onderzochte populatie uitsluitend blootgesteld aan wegverkeersgeluid en het andere deel uitsluitend aan vliegtuiggeluid. Er zijn geen onderzoeken gepubliceerd naar het gecombineerde effect op de bloedcirculatie van wegverkeers- en vliegtuiggeluid. De resultaten zijn weergegeven in twee tabellen. Tabel 4.1 geeft het relatieve risico op hypertensie (overgenomen uit Passchier-Vermeer, 1993).

Tabel 4.1 Relatief risico (RR) op hypertensie zoals bepaald uit epidemiologische onderzoeken.

auteur	jaar van publicatie	aantal onderzochten	$L_{Aeq,6-22h}$ (dB(A))	RR	soort verkeer
Knipschild	1976	5825	62-70*	1,8	vliegtuig
Knipschild	1977	1750	65-70	0,8	weg
Schulze	1983	700	69-72	2,4	weg
Neus	1983	931	>63	1,9	weg
Knipschild	1984	2878	60-65	1,0	weg
			65-70	0,7	weg
			70-75	1,2	weg
			>75	0,0	weg
Herbold	1989	1046	>70**	1,4	weg

* In de betreffende onderzoeksperiode was de verdeling van de vluchten rond Schiphol: 80% gedurende de dag, 15% gedurende de avond en 5% gedurende de nacht. Met behulp van deze verdeling zijn de Ke-waarden omgerekend. Daarbij is $L_{Aeq,7-23h}$ gelijk genomen aan $L_{Aeq,6-22h}$.

** Waarde geschat uit beschrijving situatie: doorgaande straat, snelweg.

Babisch (1993a,b) geeft een tabel waarin resultaten van een aantal onderzoeken naar het optreden van ischemische hartziekten zijn samengevat (zie tabel 4.2 van dit rapport). Hij geeft daarbij alle resultaten relatief ten opzichte van een equivalent geluidniveau van ten hoogste 60 dB(A). Met uitzondering van het onderzoek dat is aangegeven als 'Amsterdam' betreft het in alle gevallen wegverkeersgeluid.

Tabel 4.2 Relatief risico op ischemische hartziekten door wegverkeersgeluid en vliegtuiggeluid. (Bron: Babisch, 1993a,b).

	equivalent geluidniveau voor de gevel in dB(A), bepaald over 6.00 tot 22.00 uur.				
	<60	61-65	66-70	71-75	76-80
Caerphilly (MI) mannen 45-59 jaar	1,0	0,9	1,2	-	-
Speedwell (MI) mannen 45-63 jaar	1,0	1,2	1,1	-	-
Caerphilly (ECG) mannen 45-59 jaar	1,0	1,1	1,2	-	-
Speedwell (ECG) mannen 45-63 jaar	1,0	1,0	1,4	-	-
Berlin II (MI) mannen 31-70 jaar	1,0	0,7	0,9	1,1	1,4
Berlin I (MI) mannen 41-70 jaar	1,0	1,5	1,2	1,3	1,8
Berlin I (MI), sub. mannen 41-70 jaar	1,0	2,3	1,0	1,0	2,1
Berlin II (MI) mannen 31-70 jaar	1,0	1,2	0,9	1,1	1,5
Berlin II (MI), sub. mannen 41-70 jaar	1,0	1,1	1,0	1,2	1,7
Caerphilly (MI) mannen 45-59 jaar	1,0	1,0	1,1	-	-
Speedwell (MI) mannen 45-63 jaar	1,0	1,0	1,1	-	-
Caerphilly (MI) mannen 45-59 jaar	1,0	1,3	0,5	-	-
Speedwell (MI) mannen 45-63 jaar	1,0	1,3	1,7	-	-
Amsterdam (MI) mannen 35-64 jaar	1,0			1,2	
Amsterdam (MI) vrouwen 35-64 jaar	1,0			1,9	
Amsterdam (ECG) mannen 35-64 jaar	1,0			1,1	
Amsterdam (ECG) vrouwen 35-64 jaar	1,0			1,2	
Doetinchem (ECG) vrouwen 40-49 jaar	1,0			1,1	
Bonn mannen + vrouwen 20-51 jaar	1,0			1,3	

Uit deze resultaten van epidemiologisch onderzoek bij volwassenen is in een advies van de Gezondheidsraad (1994) het volgende geconcludeerd:

- er zijn maar weinig aanwijzingen voor een verhoogde kans op hypertensie of ischemische hartaandoeningen bij mensen die wonen in gebieden waar buitenshuis de equivalente geluidniveaus (tussen 06.00 en 22.00 uur) lager zijn dan 70 dB(A)^{*****};
- het relatief risico op ischemische hartaandoeningen en op hypertensie begint toe te nemen bij personen die wonen in gebieden waar de equivalente geluidniveaus (tussen 06.00 en 22.00 uur) van weg- of luchtverkeer boven de 70 dB(A) uitkomen.

^{*****} Er zijn enige aanwijzingen dat dit niveau zal moeten worden verlaagd naar 65 dB(A) als de resultaten van additionele onderzoeken beschikbaar komen.

4.3 Hormonale effecten en effecten op het immuunsysteem

Deze effecten worden veelal bestudeerd aan de hand van de samenstelling van het bloed of van afvalproductie in de urine. In bloed bevinden zich onder meer erythrocyten (rode bloedcellen), leucocyten (witte bloedcellen), trombocyten (bloedplaatjes), glucose, eiwitten (o.a. fibrinogeen), metaalionen (Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Ca^{2+}), hormonen (cortisol, catecholaminen) en lipiden (cholesterol, triglyceriden). De functie van het bloed is in de eerste plaats het transport van stoffen van de ene groep cellen (organen) naar de andere en in de tweede plaats het zo constant mogelijk houden van het milieu binnen het lichaam (temperatuur, zuurgraad, ionensamenstelling). Als een derde hoofdfunctie is te beschouwen de bescherming van het organisme tegen de buitenwereld.

Stress kan de samenstelling van het bloed beïnvloeden. Door stress neemt bijvoorbeeld de concentratie van catecholaminen (epinefrine en norepinefrine), cortisol en cholesterol in het bloed toe (Marth, 1988, 1990).

De afbraakprodukten in de urine vertonen een parallel beeld. Bij een verhoogde concentratie van catecholaminen in het bloed neemt de concentratie van het afbraakproduct vaniline-mandelzuur in de urine ook toe.

Leucocyten vervullen een belangrijke rol als onderdeel van het immuunsysteem. Ze worden onderscheiden in granulocyten (neutrofiele, eosofiele en basofiele granulocyten), lymfocyten (T- en B-lymfocyten) en monocytten. De granulocyten en monocytten kunnen kleine deeltjes (bijvoorbeeld bacterieën) aangrijpen, in hun protoplasma insluiten en verteren (fagocytose). Lymfocyten hebben geen fagocyterende functie. Naast de T-lymfocyten zijn ook de Th-(T-helper) en Tsc-(T-suppressor cytotoxic) lymfocyten te onderscheiden. Om het functioneren van het bloed te beoordelen wordt, naast het bepalen van de concentratie van leucocyten, ook nagegaan wat hun werking is op bepaalde organismen en in welke mate ze bepaalde afweerstoffen (bijvoorbeeld interferon) produceren.

In acht epidemiologische studies is het effect van geluid op de arbeidsplaats op de hormonale samenstelling van het bloed, en eventueel op die van de uitscheidingsprodukten in de urine onderzocht. In slechts twee publikaties is dit gedaan voor geluid in de woonomgeving. Deze onderzoeken laten over het algemeen veranderingen in de hormonale samenstelling van het bloed zien bij de aan geluid blootgestelde mensen die wijzen op stress en een verhoogd risico op ischemische hartziekten. Er zijn echter ook, zij het in veel mindere mate, hormonale effecten gemeten die niet in overeenstemming zijn met de veronderstelling dat blootstelling aan geluid stress

en ischemische hartziekten veroorzaakt. Al met al lijkt op basis van epidemiologische onderzoek de conclusie gerechtvaardigd dat er in de samenstelling van het bloed door blootstelling aan hoge geluidsniveaus veranderingen optreden die van belang zijn voor het optreden van stress en ischemische hartziekten. Het beschikbare onderzoek is echter schaars. Op basis van de huidige onderzoeksresultaten is niet aan te geven in welke woon- en werkomstandigheden veranderingen in het bloed optreden.

Er is met uitzondering van de zogenoemde Caerphilly and Speedwell Collaborative Heart Disease Studies (Babisch, 1988, 1993a,b) geen epidemiologisch onderzoek gedaan naar de effecten van geluid op het immuunsysteem. In dat onderzoek is een iets verhoogde concentratie leucocyten aangetoond onder invloed van wegverkeersgeluid.

4.4 Invloed van geluid op het ongeboren kind

4.4.1 Biologische mechanismen

Geluid tijdens de zwangerschap kan op twee manieren op het ongeboren kind inwerken:

- . rechtstreeks via de buikwand van de moeder en de vloeistof in de baarmoeder naar het gehoor van de foetus. Geluid in de omgeving van de moeder bereikt op deze wijze het gehoor van de ongeboren baby en zou mogelijk gehoorschade tot gevolg kunnen hebben. Daarbij behoort er, zoals reeds in hoofdstuk 3 is aangegeven, wellicht ook rekening gehouden te worden met een verhoogde gevoeligheid voor het ontstaan van gehoorschade door blootstelling aan geluid in de periode van twee maanden voordat een voldragen kind geboren wordt;
- . indirect, doordat er door stress hormonale en cardiovasculaire veranderingen bij de moeder optreden. Deze veranderingen zouden een verhoogde contractibiliteit van de baarmoeder teweeg kunnen brengen en ten gevolge van vaatvernauwing een verminderde placentale doorbloeding. Dit zou afwijkingen bij de foetus, waaronder ook gehoorschade, vroeggeboorte en een lager geboortegewicht kunnen veroorzaken. Op de kans op gehoorschade bij de ongeboren baby door blootstelling aan geluid van de toekomstige moeder is reeds ingegaan in hoofdstuk 3. In dit hoofdstuk worden verder effecten op het geboortegewicht en de kans op geboorte-afwijkingen behandeld.

4.4.2 Aangeboren afwijkingen, geboortesterfte, vroeggeboorte en laag geboortegewicht van baby's

Na het verschijnen van de publikatie van Ando (Ando, 1973, zie ook Ando, 1977a,b) over de effecten tijdens de zwangerschap van vliegtuiggeluid in de omgeving van Osaka Airport in Japan, volgden meer publikaties over vliegtuiggeluid en zwangerschap: Rehm publiceerde in 1976 over het verband tussen vliegtuiggeluid en geboortegewicht in de omgeving van Düsseldorf, Knipschild (1979) over hetzelfde onderwerp rond Schiphol, Jones (1978) over aangeboren afwijkingen van baby's rond Los Angeles International Airport en Edmonds (1979) over dit soort afwijkingen rond het vliegveld van Atlanta. Het belangrijkste probleem bij de interpretatie van de resultaten van deze onderzoeken is dat er geen rekening wordt gehouden met modifierende variabelen, zoals luchtverontreiniging als gevolg van luchtvaartverkeer. Immers, in de omgeving rond vliegvelden is er een duidelijk positieve samenhang tussen de hoogte van de geluidbelasting en de mate van luchtverontreinigende stoffen.

Ando bepaalde in een (retrospectief) onderzoek het percentage baby's met een laag geboortegewicht van minder dan 2500 gram in afhankelijkheid van de mate waaraan de moeders tijdens de zwangerschap aan vliegtuiggeluid blootstonden. Ruim 40 000 baby's waren betrokken bij dit onderzoek waaronder ruim 10 000 met moeders die in een gebied met vliegtuiggeluid woonden. Het percentage baby's met zo'n laag geboortegewicht bleek sterk afhankelijk van de mate van vliegtuiggeluid: bij zeer veel vliegtuiggeluid was het 8,2 bij weinig vliegtuiggeluid 5,7, in het tussenliggende gebied 6,7. Deze uitkomsten betekenen een statistisch significante associatie tussen het percentage baby's met een laag geboortegewicht en de mate van vliegtuiggeluid. Er is echter in het geheel geen rekening gehouden met interveniërende variabelen zoals de leeftijd van de moeder, meerlingen, sociale klasse en het aantal reeds geboren kinderen. Wat de uitkomst zou zijn geweest als dat wel was gebeurd, is onbekend.

In het retrospectieve onderzoek van Rehm (1978) is wel rekening gehouden met deze interveniërende variabelen. Zij onderzocht de relatie tussen een laag geboortegewicht van minder dan 2500 gram en de mate van blootstelling van de aanstaande moeder aan vliegtuiggeluid bij 1452 baby's. In het gebied dat het verst van het vliegveld gelegen was, was het percentage baby's met een laag geboortegewicht 5,9 (van in totaal 1053 baby's), in het middengebied was dit 6,0 (van 265 baby's) en in het meest belaste gebied was dit 6,7 (van 143 baby's). De uit deze drie uitkomsten blijkende associatie is niet statistisch significant.

Ook het onderzoek van Knipschild was retrospectief van aard. Van de 1840 onderzochte baby's had 3,3% een laag geboortegewicht van minder dan 2500 gram, zonder dat enig verband met de

mate van vliegtuiggeluid kon worden aangetoond. Ruim 17% van de baby's woog minder dan 3000 gram: bij 20 tot 35 Ke bedroeg dat percentage 16%, bij 35 tot 50 Ke 18% en bij 50 tot 65 Ke 20%, waarbij voor diverse interveniërende factoren gecorrigeerd is. Van alle bevallingen vond 49% in een kliniek plaats en 51% thuis. Omdat waarschijnlijk de geboortegewichten bij thuisbevallingen minder nauwkeurig zijn bepaald, is de analyse ook gedaan voor uitsluitend bevallingen in de kliniek. De percentages zijn dan 18, 23 en 29. Deze toename van het percentage kinderen met een gewicht van minder dan 3000 gram is statistisch significant.

Op basis van deze gegevens concludeert de Gezondheidsraad (1993) dat niet vaststaat dat vliegtuiggeluid invloed heeft op het geboortegewicht. Zou er al sprake zijn van een verminderd geboortegewicht, dan is dat alleen bij L_{dn} -waarden hoger dan 62 dB(A).

Jones ging bij ruim 250 000 baby's na was het effect was van zeer veel vliegtuiggeluid. Het relatieve risico op een aangeboren afwijking was zowel bij blanken (2 522 moeders die aan veel vliegtuiggeluid waren blootgesteld, en 172 690 moeders met een lagere expositie) als bij donkergekleurden (2 545 moeders met veel vliegtuiggeluid, 47 389 met minder vliegtuiggeluid) wel verhoogd, maar deze verhogingen waren statistisch niet significant. De mate van voorkomen van spina bifida (open rug) en anencefalie (hersenafwijking) onder de blanke bevolkingsgroep was bij veel vliegtuiggeluid statistisch significant verhoogd (er worden in de publikatie geen cijfers gegeven). Als met meerlingen bij de donkergekleurde bevolkingsgroep rekening gehouden werd, nam het relatieve risico op een aangeboren afwijking toe van 1,2 tot 1,6 en was dan statistisch significant ($P=0,02$). In de publikatie wordt de vraag gesteld of niet ook met name andere omstandigheden rond het vliegveld (in het bijzonder metaaldeeltjes in de lucht) van invloed zijn geweest op aangeboren afwijkingen.

Edmonds vergeleek de mate van voorkomen van 17 soorten aangeboren afwijkingen bij baby's in de periode van 1970 tot 1972 van al dan niet aan vliegtuiggeluid blootgestelde moeders. Hij vond geen statistisch significante verschillen. Als hij echter de categorie aangeboren afwijkingen van het centrale zenuwstelsel uitsplitste, bleek dat er bij de moeders die in veel vliegtuiggeluid woonden, sprake was van een statistisch significante verhoging van het aantal baby's met één van de mogelijke soorten spina bifida (zonder hydrocefalie). Omdat het om slechts 4 baby's ging, is er een 'case-control' onderzoek uitgevoerd met alle baby's ter plaatse met een aangeboren afwijking van het centrale zenuwstelsel over een langere periode (1968 tot 1976). In deze studie werd geen verhoogd risico op spina bifida by baby's van de aan veel vliegtuiggeluid blootgestelde moeders gevonden. De auteurs zijn van mening dat het wonen dichtbij vliegvelden geen belangrijke factor is met betrekking tot aangeboren afwijkingen. Op basis van deze onderzoeksresultaten is in het advies

van de Gezondheidsraad geconcludeerd dat de resultaten in feite uitsluiten dat vliegtuiggeluid aangeboren afwijkingen veroorzaakt.

