

**TNO-rapport**

**2008-D-R1051/B**

**Hinder door geluid van windturbines**

*Dosis-effectrelaties op basis van Nederlandse en Zweedse gegevens*

Datum oktober 2008

Auteur(s) Sabine A. Janssen  
Henk Vos  
Arno R. Eisses

Met dank aan Frits van den Berg en Eja Pedersen voor hun waardevolle advies en het beschikbaar stellen van hun onderzoeksgegevens

Opdrachtgever Ministerie van VROM

Projectnummer 034.84108

Titel Hinder door geluid van windturbines

Aantal pagina's 29 (incl. bijlagen)  
Aantal bijlagen 4

Alle rechten voorbehouden. Niets uit dit rapport mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke 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 onderzoeksopdrachten aan TNO, dan wel de betreffende terzake tussen de partijen gesloten overeenkomst.

Het ter inzage geven van het TNO-rapport aan direct belanghebbenden is toegestaan.



# Inhoudsopgave

<b>1</b>	<b>Inleiding.....</b>	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>Stand van zaken.....</b>	<b>5</b>
<b>3</b>	<b>Doelstelling van het project .....</b>	<b>6</b>
<b>4</b>	<b>Methode.....</b>	<b>7</b>
4.1	Onderzoeksopzet en steekproeftrekking.....	7
4.2	Geluidmaten .....	7
4.3	Vragenlijst .....	8
4.4	Statistisch model .....	9
<b>5</b>	<b>Resultaten.....</b>	<b>11</b>
5.1	Omgevings- en respondentkenmerken .....	11
5.2	Hinder .....	12
5.3	Invloed van studie, persoonskenmerken en omgevingskenmerken op hinder.....	14
5.4	Dosis-effectrelaties voor hinder binnenshuis en buitenshuis.....	16
5.5	Slaapverstoring door windturbines.....	18
<b>6</b>	<b>Discussie .....</b>	<b>20</b>
<b>7</b>	<b>Referenties.....</b>	<b>21</b>
	<b>Bijlage(n)</b>	
	A Omrekening naar geluidbelastingen $L_{den}$ en $L_{night}$	
	B Vergelijking tussen de drie studies	
	C Verwachte percentages (ernstig) gehinderden	
	D Vergelijking met verkeers- en industriegeluid	

# 1 Inleiding

Wereldwijd leiden de beperkte voorraad fossiele brandstoffen en de antropogene uitstoot van broeikasgassen tot grote zorgen. Mede daardoor is er steeds meer belangstelling voor duurzame, milieuvriendelijke alternatieven voor het opwekken van elektriciteit. Het huidige kabinet streeft ernaar in 2020 20% van de Nederlandse elektriciteitsbehoefte door duurzame bronnen te leveren, waarvan bijna de helft volgens Europese doelstelling al in 2010 zal moeten zijn bereikt. Om deze doelstelling te halen zal het aandeel duurzame elektriciteit, met name afkomstig uit windenergie, de komende jaren moeten blijven toenemen, en zal er een aanzienlijk aantal windturbines moeten worden bijgebouwd. Uit onderzoek blijkt echter dat omwonenden het geluid dat door windturbines geproduceerd wordt als hinderlijk ervaren (Pedersen, 2007; van den Berg, 2008). Ondanks eerdere bevindingen bestaat er onzekerheid rondom de dosis-effectrelatie voor windturbinegeluid, mede doordat de eerdere blootstellingsbepaling aan windturbinegeluid niet direct met internationale standaarden, zoals bij belasting door verkeersgeluid, overeenkomt. Om het welzijn van burgers te beschermen moet, bij een toenemende inzet van windturbines, een betere handhaving van de geluidproductie door windturbines mogelijk zijn. Door windturbines niet langer onder het Activiteitenbesluit van de Wet Milieubeheer te laten vallen, maar als onderdeel van de infrastructuur te beschouwen, is een betere handhaving mogelijk. Voor het doorvoeren van een dergelijke verandering is voldoende wetenschappelijke onderbouwing nodig. In het onderhavige rapport wordt door TNO in opdracht van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu de relatie tussen de blootstelling aan geluid door windturbines en verwachte percentages (ernstige) hinder vastgesteld op basis van bestaande gegevens verzameld in Zweden en Nederland.