De onderzoeken naar het effect van blootstelling aan lawaai op de arbeidsplaats gedurende de zwangerschap van de aanstaande moeder op de gezondheid van de baby laten geen eenduidige conclusies toe. De kans op een vroeggeboorte lijkt bij deze vrouwen niet verhoogd te zijn. Wellicht is de kans op een baby met een laag geboortegewicht iets verhoogd. Uit één onderzoek blijkt namelijk een relatief risico van 1,1 op een baby met een laag geboortegewicht. De resultaten met betrekking tot aangeboren afwijkingen zijn tegenstrijdig, terwijl vraagtekens geplaatst moeten worden bij de gevonden verhoging van de kansen op een spontane abortus en een dreigende abortus. Twee effecten zijn elk slechts in één onderzoek nagegaan en in beide gevallen zijn statistisch significante verhogingen van het relatief risico vastgesteld. Het betreft de babysterfte tijdens de bevalling (relatief risico 1,9) bij vrouwen die tijdens de zwangerschap in lawaai werken en de verhoogde kans op onvruchtbaarheid (relatief risico eveneens 1,9). In de onderzoeken is weliswaar rekening gehouden met een aantal interveniërende variabelen zoals het werken met gevaarlijke stoffen, maar het valt toch geheel niet uit te sluiten dat door associatie met andere variabelen deze resultaten zijn verkregen. Dit geldt temeer voor onvruchtbaarheid aangezien daar geen enkel plausibel biologisch werkingsmechanisme over voorhanden is.

4.5 Samenvatting

In dit hoofdstuk zijn de somatische, aan stress gerelateerde gezondheidseffecten behandeld. Het volgende is daarbij aan de orde geweest:

- hoge bloeddruk (hypertensie) en ischemische hart- en vaatziekten. Het waarnemingsniveau van hoge bloeddruk bij werknemers in industriële situaties ligt op 85 dB(A). Voor verkeersgeluidbronnen in de woonomgeving ligt het waarnemingsniveau voor zowel hoge bloeddruk als ischemische hartziekten op een L_{dn} van 70 dB(A). Er is een expositie-effectrelatie gegeven in de eenvoudige vorm van hetzelfde relatieve risico voor alle blootstellingen boven het waarnemingsniveau;
- hormonale effecten en effecten op het immuunsysteem. Omdat onderzoekresultaten schaars zijn is niet aan te geven in welke woon- en werkomstandigheden effecten op het immuunsysteem en op de hormonale samenstelling van het bloed optreden;

- . geboortegewicht. De verrichte onderzoeken naar het effect van vliegtuiggeluid op het percentage baby's met een laag geboortegewicht geven weliswaar een tendens te zien dat hoge geluidbelastingen effect hebben op dat percentage, maar een effect staat toch niet vast omdat er aan de onderzoeken en analyses van de onderzoekgegevens een aantal gebreken kleven;
- . geboorte-afwijkingen. De onderzoekgegevens sluiten in feite uit dat er door vliegtuiggeluid, dat als enige geluidbron in de woonomgeving op dit effect is onderzocht, geboorte-afwijkingen optreden. Onderzoekgegevens ontbreken om conclusies te trekken over het effect van blootstelling aan lawaai op de arbeidsplaats gedurende de zwangerschap van de aanstaande moeder op de gezondheid van de baby. Wel is aangetoond dat babies waarvan de moeder gedurende de zwangerschap in hoge geluidniveaus heeft gewerkt een verhoogde kans hebben op een hoogfrequente gehoorschade. Het waarnemingsniveau voor het optreden van gehoorschade bij babies is niet bekend. Er is echter wel vastgesteld dat het effect optreedt bij lawaai-expositieniveaus vanaf 85 dB(A); het waarnemingsniveau ligt dus bij ten hoogste 85 dB(A).

5 PSYCHO-SOCIALE EFFECTEN

5.1 Inleiding

In epidemiologisch onderzoek naar psycho-sociale effecten van geluid in de woonomgeving zijn onder meer bestudeerd: geluidhinder, effecten op het psycho-sociale welbevinden en de vraag in hoeverre gevoelens van ergernis kunnen leiden tot een stijging van het aantal opnamen in psychiatrische ziekenhuizen. Voor blootstelling aan lawaai op de werkplek is gekeken naar hinder en naar arbeidsverzuim. Deze categorieën van effecten worden hierna in meer detail beschouwd.

Geluidhinder kan worden ondergedeeld in specifieke en niet-specifieke geluidhinder. Specifieke hinder treedt op als bepaalde activiteiten niet ongestoord kunnen worden uitgevoerd. Wat betreft geluidhinder betreft dit bijvoorbeeld het luisteren naar de radio en TV, het voeren van een gesprek. In hoofdstuk 6 en 7 worden twee belangrijke vormen van specifieke geluidhinder uitvoerig besproken: slaapverstoring en effect van geluid op het verstaan van spraak. In dit hoofdstuk gaat het om de niet-specifieke geluidhinder.

Niet-specifieke geluidhinder is een gevoel van onbehagen dat optreedt wanneer het geluid iemands gedachten, gevoelens of activiteiten beïnvloedt. De mate waarin een gegeven geluid hinder kan veroorzaken, hangt onder meer af van de fysische kenmerken ervan, waaronder het geluidniveau, spectrale samenstelling en variaties met de tijd. Hinder hangt ook af van kenmerken van de gehinderden, zoals de aanwezigheid van angst voor de geluidbron, de overtuiging dat anderen de blootstelling zouden kunnen verminderen, individuele gevoeligheid voor geluid, de mate waarin men zich in staat voelt het geluid te beheersen, of het geluid voortvloeit uit een nieuwe situatie of technologie, het besef dat de geluidbron ook andere problemen dan blootstelling aan geluid veroorzaakt of dat de geluidbron te maken heeft met een economisch belangrijke activiteit. Demografische variabelen - leeftijd, geslacht, sociaal-economische status - spelen vrijwel geen rol bij het ervaren van hinder van een gegeven geluidbron.

Zowel niet-specifieke en specifieke geluidhinder als psycho-sociaal welbevinden kunnen beide onderzocht worden met behulp van vragenlijsten. Vragen die het psycho-sociale welbevinden in kaart brengen hebben betrekking op gevoelens van depressiviteit, spanning en agressie, en op sociale aspecten zoals groepsinteractie en hulpvaardigheid.

5.2 Effecten in de woonomgeving

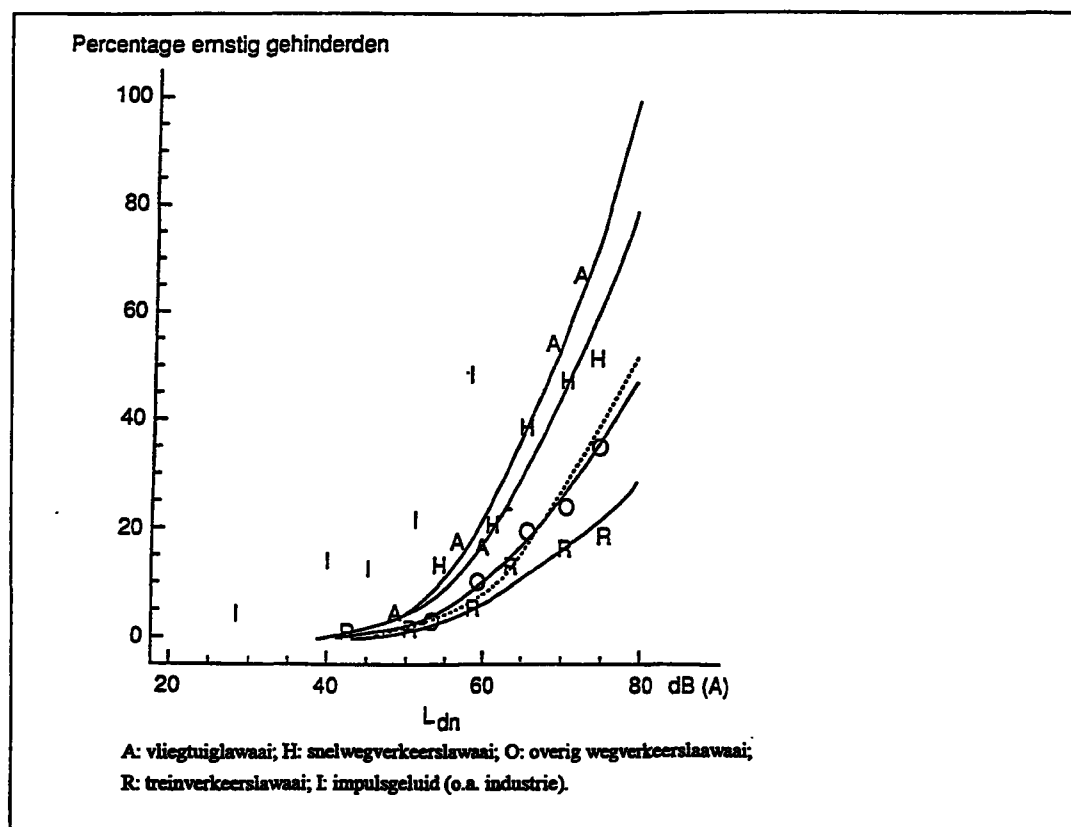
5.2.1 Niet-specifieke geluidhinder

Expositie-effectrelaties

Voor niet-specifieke hinder door geluiden in de woonomgeving zijn in de loop van de tijd diverse dosis-effectrelaties opgesteld. Miedema (1992) geeft hiervan een historisch overzicht. In 1976 publiceerde Schultz op basis van een groot aantal publikaties over geluidhinder van vliegtuigen, treinverkeer, en diverse soorten wegverkeer (stadverkeer, verkeer op snelwegen) één dosis-effectcurve die geldig zou zijn voor alle soorten verkeersgeluid. Deze curve beschrijft het percentage ernstig gehinderden als functie van L_{dn} (zie definities achterin dit rapport). Kryter (1982) trok sterk in twijfel dat één curve representatief zou kunnen zijn voor alle soorten verkeersgeluid. Het rapport van Miedema (1992) stelt hem in het gelijk. Op basis van een uitvoerige analyse heeft Miedema dosis-effectcurves opgesteld die verschillen naar type verkeersgeluid. In figuur 5.1 is daarvan een voorbeeld gegeven: het percentage ernstig gehinderde personen is uitgezet als functie van L_{dn} . 'Ernstig gehinderd' is volgens de door Miedema ontwikkelde gestandaardiseerde methode iemand die op een beoordelingsschaal van 0 tot 100 (met als uitersten 'helemaal niet gehinderd' en 'heel erg gehinderd') ten minste 72 scoort. Als 50 als grens wordt genomen, wordt het resultaat het percentage 'gehinderden' en als 28 gebruikt wordt wordt het resultaat het percentage 'minstens enigszins gehinderden' genoemd. De dosis-effectcurve van Schulz voor ernstige geluidhinder is eveneens in de figuur opgenomen. Elke letter in de figuur vertegenwoordigt het resultaat van een epidemiologisch onderzoek.

Miedema toont met figuur 5.1 aan dat het percentage mensen dat ernstig gehinderd is door vliegtuiggeluid, sneller toeneemt met het geluidniveau (L_{dn}) dan het percentage ernstig gehinderden door wegverkeersgeluid en treinverkeersgeluid. Ernstige hinder van de verschillende typen verkeersgeluid begint op te treden vanaf L_{dn} - niveaus van 42 dB(A). Uit Miedema's onderzoek blijkt ook dat het percentage gehinderden vanaf L_{dn} - niveaus van 37 dB(A) begint toe te nemen en het percentage tenminste enigszins gehinderden vanaf 32 dB(A). Het waarnemingsniveau van ernstige geluidhinder ligt derhalve voor de beschouwde verkeersgeluidbronnen op een L_{dn} - niveau van 42 dB(A).

Figuur 5.1 Het percentage ernstig gehinderde personen als functie van L_{dn} voor diverse soorten verkeersgeluid (Bron: Miedema, 1992). De gestippelde curve is afkomstig uit Schultz (1976).



De in figuur 5.1 getekende curve voor railverkeer heeft betrekking op de gewone treinen die thans in Nederland rijden. Een speciale plaats neemt de geluidhinder door de toekomstige hogesnelheidstrein in. De vraag is daarbij hoe die hinder zich verhoudt tot die van de huidige gewone treinen. Aangezien de hogesnelheidstreinen thans (nog) niet in Nederland rijden, heeft De Jong (1993) deze vraag langs indirecte weg beantwoord. Hij komt tot de conclusie dat er bij een gelijke geluidbelasting (uitgedrukt in equivalent geluidniveau) van de hogesnelheidstrein en van het bestaande treinverkeer dezelfde mate van geluidhinder verwacht moet worden. De curve in figuur 5.1 zou dus ook voor de hogesnelheidstrein gelden.

Helikopters onderscheiden zich van gewone vliegtuigen door hun karakteristieke geluid en doordat ze met lagere snelheden kunnen vliegen waardoor ze langer hoorbaar zijn. Het karakteristieke geluid wordt veroorzaakt door het draaien van de rotor, en het bestaat uit elkaar snel opvolgende impulsen. Bij een rotortoerental van bijvoorbeeld 200 rotaties per minuut en bij zes rotorbladen is er één impuls per 45 ms. Volgens Passchier-Vermeer (1995) is hinder van geluid van passerende helikopters gelijk aan de geluidhinder van gewone vliegtuigen, als de geluidbelasting wordt

gegeven in equivalente geluidniveaus. De curve in figuur 5.1 voor vliegverkeer geldt dus ook voor passerende helikopters. Of de curve voor vliegverkeer ook geldt voor situaties waarin helikopters, bijvoorbeeld voor het observeren van de omgeving, bij voortduring 'in de lucht blijven hangen' is niet bekend.

Behalve het geluid afkomstig van het verkeer, treden in de woonomgeving ook geluiden op die afkomstig zijn van stationaire bronnen, zoals industriële bedrijven. Onder deze categorie worden ook rangeer- en schietterreinen gerekend. Bij dergelijke geluidbronnen is het belangrijk een onderscheid te maken tussen bronnen die overwegend impulsgeluiden teweeg brengen, en geluidbronnen met een meer constant geluidniveau. In de praktijk is een dergelijk onderscheid moeilijk te maken: bij de min of meer constante geluidbronnen treden veelal ook af en toe impulsachtige geluiden op. In figuur 5.1 zijn reeds enige resultaten voor bronnen met veel impulsgeluid (I) ingetekend. Duidelijk is dat de impulsachtige stationaire geluidbronnen veel hinderlijker zijn dan verkeersgeluid, vooral bij de lagere geluidbelastingen.

Correlatie tussen geluid en geluidhinder

Correlaties kunnen op twee manieren worden bepaald: ten eerste kunnen per persoon de individuele reacties op geluid in verband worden gebracht met de individuele geluidbelasting en ten tweede kunnen personen in groepen met overeenkomstige geluidbelasting worden ingedeeld en kunnen 'overall'-maten van de reacties (gemiddelden, medianen) worden gerelateerd aan 'overall'-geluidbelastingmaten, zoals gedaan is in de analyse van Miedema (1992). Hoewel het dus mogelijk is om op basis van groepsgegevens dosis-effectrelaties op te stellen voor niet-specifieke hinder, is er slechts een relatief lage correlatie tussen de individuele dosis en het individuele effect. Job (1988) gaat uitvoerig in op de lage correlatie tussen geluidbelasting en geluidhinder. Op basis van 39 epidemiologische onderzoeken naar niet-specifieke geluidhinder van vliegtuig-, wegverkeers-, bouw-, explosie-, schiet- en industriegeluid komt Job tot een gemiddelde correlatiecoëfficiënt voor de groepsgegevens van 0,82 (standaarddeviatie 0,14) en voor de individuele gegevens van 0,42 (standaarddeviatie 0,12). Een correlatiecoëfficiënt van 0,42 betekent dat slechts 18% van de variantie in de reactie verklaard wordt door de geluidbelasting. De lage correlatiecoëfficiënten kunnen volgens Job slechts zeer ten dele worden verklaard uit de onnauwkeurigheid waarmee de geluidbelasting is bepaald, de onnauwkeurigheid waarmee de niet-specifieke geluidhinder is vastgesteld en de beperkte trajecten waarbinnen geluidhinder en geluidbelasting met elkaar in verband zijn gebracht. Uit zijn analyse volgt dat zelfs bij zeer nauwkeurige geluid- en geluidhindermetingen over het gehele geluidbelastingstraject, de

geluidbelasting slechts 25 tot 40% van de variantie in de reactie verklaart. Dit houdt in dat 60 tot 75% van de variantie in de reactie verklaard moet worden door andere variabelen dan de geluidbelasting. Job meent dat slechts twee andere variabelen wezenlijk aan de verklaring van de variantie bijdragen:

1. de houding ten opzichte van de geluidbron;
2. de individuele geluidgevoeligheid in het algemeen.

Beide variabelen samen verklaren de variantie in de niet-specifieke geluidhinder meer dan de geluidbelasting zelf. Belangrijke aspecten van de houding ten opzichte van de geluidbron betreffen volgens Job machtsmisbruik (het gebrek aan actie van de overheid) en het belang van de geluidbron.

Over de belasting door impulsgeluiden merkt Job op dat de correlatiecoëfficiënten van impulsgeluidbelasting en geluidhinder op groepsniveau ongeveer gelijk zijn aan die voor verkeersgeluid en geluidhinder, maar dat de individuele correlatiecoëfficiënten bij impulsgeluid veel geringer zijn: bijna drie maal zoveel variantie wordt door de geluidbelasting verklaard in het geval van niet-impulsachtige geluidbelasting ten opzichte van die van impulsachtig geluid. Uit de analyse van Job blijkt dat het met name de houding ten opzichte van de geluidbron is die in het geval van impulsgeluid de variantie in de niet-specifieke geluidhinder verklaart.

Ook Fields (1990) heeft een uitvoerige analyse uitgevoerd naar de invloed van niet-akoestische variabelen op het verband tussen geluid en geluidhinder. Hij analyseerde 280 Engelstalige publikaties naar drie soorten interveniërende variabelen:

1. demografische;
2. gedragsmatige;
3. situationele.

Geen der onderzochte demografische variabelen - leeftijd, geslacht, sociaal-economische status, huur of koop van de woning, grootte van de woning, aantal jaren dat men in de omgeving woont, afhankelijkheid van de geluidbron ten behoeve van beroep of transport - bleek statistisch aantoonbaar invloed te hebben op deze relatie.

De onderzochte gedragsvariabelen hebben volgens Fields het meeste effect. Dit betreft met name angst voor de geluidbron, de overtuiging dat de geluidbelasting zou kunnen worden verminderd door gedragsverandering of door overheidsingrijpen en de individuele gevoeligheid voor geluid. In mindere mate speelt volgens Fields het besef een rol dat ook andere problemen dan de geluidbelasting met de geluidbron te maken hebben en dat de geluidbron een belangrijke economische activiteit vertegenwoordigt.

Voor de relatie tussen geluidhinder en geluid zijn volgens Fields situationele aspecten van minder belang. Zo zou niet van belang zijn hoeveel tijd men thuis doorbrengt, noch het achtergrondniveau in de woning. Van enig belang is volgens Fields wel in welke mate de geluidbron zichtbaar is en in welke mate er sprake is van een nieuwe geluidbron rond de woning.

Job en Fields komen dus in grote lijnen tot dezelfde conclusies.

5.2.2 Effecten op psycho-sociaal welbevinden

In Zweden is door Öhrström (1989, 1991, 1993) een drietal onderzoeken uitgevoerd naar het psycho-sociale welbevinden van mensen die in een straat wonen met al dan niet veel wegverkeersgeluid. Het psycho-sociale welbevinden werd vastgesteld met behulp van een lijst met vragen over depressiviteit, ontspanning, activiteit, passiviteit, algeheel welbevinden en sociale aspecten. Het betrof in alle drie de onderzoeken situaties waarbij men zowel overdag als 's nachts aan wegverkeersgeluid was blootgesteld. Het moet derhalve verwacht worden dat niet alleen hinder van het geluid overdag maar ook slaapverstoring een rol speelt bij eventuele effecten op het psycho-sociale welbevinden. De in de drie onderzoeken onderzochte groepen waren niet erg groot: in het eerste onderzoek betrof het 40 personen met een hoge geluidbelasting en een vergelijkingsgroep van 23 personen uit een rustige omgeving, in het tweede onderzoek ging het om respectievelijk 97 en 151 personen en in het derde onderzoek om respectievelijk 274 en 95 personen. Uit het eerste onderzoek blijkt dat de slaapkwaliteit minder is en de psycho-sociale aspecten (sociale oriëntatie, activiteit, welbevinden) negatiever zijn bij mensen die in een drukke straat wonen. Uit het tweede onderzoek blijkt dat er van de aan meer verkeersgeluid blootgestelde mensen meer depressiever waren dan de mensen uit de vergelijkingsgroep en tevens dat de aan wegverkeersgeluid blootgestelden de kwaliteit van hun slaap als minder gunstig beoordeelden.

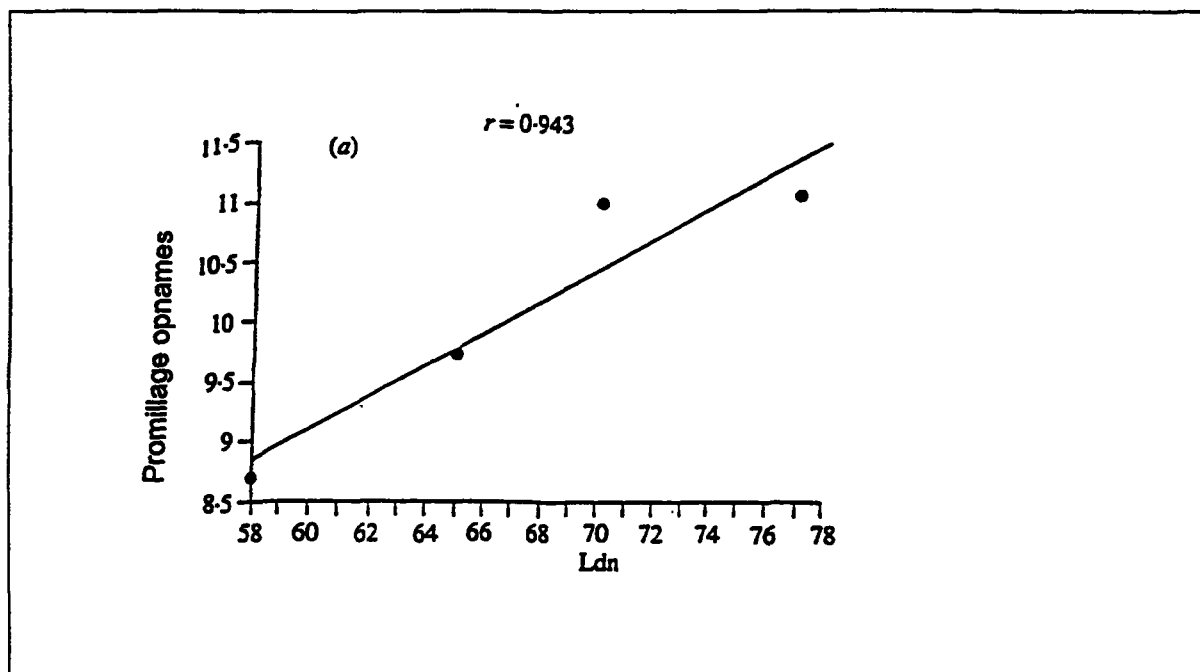
In het derde onderzoek is geen relatie gevonden tussen de mate van wegverkeersgeluid - variërend van geen verkeer bij de vergelijkingsgroep en van 5 590 tot 77 000 voertuigen, waarschijnlijk per 24 uur (de betreffende periode is niet in de publicatie opgenomen), bij de blootgestelde groepen met 220 tot 9 240 zware vrachtwagens bij deze groepen - en slaapverstoring en psycho-sociaal welbevinden. Er bleek echter wel een verband tussen de mate van geluidhinder, de mate van slaapverstoring en psycho-sociaal welbevinden. Bij degenen met ernstige of zeer ernstige geluidhinder bleken de slaapkwaliteit en het psycho-sociaal welbevinden minder goed te zijn dan bij de niet of nauwelijks gehinderden. Ook bleek bij mensen met hun slaapkamer aan de lawaaige

straatkant hun psycho-sociale welbevinden statistisch significant lager te liggen dan bij mensen met hun slaapkamer aan de rustiger zijde van de woning. Het lijkt er dus op dat het psycho-sociale welbevinden van bewoners niet zozeer afhangt van de mate van geluidbelasting van de lawaaiigste kant van hun woning, maar meer van de door hen ervaren geluidhinder en van de mate waarin het wegverkeersgeluid hun slaapkamer kan binnendringen en zodoende slaapverstoring kan veroorzaken.

5.2.3 Overige psychische problematiek

De vraag of men van geluid ook 'gek' kan worden is in een aantal studies nader onderzocht. Het eerste onderzoek is dat van Abey-Wickrama (1969) naar het opnemen in psychiatrische inrichtingen van patiënten uit gebieden rond Heathrow Airport. De gevonden statistisch significante toename van het percentage opnamen in psychiatrische inrichtingen uit gebieden met veel vliegtuiggeluid bleek niet overeen te komen met de resultaten van een later onderzoek door Gattoni (1973), dat is uitgevoerd in een iets groter gebied rond Heathrow Airport dan het onderzoek van Abey-Wickrama. Het onderzoek is weer herhaald door Jenkins (1981) in hetzelfde gebied als waarin het onderzoek door Gattoni is uitgevoerd. Het ging nu om gegevens over ongeveer één miljoen mensen. Jenkins vond dat er bij twee van de drie psychiatrische inrichtingen een toename was in het opnamepercentage als functie van de geluidbelasting door vliegtuigen, maar dat in de derde psychiatrische inrichting het opnamepercentage geringer was naarmate de geluidbelasting hoger lag. In 1990 deed Kryter verslag van een nieuwe statistische analyse op het oorspronkelijke materiaal van Jenkins. Hij nam in de analyse meer variabelen mee dan Jenkins. Een van deze variabelen, namelijk het percentage immigranten in de onderzochte bevolkingsgroepen, verklaarde het door Jenkins gevonden verschil tussen de psychiatrische inrichtingen. Als rekening gehouden wordt met alle bekende relevante interveniërende variabelen, dan blijkt er een statistisch significante toename te zijn van het opnamepercentage met de geluidbelasting door vliegtuigen. Het resultaat is gegeven in figuur 5.2. Of deze resultaten generaliseerbaar zijn naar andere situaties, bijvoorbeeld de huidige waarbij er sprake is van een veel groter aantal maar minder lawaaiige vliegtuigen als destijds, valt moeilijk te beantwoorden.

Figuur 5.2 De opname in psychiatrische inrichtingen (aantallen per 1000 inwoners) als functie van het L_{dn} -niveau van het geluid van de vliegtuigen in de woonomgeving (Bron: Kryter, 1990).



5.3 Effecten in de werksituatie

5.3.1 Geluidhinder

Epidemiologisch onderzoek naar hinder van geluid op de arbeidsplaats is bijzonder schaars (zie voor een overzicht van de literatuur tot 1985: Miedema, 1985). Er zijn dan ook voor het geluid op de arbeidsplaats (nog) geen dosis-effectrelaties opgesteld en het is de vraag of dit wel mogelijk is omdat de geluidbelasting slechts een zeer klein deel van de variantie in de individueel ervaren geluidhinder in de werksituatie verklaart. Volgens Kjellberg (1990) wordt ten hoogste 25% van de variantie in de geluidhinder bepaald door de geluidbelasting (volgens zijn onderzoek wel meer dan 14%). Deze percentages liggen lager dan voor geluidhinder in de woonomgeving. Heel globaal kan het volgende over de relatie tussen ernstige geluidhinder en de geluidbelasting opgemerkt worden. Met betrekking tot een industriële werkomgeving blijkt uit een onderzoek door van Dijk (1984) in acht industriële bedrijven dat het percentage ernstig gehinderden ligt op 40 bij lawaai-expositieniveaus vanaf 85 dB(A) en op 20 bij lagere niveaus. In kantoorruimten zijn, door andere onderzoekers, percentages ernstig gehinderden vastgesteld van 40 bij een lawaai-expositieniveau van 55 - 60 dB(A) (Bitter, 1974), 35 bij ongeveer dezelfde niveaus (Nemececk, 1973) en 25 bij

lawaai-expositieniveaus tussen 50 en 60 dB(A) (Nemececk, 1980, 1981). De ernstige geluidhinder in kantoren en kantoortuinen bij lawaai-expositieniveaus van 55 tot 60 dB(A) is dus bijna gelijk aan die in industriële situaties bij lawaai-expositieniveaus van 85 dB(A) en hoger.

Uit vele onderzoeken is duidelijk dat niet-fysische factoren van groot belang zijn voor de mate van geluidhinder. Onderzoek naar de invloed van zulke factoren in de werkomgeving is helaas nauwelijks gedaan, hoewel die invloed toch nog al eens als cruciaal wordt aangemerkt. Factoren die de geluidhinder in de werkomgeving mede bepalen zijn:

- informatie-inhoud van het geluid. In veel werksituaties worden voor het eigen werk irrelevante gesprekken als het meest hinderlijk ervaren. Ook is duidelijk dat niet alleen het horen van een gesprek, maar ook het gehoord worden door velen als hinderlijk ervaren wordt.
- voorspelbaarheid en controleerbaarheid van het geluid. Onderzoek door Thompson (1981) leidt tot de conclusie dat geluiden die onvoorspelbaar zijn en waarover men geen controle heeft, meer hinder veroorzaken dan voorspelbare en controleerbare geluiden. Bij voorspelbaar geluid zijn er ook betere mogelijkheden om maatregelen te treffen dan bij onvoorspelbaar geluid.
- houding ten opzichte van de geluidbron. Deze factor blijkt in de woonomgeving belangrijk te zijn voor de mate waarin men van geluid hinder ondervindt. Gericht onderzoek hiernaar in de werkomgeving is niet bekend.
- taakeisen. Vaak wordt verondersteld dat geluidhinder afhangt van de soort taak die men verricht. Veldonderzoek hiernaar is vrijwel niet gedaan. Sust (1989) vermeldt in haar overzicht van de literatuur dat bij administratieve taken de blootstelling aan geluid met equivalente geluidsniveaus van 50 dB(A) of meer duidelijk effect heeft op de beslistijd, de hoeveelheid in het geheugen opgeslagen informatie en het aantal fouten als een taak hoge eisen stelt.

5.3.2 Associatie van geluidhinder met andere factoren

Volgens het onderzoek door Van Dijk (1984) is er een associatie tussen geluidhinder en psychische verschijnselen als concentratiemoeilijkheden, prikkelbaarheid, vermoeidheid en psychische stressverschijnselen. De samenhang tussen geluidhinder en psychische verschijnselen is volgens Van Dijk op verschillende manieren te interpreteren. In de eerste plaats is het mogelijk dat lawaai psychische problemen veroorzaakt die als hinder worden ervaren: een lawaaibron veroorzaakt concentratiestoornissen en daardoor gespannenheid, waardoor een werknemer zich gehinderd voelt door lawaai. Deze interpretatie, waarbij lawaai als 'oorzaak' aangemerkt wordt, is met name voor

concentratieproblemen en voor daaruit voortvloeiende klachten aannemelijk. Opvallend is ook het relatief hoge percentage werknemers (75%) met concentratieproblemen dat zelf lawaai als mede-oorzaak van de concentratiemoeilijkheden aangaf. De samenhang tussen geluidhinder en psychische problemen is ook verklaarbaar vanuit de hypothese dat psychische problemen prikkel drempelverlagend werken, waardoor hinder bevorderd wordt. Een derde mogelijkheid is het bestaan van een schijnverband: zowel hinder van lawaai als psychische problemen zijn het gevolg van een andere gemeenschappelijke 'oorzaak'. Hierbij is wellicht te denken aan immateriële arbeidsomstandigheden zoals tijdsdruk, onzekerheid over de arbeidsplaats, een slechte onderlinge sfeer, onvoldoende waardering of een te grote of te kleine geestelijke belasting op het werk. Volgens de analyse van Van Dijk is deze laatste verklaring niet aannemelijk.