## 2 Stand van zaken

Uit onderzoek naar effecten van windturbines op omwonenden uitgevoerd in Zweden en Nederland blijkt dat een deel van de omwonenden het geluid dat door windturbines wordt geproduceerd als hinderlijk ervaart (Pedersen, 2007; van den Berg, 2008). Hierbij wordt het geluid van de rotorbladen het hinderlijkst gevonden, maar ook het veranderde uitzicht en het waarnemen van de beweging van de rotorbladen wordt vaak als hinderlijke factor benoemd. Visuele factoren (bv. het kunnen zien van één of meer windturbines vanuit huis) en omgevingsfactoren (bv. wonen in landelijk versus bebouwd gebied) kunnen de hinder door windturbinegeluid beïnvloeden (Pedersen & Larsman, 2008). Geluidhinder door windturbines komt vaker voor wanneer de windturbine zichtbaar is dan wanneer deze niet zichtbaar is vanuit de woning, en wanneer men van oordeel is dat het landschap in negatieve zin beïnvloed wordt door een of meerdere windturbines. Het effect van urbanisatiegraad is niet eenduidig: in Zweden werd de hoogste hinder gevonden in landelijke gebieden, terwijl in Nederland in de landelijke gebieden juist minder geluidhinder door windturbines werd gerapporteerd dan in een bebouwde omgeving. Verder bleken mensen in Nederland die economisch profijt hebben van windturbines vrijwel geen geluidhinder hiervan te rapporteren, ondanks gemiddeld hogere geluidbelastingen. Naast hinder lijkt het geluid van windturbines bij de hogere geluidblootstellingen ook verstoring van de slaap tot gevolg te hebben (Pedersen, 2007; van den Berg e.a., 2008). Bovendien rapporteren respondenten die geluidhinder zeggen te ondervinden van windturbines meer symptomen van stress, voelen zij zich minder uitgerust in de ochtend en beoordelen zij hun leefomgeving als minder geschikt om tot rust te komen en op krachten te komen (Pedersen & Persson Waye, 2007; Pedersen & Persson Waye, 2008).

### 3 Doelstelling van het project

Er zijn aanwijzingen dat de verwachte hinder door windturbinegeluid bij een bepaalde geluidbelasting hoger ligt dan voor verkeersgeluid (Pedersen & Persson Waye, 2004; van den Berg e.a., 2008). Mogelijke redenen voor de relatief hoge hinder die gevonden wordt bij de over het algemeen lagere geluidniveaus van windturbines zijn kenmerken van het geluid (zweepend, fluitend, bonkend) en de niet afnemende geluidblootstellingen in de overigens stillere nachtperiode. Echter, de tot nu toe gerapporteerde dosis-effectrelaties voor hinder van windturbinegeluid zijn niet direct vergelijkbaar met eerder bepaalde dosis-effectrelaties voor hinder van verkeersgeluid (Miedema & Vos, 1998; Miedema & Oudshoorn, 2001) of industriegeluid (Miedema & Vos, 2004). Ten eerste is door Pedersen & Persson Waye (2004) niet gerekend met een internationale standaardmaat voor de geluidblootstelling ( $L_{den}$  of  $L_{dn}$ ). Ten tweede is voor het bepalen van het percentage (ernstige) hinder door geluid van windturbines de gerapporteerde hinder buitenshuis gebruikt, terwijl dosis-effectrelaties voor hinder uit andere bronnen bepaald zijn op basis van studies waarin meestal niet duidelijk gespecificeerd was of het om hinder binnen- of buitenshuis ging. Bovendien verschillen de methodes die gebruikt zijn voor het bepalen van de relatie. Hieronder wordt op basis van de eerder verzamelde gegevens in Zweden en Nederland de relatie bepaald tussen de blootstellingsmaat  $L_{den}$  en de hinder (zowel binnen- als buitenshuis) door windturbines met behulp van dezelfde methode als eerder gebruikt voor het opstellen van hinderrelaties voor verkeersgeluid en industriegeluid. Daarnaast wordt de relatie onderzocht tussen windturbinegeluid uitgedrukt in  $L_{night}$  en gerapporteerde verstoring van de slaap. Vervolgens wordt een vergelijking gemaakt met de bestaande dosis-effectrelaties voor verkeersgeluid en industriegeluid.