In de CORDIS-studie (Cardiovascular Occupational Risk Factors Derection in Israel) (Melamed, 1992) is bij 1680 mannen en 688 vrouwen het verband nagegaan tussen geluidbelasting, geluidhinder, somatische klachten, psychologische variabelen als tevredenheid over het werk, angst, depressiviteit en geïrriteerdheid na afloop van het werk. De tevredenheid over het werk bleek significant te verminderen en de geïrriteerdheid na afloop van het werk toe te nemen bij toenemende geluidbelasting. Bij vrouwen bleken ook angstgevoelens en somatische klachten, waaronder hoofdpijn, toe te nemen. Uit een nadere analyse bleek echter dat deze verschijnselen sterk afhingen van de mate waarin men geluidhinder ondervond. De gesignaleerde veranderingen golden slechts voor mensen met een hoge mate van geluidhinder. De correlatiecoëfficiënten tussen geluidbelasting en geluidhinder waren 0,17 voor mannen en 0,04 voor vrouwen. De onderzoekers concluderen hieruit dat geluidhinder en de hoogte van de geluidbelasting onafhankelijk van elkaar zijn. Ook voor deze studie geldt weer niet aan te geven is of geluidhinder oorzaak of gevolg is van andere effecten.

5.3.3 Effecten op de veiligheid op het werk

Uit een vijftal onderzoeken in industriële werksituaties blijkt dat het aantal ongelukken in hoge geluidniveaus naar verhouding (veel) hoger is dan in werkomgevingen met minder lawaai. In één van deze vijf onderzoeken wordt zelfs een relatief risico van 3 á 4 genoemd. In één ander onderzoek is geen associatie gevonden tussen geluidniveau en het aantal ongelukken (Lee, 1980). Omdat echter in geen der onderzoekingen rekening is gehouden met verstorende factoren mag uit deze resultaten geenszins geconcludeerd worden dat er een oorzakelijk verband is tussen ongelukken in de werkomgeving en geluid. In het algemeen zal niet alleen het geluidniveau in de

verschillende situaties verschillend zijn, maar kunnen ook andere systematische verschillen in de werkomgeving en in de uit te voeren werkzaamheden een rol spelen.

Met deze kritiek is rekening gehouden in twee interventie-onderzoeken (Cohen, 1976; Schmidt, 1980). In beide gevallen betrof het de introductie van een gehoorbeschermingsprogramma. In de jaren voor de introductie van de gehoorbeschermers en in de jaren dat deze middelen gedragen werden, werd het aantal ongelukken vastgesteld. In het onderzoek van Cohen nam het aantal ongelukken af van gemiddeld 3,8 tot gemiddeld 2,3 ongelukken per twee jaar per werknemer in een werkomgeving met een hoog geluidniveau. In werksituaties met een lager geluidniveau veranderde de ongevalsfrequentie per werknemer niet. Het is echter de vraag of de verminderde geluidbelasting van de werknemers die gehoorbeschermers zijn gaan dragen, verantwoordelijk is voor de vermindering van het aantal ongelukken, omdat de ongevalsfrequentie bij de werknemers die geen gehoorbeschermers zijn gaan dragen, evenveel afnam. Kennelijk hebben ook andere factoren dan de geluidbelasting een rol gespeeld. Dit onderzoek toont dus ook niet onomstotelijk aan dat hoge geluidniveaus als zodanig effect hebben op het aantal ongelukken in de werkomgeving. Datzelfde geldt ook voor het andere interventie-onderzoek.

5.3.4 Effecten op het arbeidsverzuim

Bij oudere onderzoeken naar een verband tussen ziekteverzuim en hoge geluidniveaus in de werkomgeving is geen rekening gehouden met versturende factoren, zoals andere belastende werkomstandigheden. Over het algemeen signaleren de auteurs dit zwakke punt in hun onderzoek zelf. Meer recent is in de CORDIS-studie (Melamed, 1992) het verband tussen ziekteverzuim en geluidbelasting tijdens het werk nagegaan. In dat onderzoek zijn gegevens van 1680 mannen en 688 vrouwen uit 21 fabrieken met zeer diverse arbeidsomstandigheden geanalyseerd. Bij mannen nam het percentage werknemers met twee of meer perioden van ziekteverzuim (gedurende twee jaar) toe van 29 bij equivalente geluidniveaus van minder dan 70 dB(A) tot 36 bij equivalente geluidniveaus tussen 75 en 85 dB(A) en tot 49 bij hogere equivalente geluidniveaus. Hoewel geen rekening is gehouden met versturende factoren, is er volgens de auteurs sprake van een oorzakelijk verband, omdat eventuele effecten van interveniërende variabelen zouden zijn uitgemiddeld aangezien het onderzoek plaatsvond in 21 fabrieken met uiteenlopende arbeidsomstandigheden. Schwarze (1991) heeft in een retrospectief onderzoek in de kolen- en staalindustrie wel rekening gehouden met allerlei interveniërende variabelen, zoals de arbeidsomstandigheden en demografische kenmerken. Zij komt tot de conclusie dat het ziekteverzuim van de groep werknemers die

gedurende tien jaar een geluidbelasting hadden van ten minste 90 dB(A), gemiddeld 22,4 dagen per jaar bedroeg en voor de minder belasten 20,2 dagen per jaar. Dit verschil is statistisch niet significant (eenzijdig getoetst, 5%-significantieniveau). Een tekortkoming van het onderzoek is dat de geluidbelasting van 65% van de werknemers geschat werd uit de mogelijkheid tot het verstaan van spraak in hun arbeidssituatie. Schwarze voert als verklaring voor het ontbreken van een verschil tussen het ziekteverzuim bij de meest en minder belasten het 'healthy-worker effect' aan, dat als gevolg heeft dat werknemers die door hun arbeidsomstandigheden ziek werden, van arbeidsplaats wisselden en zodoende uit het onderzochte gegevensbestand verdwenen zijn. Schönflug (1982) deelde 66 kantoormensen in vier lawaai-categorieën in waarbij de gerapporteerde fluctuatie in de gedurende de dag optredende geluidniveaus de bepalende factor was. Het blijkt dat het ziekteverzuim toeneemt met de mate van fluctuatie in de geluidniveaus over de werkdag. Een en ander is statistisch niet getoetst.

5.4 Samenvatting

In dit hoofdstuk zijn de psycho-sociale effecten van blootstelling aan geluid behandeld. Het volgende is daarbij aan de orde geweest:

- psycho-sociale effecten van geluid in de woonomgeving. Dit zijn: geluidhinder, effecten op het psycho-sociale welbevinden en de vraag in hoeverre gevoelens van ergernis kunnen leiden tot een stijging van het aantal opnamen in psychiatrische ziekenhuizen;
- met betrekking tot blootstelling aan lawaai op de werkplek is gekeken naar geluidhinder, en effecten op veiligheid en op arbeidsverzuim.

Hinder door geluid van bronnen, zowel in de woonomgeving als in de werkomgeving, wordt ondergedeeld in specifieke en niet-specifieke geluidhinder. Specifieke hinder treedt op als bepaalde activiteiten niet ongestoord kunnen worden uitgevoerd. Niet-specifieke geluidhinder is een gevoel van onbehagen dat optreedt wanneer het geluid iemands gedachten, gevoelens of activiteiten beïnvloedt.

Het volgende is met betrekking tot de psycho-sociale effecten van geluid in de woonomgeving naar voren gekomen:

- voor niet-specifieke hinder door geluiden in de woonomgeving zijn dosis-effectrelaties opgesteld, onder meer in de vorm van het percentage ernstig gehinderde personen als functie van een geluidbelastingsmaat, zoals L_{dn} . Het waarnemingsniveau voor ernstige geluidhinder door de verschillende soorten verkeer is een L_{dn} - niveau van 42 dB(A);

- . de correlaties tussen de individuele geluidhinder en de individuele geluidbelasting in de woonomgeving of in de werkomgeving zijn gering, omdat vele niet-akoestische factoren invloed hebben op de relaties tussen geluidhinder en geluidbelasting. De belangrijkste factoren met betrekking tot de woonomgeving zijn de houding ten opzichte van de geluidbron en de individuele geluidgevoeligheid in het algemeen;
- . over effecten op het psycho-sociale welbevinden is slechts weinig bekend;
- . naar de psychische problematiek die gekenmerkt is door opnamen in psychiatrische inrichtingen is slechts in de omgeving van één luchthaven onderzoek gedaan.

Met betrekking tot psycho-sociale effecten in de werkomgeving is het volgende naar voren gekomen:

- . in kantoorruimten is ongeveer één derde van de werknemers ernstig gehinderd door geluid bij lawaai-expositieniveaus van 55 - 60 dB(A) en in industriële situaties bij lawaai-expositieniveaus van 85 dB(A) of meer;
- . uit laboratoriumonderzoek blijkt dat geluidhinder die optreedt bij de uitvoering van cognitieve taken verband houdt met de informatie-inhoud, de voorspelbaarheid en controleerbaarheid van de geluiden, de houding ten opzichte van de geluidbron en de eisen die de uit te voeren taak stelt;
- . dat het niet vast staat dat er effecten van geluid zijn op de veiligheid op het werk;
- . ook niet is aangetoond dat door lawaai op de arbeidsplaats het ziekteverzuim verhoogd is.

6. FUNCTIONELE EFFECTEN

6.1 Inleiding

Geluid kan ook invloed hebben op het functioneren van de mens. Als het in een omgeving rumoerig is, is het moeilijker om een gesprek te voeren. Ook kan het in een lawaaige omgeving moeilijker zijn om zich te concentreren, waardoor fouten gemaakt worden of het langer duurt voordat een bepaalde taak gereed is. In het volgende wordt hierop nader ingegaan.

6.2 Belemmering spraakcommunicatie

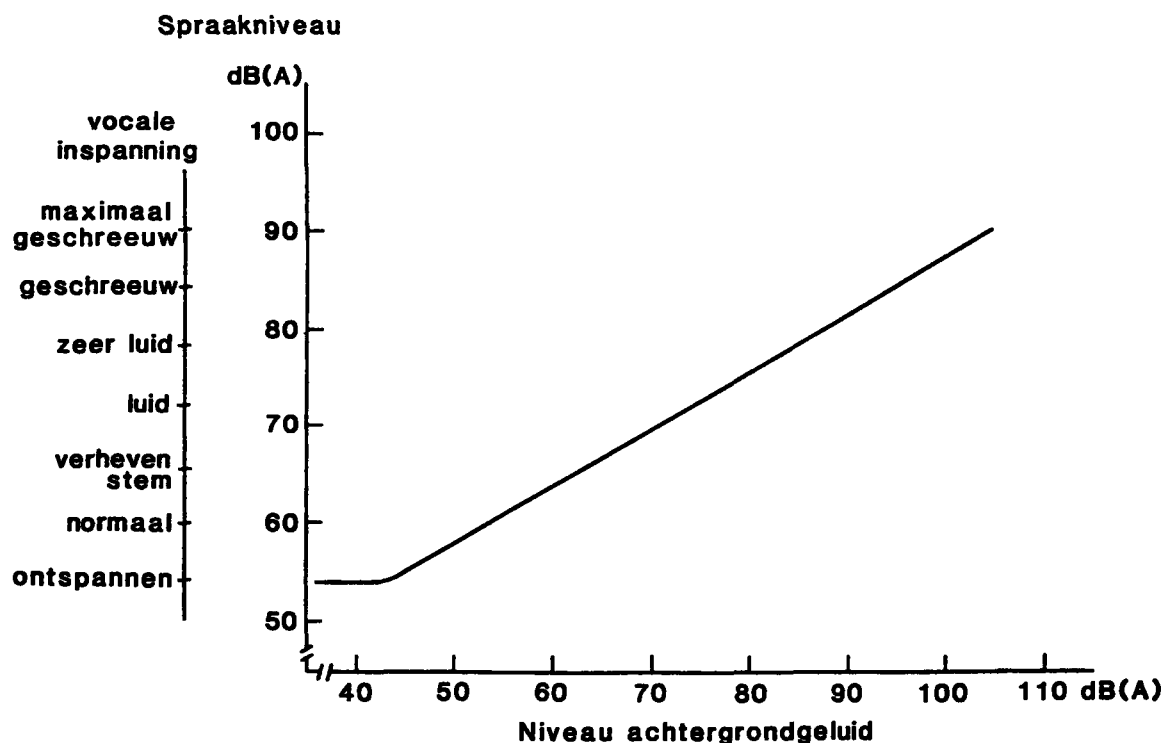
Geluid kan zeer ongewenst zijn in situaties waar spreken, horen en verstaan noodzakelijk zijn. Het is onjuist te veronderstellen dat bijvoorbeeld een kantoor rustig genoeg is als spraak net verstaanbaar is boven het omringende omgevingsgeluid. Een gesprek voeren onder dergelijke omstandigheden waarbij men tegen elkaar moet schreeuwen is hinderlijk en vermoeiend en men kan niet tegelijkertijd de aandacht gevestigd houden op ander werk omdat concentratie vereist is op hetgeen gezegd wordt. Op plaatsen waar de spraak gehoord moet worden dient er niet te veel omgevingsgeluid aanwezig te zijn.

Over het algemeen wordt het verstaan van spraak beïnvloed door:

- de wijze van spreken (taal, dialect, vocabulaire, articulatie, vocale inspanning);
- de bekendheid van de luisteraar met de gesproken taal;
- de sterkte van de spraak, het spraakniveau;
- de afstand tussen spreken en luisteraar;
- het visuele contact tussen spreker en luisteraar;
- de akoestische omgeving (bijvoorbeeld nagalm);
- karakteristieken van het omgevingsgeluid;
- de hoormogelijkheden van de luisteraar; deze zijn onder meer afhankelijk van de gehoorscherpthe en kunnen ook beïnvloedt zijn door het dragen van gehoorbeschermingsmiddelen;
- de situatie waarin gesproken wordt.

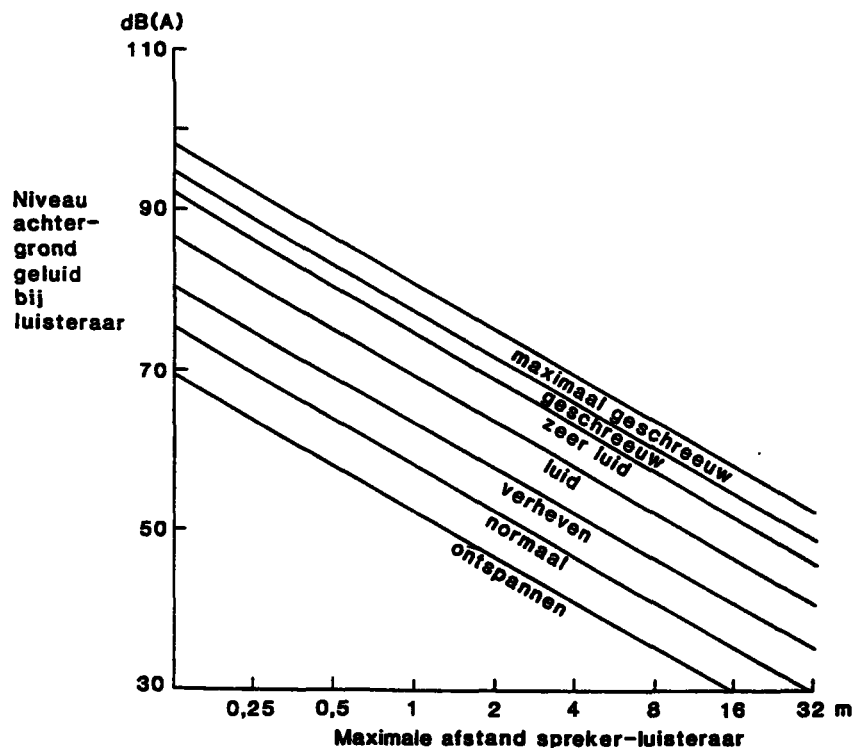
Afhankelijk van het door de spreker ervaren niveau van het omgevingsgeluid zal de spreker automatisch zijn stemniveau aanpassen. In figuur 6.1 is het gemiddelde spraakniveau (gemeten op 1 m afstand van de spreker) gegeven als functie van het niveau van het omgevingsgeluid ter plaatse van de spreker. Het gemiddelde 'normale' spraakniveau op 1 m van de spreker is 60 dB(A). Reeds vanaf een omgevingsniveau van zo'n 45 dB(A) neemt het spraakniveau toe. Als men zo hard mogelijk schreeuwt is het spraakniveau op 1 m afstand van de spreker gemiddeld 90 dB(A). De verticale as geeft tevens een kwalitatieve omschrijving van de bijbehorende vocale inspanning.

Figuur 6.1 Gemiddeld spraakniveau op 1 m afstand van de spreker als functie van het niveau van het omgevingsgeluid ter plaatse van de spreker. Tevens is de kwalitatieve omschrijving van de vocale inspanningen bij diverse spraakniveaus gegeven.



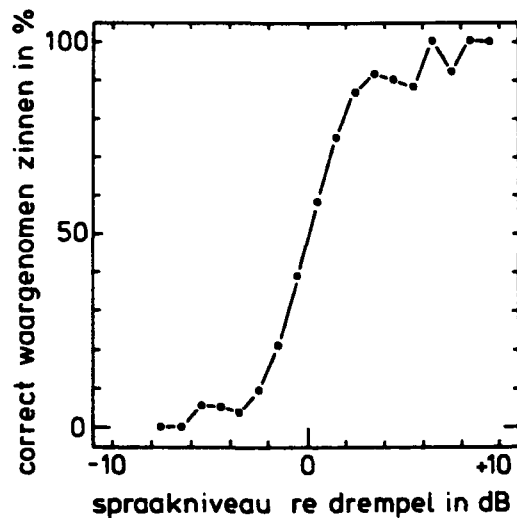
In figuur 6.2 is de maximale afstand tussen spreker en luisteraar gegeven waarbij, afhankelijk van het niveau van het omgevingsgeluid en van de vocale inspanning, nog juist een vrijwel volledige zinsverstaanbaarheid optreedt. Het blijkt dat zelfs als men zo hard mogelijk schreeuwt bij een omgevingsniveau van 80 dB(A) de afstand tussen spreker en luisteraar niet meer dan 1 m mag bedragen om spraak vrijwel volledig verstaanbaar te doen zijn.

Figuur 6.2 De maximale afstand tussen spreker en luisteraar voor een vrijwel volledige zinsverstaanbaarheid als functie van het niveau van het omgevingsgeluid bij de luisteraar voor diverse vocale inspanningen.



Met betrekking tot het verstaan van spraak nog het volgende. In figuur 6.3 (Smoorenburg, 1986) is uitgezet het percentage correct waargenomen zinnen als functie van het spraakniveau. De spraakniveaus zijn daarbij uitgezet relatief ten opzichte van het niveau waarbij 50% der zinnen geheel correct wordt verstaan. Het blijkt dat kleine veranderingen in het spraakniveau het percentage correct waargenomen zinnen sterk beïnvloedt. Een verandering van spraakniveau van 1 dB wijzigt het percentage correct waargenomen zinnen met 18 in het gebied rond de 50% zinsverstaanbaarheid. In de bijzondere situatie, waarin de verhouding tussen spraakniveau en omgevingsniveau zo is dat 68% der zinnen correct wordt waargenomen, zal bij een verlaging van het spraakniveau met 4 dB(A) de zinsverstaanbaarheid nog slechts 32% zijn, dat wil zeggen minder dan de helft.

Figuur 6.3 Het percentage volledig correct verstane zinnen als functie van het spraakniveau ten opzichte van het niveau waarbij 50% van de zinnen geheel correct wordt verstaan.



Een vermindering van het spraakniveau met 4 dB(A) kan derhalve in bepaalde situaties de zinsverstaanbaarheid meer dan halveren. Hiermee moet men bij een beoordeling van het gebruik van gehoorbeschermingsmiddelen in de arbeidssituatie terdege rekening houden. Immers, als iemand in een lawaaiige werkomgeving gehoorbeschermers draagt zal het door hem ervaren omgevingsniveau lager liggen dan in werkelijkheid, waardoor zijn spraakniveau zo'n 4 dB(A) lager ligt dan in de situatie waarin hij geen gehoorbeschermers draagt. Voor de luisteraar kan dit tot gevolg hebben dat diens zinsverstaanbaarheid meer dan gehalveerd wordt. Zou dit effect van de verminderde vocale inspanning niet zijn opgetreden, dan mag verwacht worden dat het dragen van gehoorbeschermingsmiddelen geen effect zou hebben op de spraakverstaanbaarheid voor personen met een normaal gehoor. Heeft de luisteraar een beduidende gehoorschade, dan kan ook zonder het effect van de verminderde vocale inspanning van de spreker de spraakverstaanbaarheid van de luisteraar nadelig beïnvloed worden doordat hij gehoorbeschermers draagt, omdat zijn gehoorbescherming en gehoorschade te zamen een deel van de spraak voor hem onhoorbaar maken. Het gegeven van een verminderde vocale inspanning bij het dragen van gehoorbeschermers zou in principe gecompenseerd kunnen worden door een verkleining van de afstand tussen spreker en luisteraar. Echter, in gevallen waar het niveau van het omgevingsgeluid zo hoog is dat gehoorbeschermers gedragen worden, is de maximale afstand voor een vrijwel volledige zinsverstaanbaarheid over het algemeen toch al klein. Bijvoorbeeld, stel dat het omgevingsniveau 85 dB(A) is, dan zal de spreker zonder gehoorbeschermingsmiddelen een spraakniveau produceren van 78 dB(A) op 1 m afstand. De vocale inspanning wordt dan omschreven als zeer luid. De maximale afstand tussen spreker en luisteraar is 0,40 m voor een vrijwel volledige

spraakverstaanbaarheid. Bij het dragen van gehoorbeschermers zal de vocale inspanning van de spreker afnemen van zeer luid tot luid (74 dB(A) op 1 m afstand) en de maximale afstand voor een vrijwel volledige zinsverstaanbaarheid tot 0,20 m. Houdt men in een dergelijke situatie de afstand tussen spreker en luisteraar op 0,50 m, dan zal zonder gehoorbeschermers de zinsverstaanbaarheid ongeveer 68% zijn en met een gehoorbeschermer dragende spreker slechts ongeveer 32%. Bij het dragen van gehoorbeschermingsmiddelen is het derhalve belangrijk dat men leert naar het eigen gevoel onnatuurlijk luid te spreken.

In het voorgaande is met betrekking tot de spraakverstaanbaarheid het omgevingsgeluid gekarakteriseerd door het (equivalente) geluidniveau. Naast deze geluidmaat worden in verfijndere spraakverstaanbaarheidsmodellen ook andere geluidmaten gebruikt, zoals Speech Interference Level (SIL, gemiddelde waarde van vier octaafbandniveaus van het omgevingsgeluid), Modified Articulation Index (MAI, waarin vijf octaafbandniveaus van het omgevingsgeluid betrokken zijn), Rapid Speech Transmission Index (RASTI, waarin ook de nagalmtijd van de betrokken werkruimte en eventueel de eigenschappen van een communicatiesysteem verdisconteerd zijn).

Bij het hiervoor gestelde dienen twee kanttekeningen geplaatst te worden. Ten eerste kan de maskering van spraak door omgevingsgeluid voor een deel gecompenseerd worden door training, gewenning en selectieve perceptie. Zo bleek bijvoorbeeld in een onderzoek dat werknemers in een lawaaiige fabriek in die fabriek spraak nog wel konden verstaan, maar niet onder andere even lawaaiige omstandigheden. Ten tweede weten we uit ervaring dat sprekers in een lawaaiige omgeving niet lange tijd achter elkaar schreeuwen. Ervaring van alledag toont aan dat ze dan alleen spreken als het absoluut noodzakelijk is, de inhoud van het gesprek veranderen en de informatie veelvuldig herhalen. Met andere woorden, geluid van voldoende hoog niveau belemmert een gesprek, het vermindert de inhoud van verbale uitwisseling, en het vereist frequente herhaling van informatie, hetgeen kan leiden tot irritatie, verwarring en vermoeidheid van de kant van de spreker en de luisteraar.

6.3 Effecten op werkprestatie en taakuitvoering

Er zijn vele laboratoriumexperimenten met proefpersonen gedaan naar de invloed van geluid op de uitvoering van mentale taken. Een beperking van deze experimenten als totaal is dat maar een gedeelte van de functies die bij het uitvoeren van taken een rol spelen op de effecten van geluid

zijn onderzocht. Ook is het onderzoek nog te fragmentarisch geweest om dosis-effectrelaties op te stellen. De experimenten hebben wel als verdienste dat ze inzicht geven in de wijze waarop geluid de uitoefening van taken kan beïnvloeden. Een aantal resultaten wordt hierna zeer beknopt weergegeven.

- Invloed op de arousaltoestand. Bij de mens zijn diverse arousalniveaus mogelijk: afhankelijk van de tijd van de dag, de genoten nachtrust, het gebruik van bijvoorbeeld koffie, alcohol, of slaapmiddelen zal men een lager of hoger alertheidsniveau hebben. Blootstelling aan geluid verhoogt over het algemeen het arousalniveau, terwijl slaperigheid een verlagende werking heeft op de arousal. Geluid kan de taakuitvoering ten goede komen wanneer men zonder geluid in de omgeving in een toestand van lage arousal zou verkeren, bijvoorbeeld door slaapttekort of het monotone karakter van het werk.
- Invloed op mentale functies (horen, zien en onthouden). Onder invloed van geluid kunnen korte onderbrekingen in de visuele taakwaarneming plaatsvinden en er kan versmalling van het blikveld optreden. Hiaten in de visuele taakwaarneming treden vooral op bij fluctuerend geluid met hoge niveaus (meer dan 80 dB(A)). In een aantal experimenten is aangetoond dat een door hiaten veroorzaakte vertraging in de taakuitvoering later goedge maakt wordt. Over het algemeen lijkt het effect niet van praktische betekenis. Met betrekking tot het geheugen zijn drie aspecten op de invloed van geluid bestudeerd: de capaciteit van het onmiddellijke geheugen, rehearsal (innerlijk herhalen van informatie) en semantisch clusteren (het in inhoudelijke categorieën groeperen van te onthouden gegevens). Op al deze aspecten kan geluid invloed hebben. De invloed op het onmiddellijke geheugen komt het duidelijkst naar voren als de proefpersonen naast een primaire taak ook een secundaire taak moeten uitvoeren. Met name het gebruik van het onmiddellijke geheugen bij de secundaire taak wordt dan door geluid ongunstig beïnvloed.
- Invloed op de gebruikte strategie. Visuele waarneming, het gebruik van het onmiddellijke geheugen en mentale operaties (semantisch clusteren, rekenkundige en grammaticale operaties) kunnen gezien worden als middelen waarmee een taak uitgevoerd wordt. Deze middelen worden met een bepaalde strategie aangewend. Geluid kan invloed hebben op de gevolgde strategie, naar aannemelijk is vanwege het feit dat de gebruikte middelen beïnvloed worden. Resultaten wijzen erop dat onder invloed van geluid de deelaspecten van een taak die prioriteit hadden een nog sterkere prioriteit krijgen ten opzichte van de overige taakonderdelen. Verder bestaan er aanwijzingen dat men onder invloed van geluid sterker vasthoudt aan eerder ontwikkelde strategieën, ook al zijn deze niet de meest geschikte voor de onderhavige taak.

- Neveneffecten. Een neiging tot extremer oordelen en een grotere mate van zekerheid over het oordeel kunnen verondersteld worden een gevolg te zijn van de hiervoor besproken effecten van geluid. Dit geldt eveneens voor de geconstateerde effecten die optreden bij het uitvoeren van taken na blootstelling aan geluid. Dat er onder bepaalde condities na-effecten optreden is redelijk aangetoond. Wat de aard van deze na-effecten is, is niet systematisch onderzocht.

Ten aanzien van de gevolgen voor de ondervonden hinder van een effect van geluid op de taakuitvoering, de volgende opmerkingen.

Door de strategie van de taakuitvoering te veranderen zal hinder bij de uitvoering van een taak zoveel mogelijk vermeden worden. Zo kan men voor het gebruik in een rumoerige omgeving een rekenmachine programmeren in plaats van de bewerkingsstappen steeds handmatig uit te voeren. Het resultaat zal niet slechter zijn en hinder door verstoring van het onmiddellijke geheugen wordt vermeden. In andere gevallen echter wordt hinder vermeden, maar lijdt het resultaat onder de aanpassing van de strategie. Bijvoorbeeld, als iemand in een lawaaige omgeving een tekst doorneemt en vanwege de beperking van het onmiddellijk geheugen er van afziet om de tekstonderdelen te integreren, zal hij mogelijke hinder voorkomen. Het hierdoor optredende verminderde begrip van de tekst is vaak iets wat niet direct duidelijk is.

Ook als er geen totaal-effect in het taakresultaat gevonden wordt, bijvoorbeeld in het geval dat langzame reacties door hiaten in de taakwaarneming gecompenseerd worden door snelle reacties, kan het feit dat men af en toe van de taak afgeleid wordt toch als hinderlijk ervaren worden.

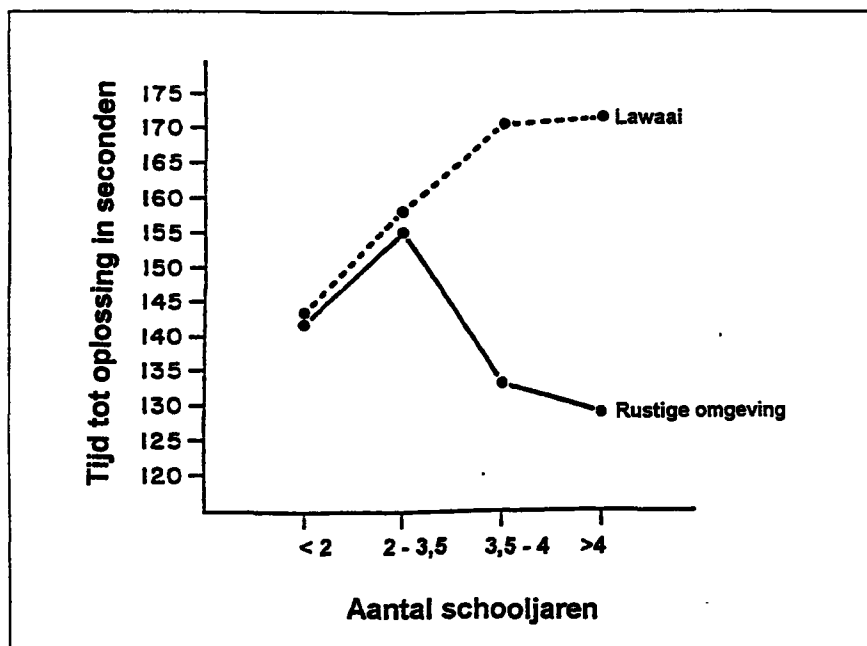
Er is weinig epidemiologisch onderzoek verricht naar de invloed van geluid op de werkprestatie en taakuitvoering. Bij dergelijk onderzoek in bestaande situaties doet zich het probleem voor dat vergelijkbare taken gevonden moeten worden die in een verschillend omgevingsgeluid uitgevoerd worden. Aangezien dit tot nu toe niet gelukt is, is onderzoek uitgevoerd waarbij het oorspronkelijke omgevingsgeluid verlaagd werd door het aanbrengen van akoestische voorzieningen. Wanneer dan een verbetering van de taakuitvoering blijkt, is het moeilijk te bepalen of dat alleen aan de vermindering van het omgevingsgeluid kan worden toegeschreven of tevens aan de algehele verbetering van werkomstandigheden en aan de extra aandacht die de werknemers ondervinden. Wel mag geconstateerd worden dat in de onderzochte praktische situaties de werkprestatie niet verslechterde na het aanbrengen van akoestische voorzieningen.

Er is één epidemiologisch onderzoek uitgevoerd naar het effect van geluid op de schoolprestaties van kinderen die tijdens schooltijd aan van buiten komende geluiden blootstaan (Cohen, 1980). Hij heeft het effect nagegaan van vliegtuiggeluid waaraan schoolkinderen uit de derde en vierde klas

tijdens schooltijd zijn blootgesteld. De gegevens van 142 kinderen uit vier scholen onder een aanvliegroute van Los Angeles International Airport, met gemiddeld elke 2,5 minuut een vliegtuig dat in het klaslokaal een maximaal geluidniveau van gemiddeld 74 dB(A) produceert (meer dan 300 vliegtuigen per schooldag), zijn vergeleken met die van 120 kinderen uit rustiger scholen met gemiddeld maximale geluidniveaus van 56 dB(A). De kinderen uit de lawaaiige scholen deden langer over het maken van puzzels of gaven het afmaken van puzzels voortijdig op (zie figuur 6.4). De kinderen die al langer op een lawaaiige school zaten, werden tijdens het uitvoeren van een zoektaak ook sneller door stemmen in de omgeving afgeleid en maakten meer fouten in hun werk. Volgens de onderzoekers wijzen de resultaten er op dat er geen adaptie is met betrekking tot motivatie en het uitvoeren van cognitieve taken.