## 4 Methode

### 4.1 Onderzoeksopzet en steekproeftrekking

De gebruikte gegevens zijn afkomstig van onderzoek uitgevoerd in Zweden (2000, 2005) en in Nederland (2007). Het Zweedse onderzoek uit 2000 bestond uit een cross-sectionele steekproef van respondenten, die blootgesteld waren aan verschillende geluidsniveaus door windturbines. Het onderzoek werd uitgevoerd in de zomer in een grotendeels voor landbouw gebruikt vlak landschap in het zuiden van het land. Van de 513 uitgestuurde vragenlijsten werden 351 (68%) bruikbare vragenlijsten retour ontvangen. Het Zweedse onderzoek uit 2005 was eveneens een cross-sectionele steekproef, maar werd uitgevoerd in gebieden met verschillend terrein (vlak of complex) en urbanisatiegraad (landelijk of (voor)stedelijk). In de zomer van 2005 werden de vragenlijsten verstuurd naar 1309 respondenten, waarna 754 (58%) bruikbare vragenlijsten retour werden ontvangen.

De Nederlandse studie werd uitgevoerd in 2007. De onderzoeksgroep bestond uit een gestratificeerde steekproef van de Nederlandse populatie van personen die binnen een straal van 2,5 kilometer van een windturbine wonen. De stratificatiecriteria waren: 1. Blootstellingsgroep: 25-30, 30-35, 35-40, 40-45 (immissie geluidsniveau door windturbines in dB(A), zie onder *geluidmaten*), en 2. Omgeving: A. rustig landelijk, B landelijk met een hoofdweg, C bebouwde omgeving. In elk van de  $4 \times 3 = 12$  cellen werd gestreefd naar een minimale respons van 50 respondenten bij een respons van tenminste 30%. Het meetinstrument bestond uit een schriftelijke vragenlijst, gebaseerd op de in de Zweedse studies gebruikte vragenlijst, die per post werd toegestuurd in de tweede helft van april 2007. Om het responspercentage te verhogen ontvingen de respondenten een cadeaubon. Van de totaal aangeschreven respondenten (1948) werden 725 (37%) bruikbare enquêteformulieren terug ontvangen. In een non-respons analyse werd geen verschil in hinder door geluid van windturbines gevonden tussen respondenten en non-respondenten.

### 4.2 Geluidmaten

De dosismaat  $L_{den}$  voor geluidsbelasting is bepaald volgens de definitie uit de EU-Richtlijn Omgevingslawaai (ISO, 2002).  $L_{den}$  wordt gedefinieerd in termen van  $L_{Aeq}$  (A-gewogen equivalent geluidniveau) gedurende de dagperiode ( $d$ ), de avondperiode ( $e$ ) en de nachtperiode ( $n$ ), en voorziet in een straffactor van 5 dB(A) voor geluid in de avond en een straffactor van 10 dB(A) voor geluid in de nacht:

$$L_{den} = 10 \cdot \log\left(\frac{12}{24} \cdot 10^{LD/10} + \frac{4}{24} \cdot 10^{(LE+5)/10} + \frac{8}{24} \cdot 10^{(LN+10)/10}\right).$$