Er is door Cohen ook nagegaan of het wonen in een al dan niet rustige omgeving, voor zover het om vliegtuiggeluid ging, van invloed was op de gemeten effecten. Er kon bij de tijdens schooltijd zwaar belaste groep kinderen geen verschil worden aangetoond tussen de deelgroep die in een rustige omgeving woonde en de overige kinderen.

Figuur 6.4 De gemiddelde duur van het oplossen van een puzzel door kinderen die al dan niet op school aan zeer veel vliegtuiggeluid blootstaan, als functie van het aantal jaren dat de school bezocht is (Bron: Cohen, 1980).



6.4 Samenvatting

In dit hoofdstuk zijn twee functionele effecten, te weten vermindering van de spraakcommunicatie en effecten op werkprestatie en taakuitvoering, door blootstelling aan geluid behandeld. Het volgende is daarbij aan de orde geweest:

- . vermindering van het goed verstaan van spraak onder invloed van voor de spraak irrelevante achtergrondgeluiden. Sprekers passen hun vocale inspanning en daarmee hun spraakniveau aan, afhankelijk van het door hen ervaren achtergrondniveau. Dit is van belang als sprekers in een lawaaiige omgeving gehoorbeschermingsmiddelen dragen;
- . effecten van geluid tijdens het verrichten van taken die concentratie vereisen:
 - . laboratoriumonderzoek heeft een aantal relevante aspecten te zien gegeven, die van belang zijn voor het begrijpen van de effecten door blootstelling aan geluid: de invloed van geluid op de arousaltoestand, op mentale functies en op de gebruikte strategie. Tevens kunnen er door de blootstelling aan geluiden tijdens het uitvoeren van taken neveneffecten optreden, zoals een neiging tot extremer oordelen;
 - . epidemiologisch onderzoek heeft uitgewezen dat bepaalde taken minder goed worden uitgevoerd door schoolkinderen onder invloed van vliegtuiggeluid tijdens schooltijd.

7. SLAAPVERSTORING

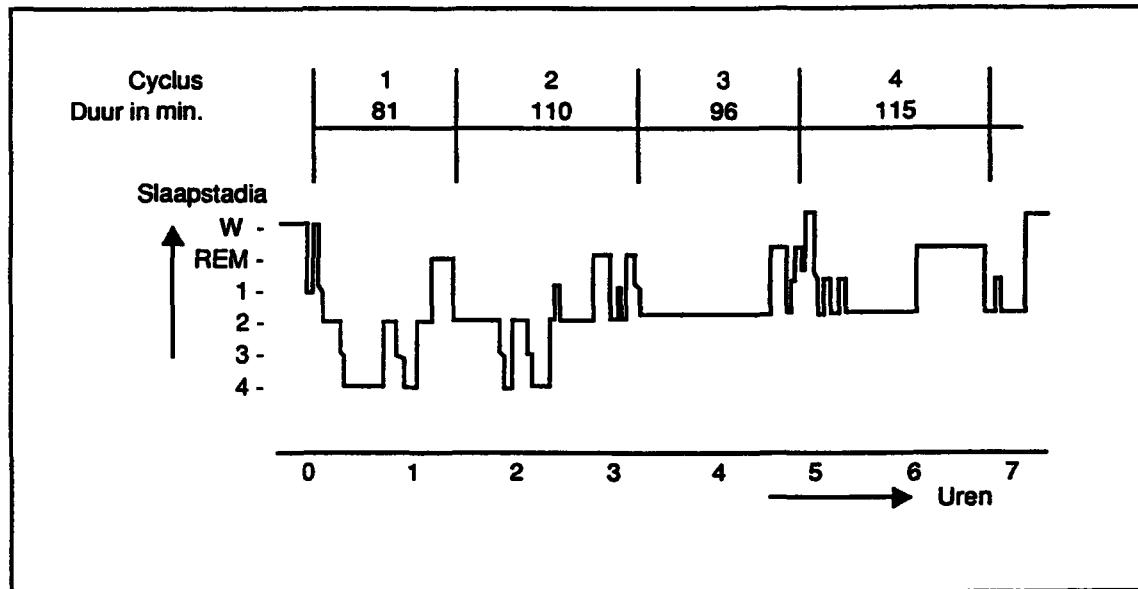
7.1 Inleiding

Volgens Jurriëns (1983), die in Nederland jarenlang onderzoek heeft gedaan naar de effecten van geluid op de slaap, is slaap te omschrijven als een herstelproces dat van wezenlijk belang is voor de mens om in zijn omgeving naar behoren te kunnen functioneren. Slaapverstoring door geluid moet dan ook gezien worden als een bedreiging voor de gezondheid. Verstoring van de slaap door uitwendige invloeden, zoals geluid, kan, volgens een advies van de Gezondheidsraad over vliegtuiggeluid en slaap (Gezondheidsraad, 1991) als gevolg hebben:

- beïnvloeding van de slaapkwaliteit;
- beïnvloeding van de stemming gedurende de volgende dag;
- beïnvloeding van de prestatie gedurende de volgende dag.

Slaapkwaliteit omvat zowel de structuur van de slaap als de manier waarop mensen hun slaap ervaren. Dit laatste meet men door hen te enquêteren. De (fysiologische) structuur van de slaap kan worden afgeleid uit het elektro-encefalogram (EEG), opgenomen tijdens het inslapen en tijdens de slaap. Het EEG is een continue registratie van potentiaalverschillen tussen bepaalde gedeelten van de hersenschors. Naast het EEG worden ook de oogbewegingen (elektro-oculogram) en veelal ook de spiertonus (elektro-myogram) geregistreerd. Uit het EEG (inclusief het EOG) kunnen uit de hierin voorkomende golfvormige patronen de slaapstadia worden vastgesteld. Er kan een aantal slaapstadia worden onderscheiden: W (waken), 1, 2, 3, 4, REM (Rapid Eye Movements: snelle oogbewegingen). Daarbij worden stadium 3 en 4 de diepe slaap genoemd, stadium 1 en 2 de lichte slaap en stadium REM de droomslaap. De diverse slaapstadia treden in de loop van de slaapperiode in een min of meer regelmatige afwisseling op, zoals gedemonstreerd is in figuur 7.1. De slaapstadia 3 en 4 komen veelal aan het begin van de slaapperiode voor en stadium REM in de loop van het tweede gedeelte van de slaapperiode.

Figuur 7.1 Een slaappatroon met cyclisch verloop van slaapstadia.



7.2 Slaapkwaliteit

Geluid gedurende de slaap kan in diverse opzichten afbreuk doen aan de slaapkwaliteit:

veranderingen in het slaappatroon;

veranderingen van slaapstadium, van diepere naar minder diepe slaap;

ontwaken;

veranderingen in cardiovasculaire en hormonale karakteristieken;

veranderingen in het immuunsysteem;

veranderingen in de subjectieve beleving van de slaapkwaliteit.

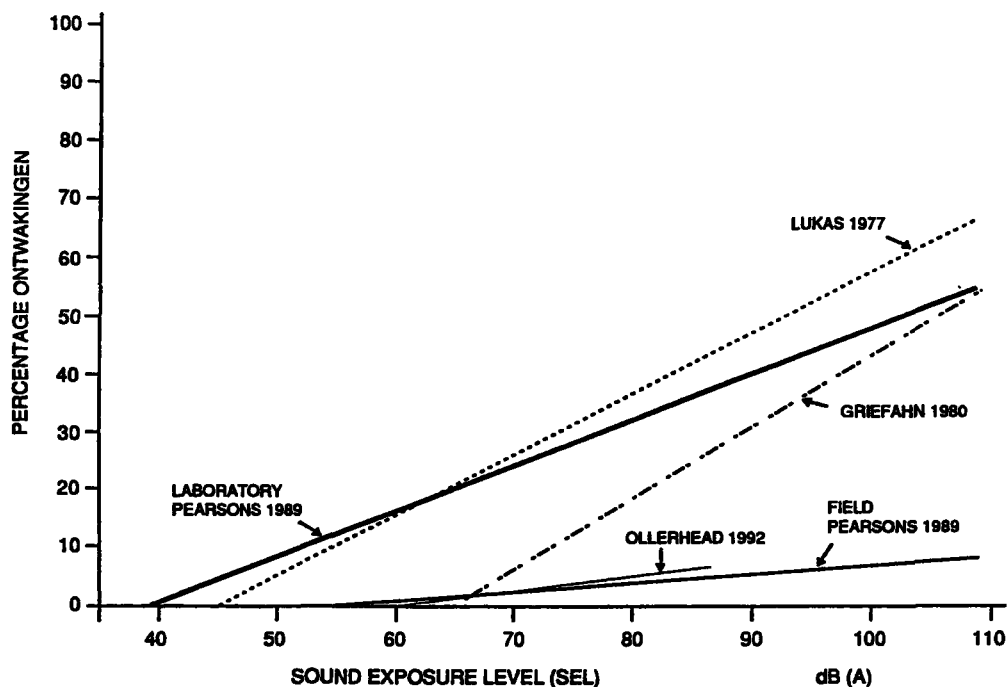
Slaappatroon

Nachtelijke geluiden die voldoende luid zijn kunnen het slaappatroon veranderen in die zin dat de tijd die men wakker ligt tijdens de slaaperiode langer wordt, evenals de slaaplatentie (de tijd tussen 'licht uit' en inslapen).

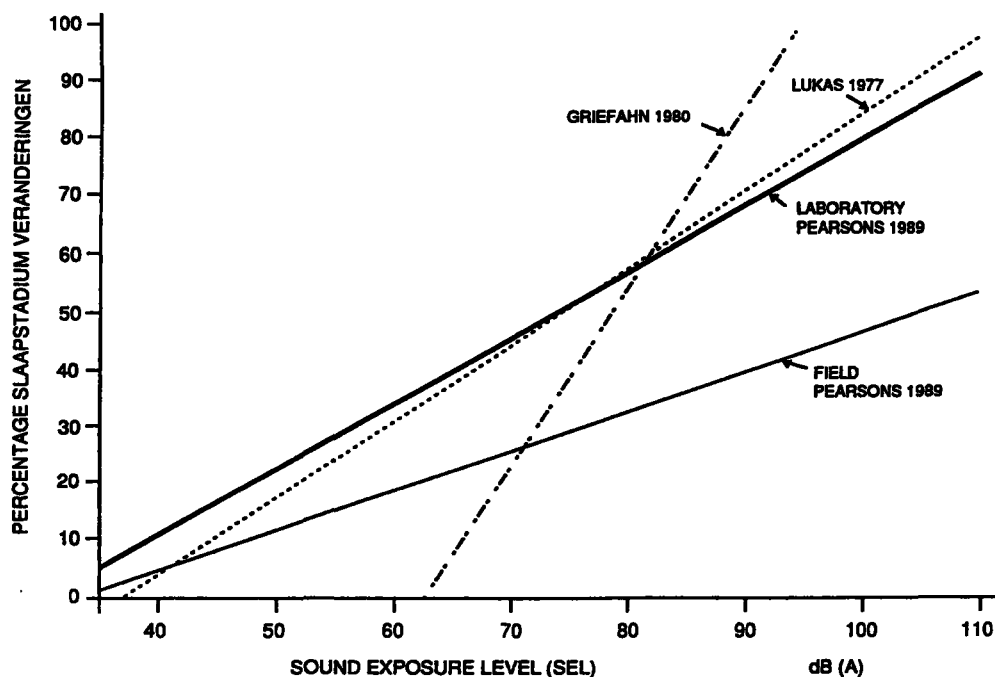
Veranderingen van slaapstadium en ontwaakreacties

Voor blootstelling aan intermitterend geluid, dat voortgebracht wordt door bijvoorbeeld vliegtuigen en treinen, zijn verscheidene blootstelling-effectrelaties tussen het niveau van het nachtelijk geluid en veranderingen van slaapstadium afgeleid. Deze zijn weergegeven in de figuren 7.2 en 7.3.

Figuur 7.2 Het percentage ontwaken als functie van de SEL-waarde van een geluidgebeurtenis, afkomstig uit onderzoek door Lukas, Griefahn, Pearsons en Ollerhead.



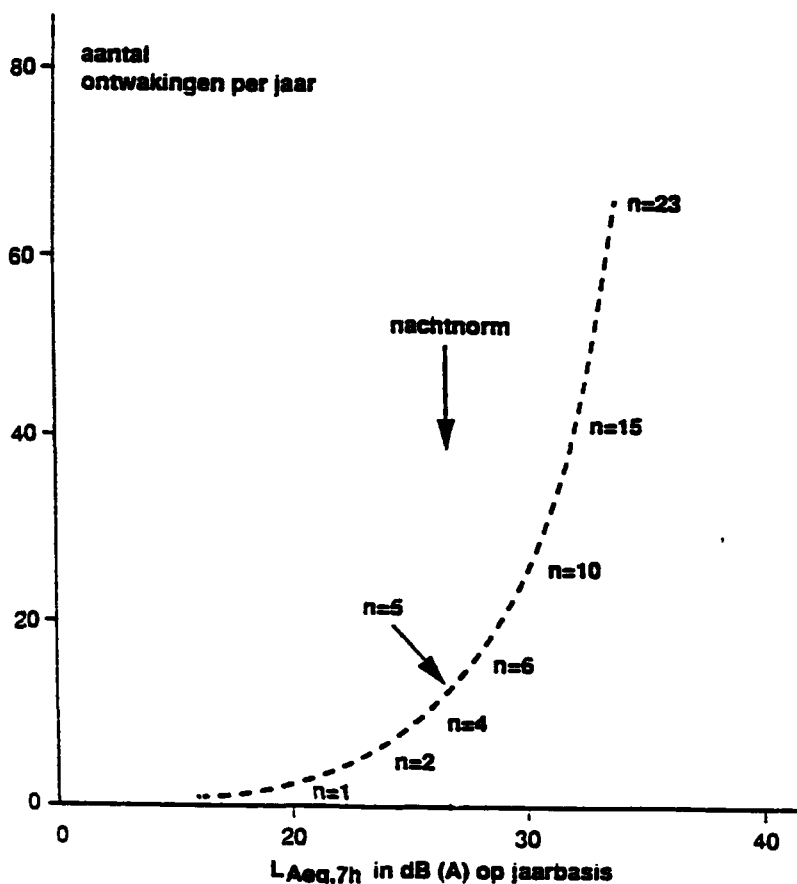
Figuur 7.3 Het percentage slaapstadium veranderingen als functie van de SEL-waarde van een geluidgebeurtenis, afkomstig uit onderzoek door Lukas, Griefahn en Pearsons.



De door Griefahn (1976) en Lukas (1975) voorgestelde relaties zijn voornamelijk ontleend aan laboratorium-experimenten. Pearsons (1989) maakt onderscheid tussen laboratorium- en epidemiologisch onderzoek. De curve die is ontleend aan het onderzoek van Ollerhead (1992),

heeft betrekking op epidemiologisch onderzoek. Vergelijking van de blootstelling-effectrelaties ontleend aan veldonderzoek met die van laboratoriumonderzoek geeft steun aan de hypothese dat gewenning leidt tot minder ontwaakreacties. Voor veranderingen van slaapstadium lijkt dit echter minder goed op te gaan, zoals ook naar voren komt in de uitkomsten van een gezamenlijk Europees onderzoek naar slaapverstoring (Jurriëns, 1983). Uit de twee veldonderzoeken blijkt dat ontwaakreacties beginnen op te treden bij een SEL-waarde van ongeveer 60 dB(A), binnenshuis gemeten. Het optreden van door geluid teweeggebrachte slaapstadiumveranderingen begint bij een binnenshuis bepaalde SEL-waarde van ongeveer 35 dB(A). Op basis van een aan deze beide veldonderzoeken ontleende voorlopige blootstelling-effectrelatie is een voorlopige relatie geschat tussen het totale aantal ontwaakreacties en slaapstadiumveranderingen in een jaar enerzijds en het nachtelijke binnenshuis gemeten equivalente geluidniveau - in de periode van 23.00 tot 06.00 uur - ten gevolge van vliegtuiggeluid, bepaald op jaarbasis, anderzijds (Passchier-Vermeer, 1994). Dit equivalente geluidniveau is gekozen als geluidbelastingsmaat in wettelijke regelingen die ter zake van nachtvluchten rond grote Nederlandse vliegvelden vastgesteld zijn.

Figuur 7.4 Het gemiddeld aantal ontwakingen op jaarbasis tengevolge van nachtelijk vliegtuiggeluid als functie van het equivalente geluidniveau van de nachtvluchten, binnenshuis gemeten (Bron: Passchier-Vermeer, 1994).



Cardiovasculaire en hormonale parameters gedurende de slaap

Geluid tijdens de slaap kan de hartslag doen toenemen (Hofman, 1991); van gewenning lijkt bij dit effect geen sprake te zijn. Bij plotseling optredend geluid, zoals van vliegtuigen, treinen en wegvoertuigen, beginnen effecten in de hartslag op te treden vanaf een SEL-waarde van 40 dB(A), binnenshuis gemeten.

De invloed van nachtelijk geluid op het endocrien systeem is tot dusver niet epidemiologisch onderzocht; wel is één laboratorium-onderzoek gedaan (Gruber, 1992; Maschke, 1992). Dat onderzoek had betrekking op veranderingen in de uitscheiding van epinefrine en norepinefrine***** in de urine, in afhankelijkheid van blootstelling aan vliegtuigeluid. Bij equivalente geluidniveaus binnenshuis van 35 dB(A) (64 overvluchten) zijn statistisch significante effecten waargenomen. Volgens Ising (1993) blijkt uit dit onderzoek een hoge correlatie tussen de epinefrine-niveaus en slaapstadiumveranderingen.

Het immuunsysteem gedurende de slaap

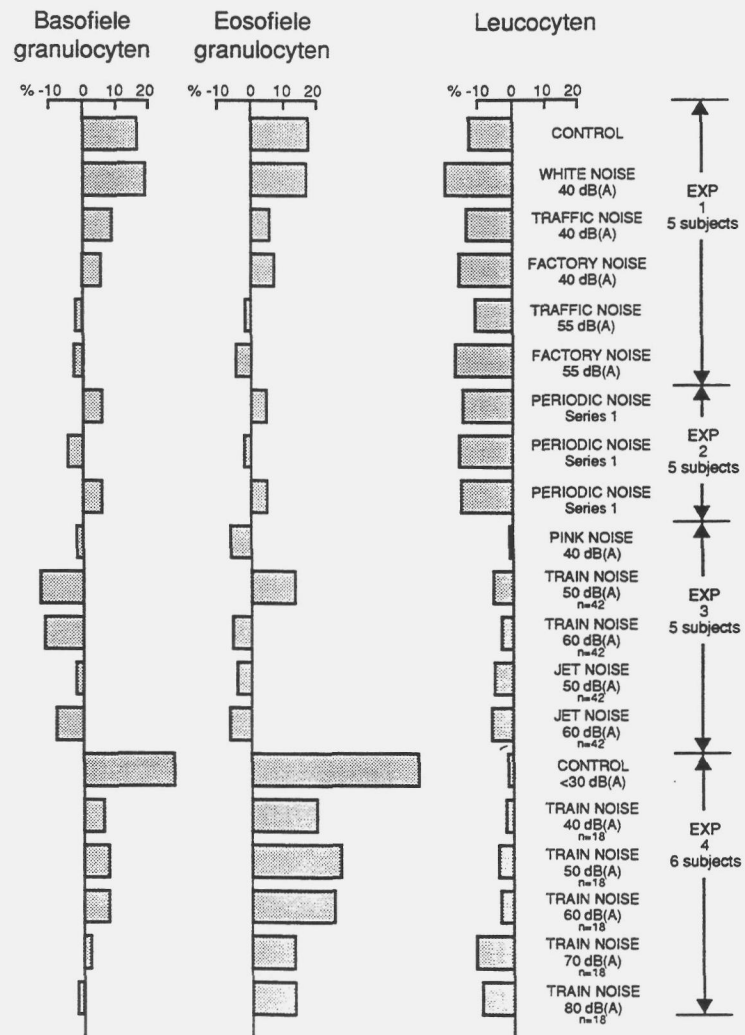
Slechts in één serie van vier Japanse onderzoeken (Osada, 1968, 1969, 1972, 1974) zijn veranderingen gemeten in de percentages leucocyten en granulocyten in het bloed tijdens nachten waarin proefpersonen al dan niet aan geluiden werden blootgesteld. Het resultaat is gegeven in figuur 7.5. Hoe moeten deze resultaten worden geïnterpreteerd? Ten eerste is het zeer onwaarschijnlijk dat het überhaupt mogelijk is dat er gedurende een uur of 6 á 7 zulke grote veranderingen in percentages leucocyten en granulocyten optreden. Deze geconstateerde grote veranderingen zijn zeer waarschijnlijk het gevolg van meetfouten (Marth, persoonlijke mededeling). Ten tweede is het zeer onwaarschijnlijk dat deze veranderingen optreden ten gevolge van gebeurtenissen gedurende dezelfde nacht, omdat de tijdschaal van deze veranderingen groter is dan een paar uur. De gesignaleerde veranderingen zijn, afgezien van meetfouten, wellicht het gevolg van gebeurtenissen gedurende de dag(en) en nacht(en) voor de lawaai-nachten.

Deze twee opmerkingen zijn in lijn met de opmerkelijke verschillen in de resultaten van experimenten met redelijk overeenkomstige geluidbelastingen. Bij de twee vrijwel identieke geluidbelastingen in experiment 2 is weliswaar de afname van de leukocytenconcentratie in het bloed gedurende de nacht gelijk, maar het effect op de concentratie basofiele en eosofiele granulocyten is tegengesteld. Tussen de resultaten in de controle-situaties treden ook opmerkelijke verschillen op. Het is op grond van de onderzoeksresultaten van Osada niet mogelijk om conclusies

***** Epinefrine en norepinefrine worden ook aangeduid als adrenaline en noradrenaline. Het zijn stresshormonen.

te trekken over de aard en omvang van de (eventuele) effecten van blootstelling aan geluid gedurende de slaaperiode op het immuunsysteem.

Figuur 7.5 Resultaten van experimenteel onderzoek naar effecten van diverse soorten geluiden op parameters van het immuunsysteem. De resultaten betreffen de verschillen in concentratie van basofiele granulocyten, eosofiele granulocyten en leucocyten in het bloed, zoals gemeten 's avonds voor het slapen gaan en 's morgens vroeg, uitgedrukt in een percentage voor het slapen gaan. (Bron: Osada, 1968, 1969, 1972, 1974).



Subjectieve slaapkwaliteit

De subjectief ervaren slaapkwaliteit is verminderd bij mensen die blootstaan aan hoge niveaus van nachtelijk geluid, zelfs als ze al vele jaren in een lawaaiige omgeving wonen. In één onderzoek (Miedema, 1993) zijn gegevens van de subjectief ervaren slaapkwaliteit verzameld in het kader van vragenlijsten over geluidhinder. Analyses van die gegevens leverden aanwijzingen op dat de slaapkwaliteit begint te verminderen vanaf equivalente geluidniveaus gedurende de nacht (23.00 - 07.00 uur), buitenshuis gemeten, van 40 dB(A). Verder onderzoek is nodig om vast te stellen of deze voorlopige waarde van 40 dB(A), buitenshuis gemeten, inderdaad beschouwd kan worden als het waarnemingsniveau van de subjectief ervaren slaapkwaliteit. Daarbij zal rekening gehouden moeten worden met de geluis-isolatiewaarden van woningen en met het gebruik van ramen.

7.3 Na-effecten: stemming en functioneren

Het functioneren op de dag volgend op een nacht waarin personen aan geluiden zijn blootgesteld, wordt veelal gemeten met behulp van reactietijdtesten. Uit het gezamenlijke Europese onderzoek (Jurriëns, 1983) blijkt dat de reactietijd zowel 's morgens als in de loop van de dag langer is als men in de voorgaande nacht aan meer geluid was blootgesteld. Het betrof daarbij onderzoek bij mensen die jarenlang geslapen hebben in situaties met veel verkeersgeluid en waarbij ten behoeve van het onderzoek (tijdelijk) geluidwerende voorzieningen aan de woningen zijn getroffen.

Opvallend is het resultaat van Ohrström (1988) met betrekking tot reactietijdtesten bij studenten die in het laboratorium gedurende 14 nachten aan wegverkeersgeluid blootgesteld werden. De studenten werden in twee groepen ingedeeld op grond van hun geluidgevoeligheid. De gemiddelde geluidgevoeligheid van de geluidgevoelige groep was 57, die van de niet-geluidgevoelige groep 17 (op een gevoeligheidsschaal, oplopend van 0 tot 100). Bij de groep niet-geluidgevoeligen nam, tegen de verwachting in, door de geluidblootstelling het resultaat van de reactietijdtest meer af dan bij de groep geluidgevoeligen. Ook veranderde de stemming in de geluidgevoelige groep niet, terwijl de niet-geluidgevoelige groep zich wel veel minder actief voelde op de dagen na blootstelling aan geluid tijdens de slaap. Er trad met betrekking tot de reactietijd geen gewenning op in de loop van de veertien dagen na de geluidbelastingen 's nachts.

Hofman (1991) vatte de resultaten van 14 studies naar het effect van nachtelijk geluid op de stemming de volgende dag samen. In vier publikaties is er geen effect, in acht van de overige 10 studies is er een statistisch significante verslechtering van de stemming, en in de twee overige

gevallen een statistisch niet significante verslechtering van de stemming (significantieniveau tussen 5% en 10%).

7.4 Samenvatting

In dit hoofdstuk zijn de effecten van blootstelling aan geluid tijdens de slaaperiode behandeld. Het volgende is daarbij aan de orde geweest:

- . vermindering van de slaapkwaliteit tot uitdrukking komend in tussentijds ontwaken en in mogelijke veranderingen in de volgende aspecten: het slaappatroon, de slaapstadia, cardiovasculaire en hormonale karakteristieken en het immuunsysteem;
- . veranderingen in de subjectieve beleving van de slaapkwaliteit;
- . na-effecten in stemming en functioneren op de dag volgend op een door geluid verstoorde slaap;
- . er zijn voorlopige expositie-effectrelaties bekend voor het aantal ontwaken en het aantal slaapstadiumveranderingen als functie van de geluidbelasting uitgedrukt in de SEL waarde van een geluidgebeurtenis.

Literatuur

ABEY-WICKRAMA I, A'BROOK MF, GATTONI FEG, et al. Mental-hospital admissions and aircraft noise. *Lancet* 1969;ii(633) 1275-7.

ALTENA K. Medische gevolgen van Lawaai. Leidschendam: VROM, 1989. nr GA-DR-03-01).

ANDO Y, HATTORI H. Statistical studies on the effects of intense noise during human fetal life. *J Sound Vibr* 1973;27:101-10.

ANDO Y, HATTORI H. Effects of noise on human placental lactogen (HPL) levels in maternal plasma. *Br J Obstet Gynaecol* 1977;84:115-8.

ANDO Y, HATTORI H. Effect of noise on babies. *J Acoust Soc Am* 1977;62(1):199-204.

AXELSSON A, JERSSON T. Noisy toys: a possible source of sensorineural hearing loss. *Pediatrics* 1985;76:574.

AXELSSON A, HELLSTROM PA, ALTSCHULER R, et al. Inner ear damage from toy cap pistols and fire-crackers. *Int J Ped Otorhinolaryngol* 1991;21:143-8.

AXELSSON A, DINGERINK H, HELLSTROM PA, et al. The sound world of the child. *Scand Audiol* 1993;22:117-24.

BABISCH W, ISING H. Epidemiologische Studien zum Zusammenhang zwischen Verkerslarm und Herzinfarkt. *Bundesgesundheitsblatt* 1992;35(1):3-11.

BABISCH W, ELWOOD PC, ISING H, et al. Verkehrslärm als Risikofaktor für Herzinfarkt. In: Ising-H, Kruppa B, eds. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag, 1993:135-66. Schriftenreihe 88 des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene.

BABISCH W, GALLACHER JE, ELWOOD PC, et al. Traffic noise and cardiovascular risk. The Caerphilly study, first phase. Outdoor noise levels and risk factors. *Arch Environ Health* 1988;43(6):407-14.

BABISCH W, ISING H, ELWOOD P, et al. Traffic noise and cardiovascular risk: The Caerphilly and Speedwell studies, second phase. Risk estimation, prevalence and incidence of ischemic heart disease. *Arch Env Health* 1993;48:406-13.

BABISCH W, ISING H, GALLACHER JEJ, et al. Traffic noise, work noise and cardiovascular risk factors: the Caerphilly and Speedwell collaborative heart disease studies. *Environ Int* 1990;16:425-35.

BITTER C, BOSSERS PA, GUNST E VAN. Onderzoek naar de fysische omstandigheden in de kantoorruimte van ingenieursbureau Dwars, Heederik en Verhey. Delft: IMG-TNO, 1974. Rapport C345.

CHUNG DY, GAMMON RP, MASON K. Factors affecting the prevalence of tinnitus. *Audiology* 1984;23:441-52.

COHEN A. The influence of a hearing conservation program on extra-auditory problems in workmen. *J Public Safety* 1976;8:146-61.

COHEN S, EVANS GW, KRANTZ DS, et al. Physiological, motivational, and cognitive effects of aircraft noise on children. *Am Psychol* 1980;35:231-43.

COLES R, SMITH P, DAVIS A. The relationship between noise-induced hearing loss and tinnitus and its management. In: Berglund B, Lindvall T, eds. *Proceedings of the 5th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Stockholm, Sweden, 21-25 August 1988*. Stockholm, Swedish Council for Building Research, 1990:87-112.

DIJK FJH van. *Effecten van lawaai op gezondheid en welzijn in de industrie*. Proefschrift Universiteit van Amsterdam, 1984.

EDMONDS LD, LAYDE PM, ERICKSON JD. Airport noise and teratogenesis. *Arch Environ Health* 1979;34(4):243-7.

GEZONDHEIDSRAAD. *Advieswaarden voor de kwaliteit van de buitenlucht. Algemene beschouwingen*. Den Haag: Gezondheidsraad, 1977. Rapport 1977/07.

GEZONDHEIDSRAAD. *Commissie Vliegtuiglawaai en slaap. Vliegtuiglawaai en slaap*. Den Haag: Gezondheidsraad, 1991. Publ. nr. 1991/05.

GEZONDHEIDSRAAD. *Commissie Stress en gezondheid. Stress en gezondheid*. Den Haag: Gezondheidsraad, 1992. Publ. nr. A92/02.

GEZONDHEIDSRAAD. *Commissie Noise and Health. Noise and Health*. Ook verschenen in het Nederlands: *Geluid en Gezondheid*. Den Haag: Gezondheidsraad, 1994. Publ.nr. 1994/15 E.

GRIEFAHN B, JANSEN G, KLOSTERKÖTTER W. Zur Problematik lärmbedingter Schlafstörungen: eine Auswertung von Schlaf-Literatur. *Umweltbundesamt* 1976;4:1-251.

GRUBER J. Sleep disturbance by aircraft noise: changes of sleep stages and increased catecholamine secretion. *KNMG- Nachtvluichten en slaapverstoring: symposium 1992*. Rotterdam: KNMG, 1992:21-31.

GUPTA D, VISHWAKAARMA SK. Toy weapons and fire-crackers: a source of hearing loss. *Laryngoscope* 1989;99:330-4.

HERBOLD M, HENSE HW, KEIL U. Effects of road traffic noise on prevalence of hypertension in men: results of the Lübeck blood pressure study. *Soz Präventivmed* 1989;34(1):19-23.

HOFMAN W. Vliegtuiglawaai, slaap en gezondheid: een literatuurstudie. Den Haag: Gezondheidsraad, 1991. Publ.nr A91/01.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO-7029. Acoustics-Threshold of hearing by air conduction as a function of age and sex for otologically normal persons. Geneva: ISO, 1984.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO-1999. Acoustics: determination of occupational noise exposure and estimation of noise-induced impairment. Geneva: ISO, 1990.

ISING H, REBENTISCH E. Comparison of acute reactions and long-term extra-aural effects of occupational and environmental noise exposure (abstract). In: Vallet M, ed. Proceedings 6th International Congress on Noise as a Public Health Problem. Vol 3. Nice: INRETS, 1993:280-7.

JENKINS L, TARNAPOLSKY A, HAND D. Psychiatric admissions and aircraft noise from London airport: four year, three hospitals' study. *Psychol Med* 1981;11:765-82.

JOB RFS. Community responses to noise: a review of factors influencing the relationship between noise exposure and reaction. *J Acoust Soc Am* 1988;83(3):991-1001.

JONES FN, TAUSCHER J. Residence under an airport landing pattern as a factor in teratogenesis. *Arch Environ Health* 1978;34:243-7.

JONG RG DE. Geluideffecten hogesnelheidstreinen. Leiden: NIPG-TNO, 1993. Publ.nr. 93.001.

JURRIËNS AA, GRIEFAHN B, KUMAR A, et al. An essay on European research collaboration: Common results from the project on traffic noise and sleep in the home. In: Rossi G, ed. Proceedings IVth International Congress on Noise as a Public Health Problem: Vol 2. Milan: Centro Ricercha E Studi Amplifon, 1983:929-37.

KNIPSCHILD PG. Medische gevolgen van vliegtuiglawaai. Proefschrift Universiteit van Amsterdam, 1976.

KNIPSCHILD PG, SALLÉ H. Verkeerslawaai en hart-vaatziekte: een bevolkingsonderzoek in Doetinchem. *T Soc Geneesk* 1977;55:334-7.

KNIPSCHILD PG, MEIJER H, SALLÉ H. Vliegtuiglawaai en geboortegewicht: een analyse van gegevens van de consultatiebureau's voor zuigelingen en kleuterzorg van het Groene Kruis in zes dorpen rond Schiphol. *T Soc Geneesk* 1979;57:330-5.

KNIPSCHILD PG, MEIJER H, SALLÉ H. Wegverkeerslawaai, psychische problematiek en bloeddruk: uitkomsten van een bevolkingsonderzoek in Amsterdam. *T Soc Gezondheidz* 1984;62:758-65.

KRYTER KD. Aircraft noise and social factors in psychiatric hospital admission rates: a re-examination of some data [published erratum appeared in *Psychol Med* 1990; 20(4):1022]. *Psychol Med* 1990;20(2):395-411.

LUKAS JS. Noise and sleep: a literature review and a proposed criterion for assessing effect. *J Acoust Soc Am* 1975;58(6):1232-42.

MARTH E. Lärm: Ablauf verschiedener endocriner und biochemischer Reaktionen. *Forum Stadte Hygiene* 1990;41:34-9.

MARTH E, GALLASCH E, FÜGER GF, et al. Fluglärm: Veränderung biochemischer Parameter. *Zentralbl Bakteriol Mikrobiol Hyg (B)* 1988;185(4-5):498-508.

MASCHKE C. Der Einfluß von Nachtfluglärm auf den Schlafverlang und die Katecholaminausscheidung. Thesis Technischen Universität Berlin, 1992.

MELAMED S, LUZ J, GREEN MS. Noise exposure, noise annoyance and their relation to psychological distress, accident and sickness absence among blue-collar workers: The Cordis study. *Isr J Med Sci* 1992;28(8-9):629-35.

MIEDEMA HME. Hinder door geluid op de arbeidsplaats: literatuurstudie. Den Haag: ICG, 1985. Rapport LA-DR-08-01.

MIEDEMA HME. Response functions for environmental noise in residential areas. Leiden: NIPG-TNO, 1992. Publ.nr. 92.021.

MIEDEMA HME. Geluidmaten voor vliegverkeer. Leiden: NIPG-TNO, 1993. Publ.nr. 93.085.

NEMECEK J. Kritische Bemerkungen zum Entwurf der Richtlinie VDI 2569. *Lärmbekämpfung* 1980; 27:172-4.

NEMECEK J. Individuelle und Arbeitsbedingte Einflüsse aus Lärmwirkungen bei geistiger Arbeit. *Lärmbekämpfung* 1981;28:111-6.

NEMECEK J, GRANDJEAN E. Noise and landscape offices. *Appl Ergonomics* 1973;4:19-22.

NEUSS H, RÜDDEL H, SCHULTE W. Traffic noise and hypertension: an epidemiological study on the role of subjective reactions. *Int Arch Occup Environ Health* 1983;51:223-9.

NEUSS H, RÜDDEL H, SCHULTE W, et al. The long-term effect of noise on blood pressure. *J Hypert* 1983;1(S2):251-3.

ÖHRSTRÖM E. Sleep disturbance, psycho-social and medical symptoms: a survey among persons exposed to high levels of road traffic noise. *J Sound Vibr* 1989;133(1):117-28.

ÖHRSTRÖM E. Psycho-social effects of traffic noise exposure. *J Sound Vibr* 1991;151(3):513-7.

ÖHRSTRÖM E. Long-term effects in terms of psycho-social wellbeing, annoyance and sleep disturbance in areas exposed to high levels of road traffic noise. In Vallet M, ed. *Proceedings 6th International Congress on Noise as a Public Health*. Volume 2. Nice: INRETS, 1993:209-12.

ÖHRSTRÖM E, BJÖRKMAN M, RYLANDER R. Primary and after effects of noise during sleep with reference to noise sensitivity and habituation: studies in laboratory and field. In: Berglund B, Lindvall T, eds. *Proceedings 5th International Congress on Noise as a Public Health Problem*. Vol 5. Stockholm: Swedish Council for Building Research, 1990:55-63.

OLLERHEAD JB, JONES CJ, CADOUX RE, et al. Report of a field study of aircraft noise and sleep disturbance. London: Civil Aviation Authority, 1992.

OSADA Y, TSUNAHIMA S, YOSHIDA K, et al. Experimental study on the influence of noise on sleep. *Bull Inst Public Health (Tokyo)* 1968;17(3):208-17.

OSADA Y, TSUNASHINA S, YOSHIDA K, et al. Sleep impairment caused by short time exposure to continuous and intermittent noise. *Bull Inst Public Health (Tokyo)* 1969;18:1-9.

OSADA Y, TSUNAHIMA S, YOSHIDA K, et al. Effects of train and jet aircraft noise on sleep. *Bull Inst Public Health (Tokyo)* 1972;21(3):133-8.

OSADA Y, OGAWA S, OHKUBO C, et al. Experimental study on the sleep interference by train noise. *Bull Inst Public Health (Tokyo)* 1974;23(3):171-7.

PASSCHIER-VERMEER W. Het gehoor van jongeren en blootstelling aan geluid. Leiden: NIPG-TNO, 1989. Publ.nr. 89007.

PASSCHIER-VERMEER W. Noise from toys and the hearing of children. Leiden: NIPG-TNO, 1991. Publ.nr. 91.032.

PASSCHIER-VERMEER W. Geluid en gezondheid. Den Haag: Gezondheidsraad, 1993a. Publ.nr A93/02.

PASSCHIER-VERMEER W. Noise and Health. Den Haag: Gezondheidsraad, 1993b. Publ.nr A93/02E.

PASSCHIER-VERMEER W. Noise-induced hearing lost from daily occupational noise exposure: extrapolations to other exposure patterns and other populations. In: Vallet M, ed. Proceedings 6th International Congress on Noise as a Public Health. Volume 3. Nice: INRETS, 1993c:99-105.

PASSCHIER-VERMEER W. Nachtelijk vliegtuiglawaai: schattingen van ontwaakreacties en slaapstadiumverschuivingen. Leiden: TNO-PG, 1994a. Rapport nr 94.021.

PASSCHIER-VERMEER W. Rating of helicopter noise with respect to annoyance. Leiden, TNO-PG, 1994b. Rapport nr. 94.061.

PASSCHIER-VERMEER W, LEIJTEN JL. Beroepslethorendheid en de melding van beroepsziekten in Nederland. Leiden: NIPG-TNO, 1987. Publ.nr. 87.004.

PASSCHIER-VERMEER W, RÖVEKAMP AJM. Verband tussen gehoorschade en de sociale handicap door een verminderd hoorvermogen bij groepen personen die tijdens hun werk aan lawaai zijn geëxponeerd. In: Passchier-Vermeer W, et al. Preventie gehoorschade door lawaai. Voordrachten ter gelegenheid van het 10-jarig jubileum van de NVBA. Leiden: NIPG-TNO, 1985:185-202.

PASSCHIER-VERMEER W, RÖVEKAMP AJM. De beoordeling van het gehoor met betrekking tot het verstaan van spraak en de gehoorverliezen in het toondrempelaudiogram. Leiden: NIPG-TNO, 1987. Publ.nr. 87.003.

PEARSONS KS, BARBER DS, TABACKNICK BG. Analyses of the predictability of noise-induced sleep disturbance. Canoga Park: BBN Systems and Technologies Corporation, 1989. Report AD-A220 156.

RÖVEKAMP AJM, PASSCHIER-VERMEER W. Anamnese tijdens gehooronderzoek bij de uitvoering van een gehoorbeschermingsprogramma. Leiden: NIPG-TNO, 1987.

SCHMIDT JAW, ROYSTER LH, PEARSONS RG. Impact of an industrial hearing conservation program on occupational injuries for males and females. J Acoust Soc Am 1980;67:S59.

SCHÖNPFLUG W, WIELAND R. Untersuchungen zur Äquivalenz schwankender Schallpegel. Berlin 1982, Lärmbekämpfung, Forschungsbericht, 82-105 01 24.

SCHWARZE S. Langjährige Lärmbelastung und Gesundheit. Dortmund: Bundesanstalt für Arbeitsschutz, 1991. Rapport nr FB 636.

SMOORENBURG GF, GOLDSTEIN-BROUWERS WG van. Spraak-verstaan in relatie tot het toonaudiogram bij slechthorendheid ten gevolge van lawaai. Soesterberg: IZF-TNO, 1986. Rapport 1986 C-17.

SUST CA. Geräusche mittlerer intensität: Auswirkungen auf Büro- und Verwaltungstätigkeiten. Z Lärmbekämpfung 1989;36:2-7.

Bijlage A Definities en begrippen

A.1 Geluid

Geluid bestaat uit verdichtingen en verdunningen in de lucht die zich vanaf een geluidbron in alle richtingen voortplanten. Op een bepaalde plaats gaat geluid gepaard met drukvariaties rond de atmosferische druk. Deze drukvariaties kunnen als functie van de tijd mathematisch beschreven worden als de som van een of meer sinusfuncties. Van een zuivere toon kan de variatie in de geluidsdruk beschreven worden met één sinus als functie van de tijd.

A.2 Frequentie

Het aantal geluidsdrukvariaties per seconde is de frequentie van een geluid en wordt uitgedrukt in hertz (afgekort Hz). De frequentie is bepalend voor de toonhoogte: een hoge toon (bijvoorbeeld 4000 Hz) klinkt snerpnd, piepend en een lage toon (bijvoorbeeld 200 Hz) klinkt als gebrom.

A.3 Geluiddrukniveau

Behalve de frequentie kan men aan geluid de sterkte (L) onderscheiden. Deze hangt samen met de geluidsdruk (p). In de praktijk lopen de waarden van de geluidsdrukken uiteen van minder dan 20 µPa tot meer dan 200 Pa, dat wil zeggen met meer dan een factor 10 miljoen. Daarom gebruikt men in de akoestiek niet de geluidsdruk, maar de logaritme ($^{10}\log$) van deze druk ten opzichte van een referentiedruk (p_0). De referentiegeluidsdruk, die een waarde heeft van 20 µPa, heeft men zo gekozen dat een toon van 1000 Hz met een sterkte gelijk aan de referentiegeluidsdruk gemiddeld juist gehoord wordt door iemand met een normaal gehoor. Het geluiddrukniveau wordt uitgedrukt in decibel (afgekort dB). In formule:

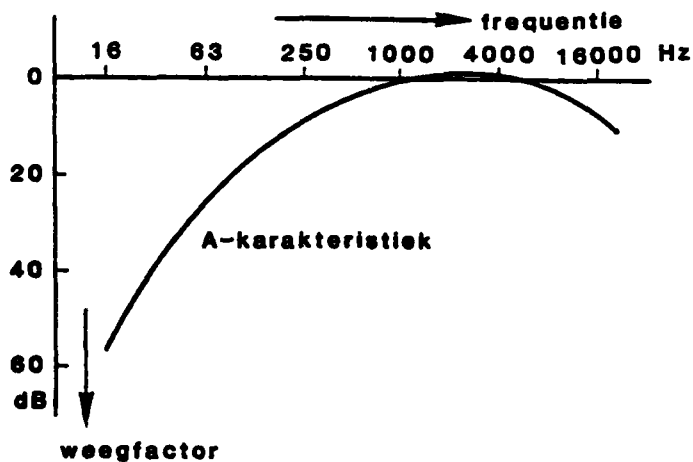
$$L = 10 \log \frac{p^2}{p_0^2} \text{ (dB) } (p_0 = 20 \mu \text{ Pa})$$

A. 4 Geluidniveau

Het gehoororgaan van de mens is niet even gevoelig voor geluiden met hetzelfde geluiddrukniveau die verschillende frequenties hebben. Om met deze gehoorgevoeligheid rekening te houden, maakt

men bij het meten van geluid vaak gebruik van een filter dat de geluiddruk niveaus bij de verschillende frequenties ongeveer zo waardeert, als het gehoor doet. Dit is een filter met een zogenoemde A-karakteristiek. In figuur A.1 is deze karakteristiek grafisch weergegeven. Meet men het geluiddruk niveau van een geluid, terwijl men de A-weging toepast, dan noemt men het resultaat het geluidniveau in dB(A).

Figuur A1. Frequentieweging van geluid.



A.5 Equivalent geluidniveau

Varieert de sterkte van geluid in de loop van de tijd, dan bepaalt men in de akoestiek voor vele toepassingen het zogenoemde equivalente geluidniveau over een bepaalde periode. Dit kan in formule als volgt worden weergegeven:

$$L_{Aeq,T} = 10 \log \frac{1}{T} \int_0^T \frac{p_A^2(t)}{p_0^2} dt \quad (dB(A))$$

- met $p_A(t)$ de A-gewogen geluiddruk die op tijdstip t aanwezig is;
- T de duur van de beschouwde periode.

Het equivalente geluidniveau kan ook als functie van de momentane geluidniveaus gedurende de beoordelingstijd worden weergegeven. Het equivalente geluidniveau kan dan als volgt worden geschreven:

$$L_{Aeq,T} = 10 \log \frac{1}{T} \int_0^T 10^{L(t)/10} dt \quad (\text{dB(A)})$$

- met $L(t)$ het A-gewogen geluidniveau op tijdstip t ;
- T de duur van de beschouwde periode.

A.6 Etmaalwaarde van de geluidbelasting (L_{etm})

$$L_{etm} = \max (L_{Aeq,d}, L_{Aeq,ev} + 5, L_{Aeq,n} + 10) \quad (\text{dB(A)})$$

De etmaalwaarde is het maximum van de equivalente geluidniveaus gedurende bepaalde gedeelten van het etmaal, waarbij het equivalente geluidniveau 's nachts met 10 dB(A) wordt verhoogd en bij sommige geluidbronnen gedurende de avond met 5 dB(A). De dag (d) is de periode van 7.00 - 19.00 uur. De avond (ev) is de periode van 19.00 - 23.00 uur en de nacht (n) de periode van 23.00 - 7.00 uur.

A.7 Geluidbelasting B door vliegtuigen

$$B = 20 \log \sum_N (n_i \times 10^{L_i/15}) - 157 \quad \text{Ke (Kosten-eenheden)}$$

waarbij:

- N het aantal overvluchten per jaar, waarbij slechts de overvluchten met een $L_{A,max}$ waarde van tenminste 65 dB(A) worden beschouwd
- L_i het maximale geluidniveau tijdens overvlucht i
- n_i een weegfactor, afhankelijk van de periode gedurende het etmaal (deze factor is 10 gedurende de nacht en 1 overdag).

A.8 Sound exposure level van een geluidgebeurtenis

$$SEL = L_{Ax} = L_{Aeq,t} + 10 \log t \quad (dB(A))$$

waarbij:

- t de expositietijd in s.

A.9 Verband tussen SEL en $L_{Aeq,T}$

Als er gedurende een periode van T uur n geluidgebeurtenissen optreden met elk dezelfde SEL-waarde, dan is het verband tussen SEL en $L_{Aeq,T}$ als volgt:

$$L_{Aeq,T} = SEL + 10 \log n/T - 35,6 \quad (dB(A))$$

A.10 Benadering van het verband tussen L_{etm} en B voor vliegtuiggeluid

Voor vliegtuiggeluid hangt het verband tussen B en L_{etm} af van vele factoren zoals de verdeling van de overvluchten gedurende de dag, de avond en de nacht. Voor de situatie rond de luchthaven Schiphol in 1992, waarbij de vliegtuigovervluchten voor de meeste start- en landingsbanen als volgt gemiddeld over het etmaal verdeeld waren: 80% gedurende de dag, 15% gedurende de avond en 5% gedurende de nacht, bleek het empirische verband voor B groter dan 30 Ke bij benadering als volgt:

$$L_{etm} \approx \frac{1}{2}B + 45 \quad (dB(A))$$

Reprografie: TNO-PG
Projectnummer: 40065