In deze formule zijn  $L_d$ ,  $L_e$  and  $L_n$  lange termijn  $L_{Aeq}$ 's zoals gedefinieerd door ISO (2002) voor respectievelijk de dagperiode (7:00-19:00), de avondperiode (19:00-23:00) en de nachtperiode (23:00-7:00). De geluidbelasting  $L_{den}$  is berekend op basis van het in de eerdere studies (zie Pedersen, 2007; van den Berg e.a., 2008) voor elk respondentadres (buiten) bepaalde immissieniveau (in A-gewogen sound power levels) van de dichtstbijzijnde windturbine. Dit immissieniveau was gebaseerd op windsnelheden van 8 m/s op 10 meter hoogte in een neutrale atmosfeer, met de windrichting in de richting van de respondent, volgens de richtlijnen van de Swedish Environmental Protection Agency (2001). Hierop is een correctie van +4,7 dB(A) toegepast, door van den Berg (2008) berekend als het gemiddelde verschil tussen  $L_{den}$  en het immissieniveau bij 8 m/s windsnelheid, uitgaande van drie verschillende typen windturbines, drie ashoogten en twee locaties (aan de kust en landinwaarts). In principe is de correctie afhankelijk

van de windsnelheidsverdeling op een specifieke locatie, het type windturbine en de ashoogte. Ter vergelijking heeft TNO voor de Nederlandse situatie ook de geluidbelasting  $L_{den}$  berekend met een variabele correctie, afhankelijk van de locatie, het type en de ashoogte van de dichtstbijzijnde windturbine. Hierbij zijn de correcties gebruikt die van den Berg (2008) voor drie typen windturbines heeft berekend, aangevuld met correcties voor andere voorkomende typen windturbines en ashoogten, berekend door TNO conform de methode van Van den Berg (bijlage A geeft hierover meer informatie). Echter, de op deze manier verkregen geluidbelasting  $L_{den}$  levert geen betere voorspelling van de hinder op dan de geluidbelasting die berekend is met vaste correctie (de correlaties tussen  $L_{den}$  en hinder werden hiermee niet hoger). Omdat bovendien de gegevens over de statistische verdeling van de windsnelheden voor de Zweedse locaties niet beschikbaar waren (zodat een variabele correctie voor de Zweedse respondenten niet mogelijk is), is voor het vaststellen van de dosis-effectrelaties op basis van de drie databestanden uitgegaan van dezelfde, vaste correctie voor de omrekening naar  $L_{den}$ . Ook voor de omrekening naar  $L_{night}$ , het A-gewogen equivalente geluidniveau gedurende de nachtperiode (23:00-7:00), is uitgegaan van een vaste correctie (-1.6 dB(A), zie ook bijlage A).

### 4.3 Vragenlijst

In Zweden is de hinder door windturbines gemeten door middel van een vragenlijst, waarbij het doel van de enquête verborgen was. De vragenlijst had als titel: "Wonen op het platteland" en wekte de indruk de focus te leggen op algemene woonomstandigheden in landelijk gebied. De vraag naar hinder door windturbines (en andere mogelijke bronnen van hinder) luidde: 'Hieronder staat een rijtje met dingen die u kunnen opvallen of waar u hinder van kunt ondervinden als u binnen bent. Zou u van elk daarvan willen aangeven of u ze waarneemt en of u er door gehinderd bent?', met als antwoordmogelijkheden 1 'niet waargenomen', 2 'waargenomen maar niet gehinderd', 3 'een beetje gehinderd', 4 'tamelijk gehinderd' en 5 'erg gehinderd' op een 5-puntschaal. Dezelfde vraag werd gesteld naar hinder buitenshuis bij de woning. In de tweede Zweedse studie is hinder door windturbines, zowel binnenshuis als buitenshuis, aanvullend bevraagd door middel van een 11-puntschaal, lopend van 0 'helemaal niet gehinderd' tot 10 'extreem gehinderd'. Slaapverstoring is gemeten met de vraag: 'Wordt uw slaap wel eens onderbroken door geluid?' met als antwoordmogelijkheden 'nee' of 'ja'. Zichtbaarheid van de windturbine is gemeten met de vraag 'Kunt u een windturbine zien vanuit uw woning of tuin/balkon?' met als antwoordmogelijkheden 'nee' of 'ja'. Met behulp van de vraag 'Bent u (mede)eigenaar van een windturbine?', met als antwoordmogelijkheden 'nee' of 'ja', werd gemeten of men economisch profijt heeft van windturbines. Geluidgevoeligheid is gemeten op een 4-puntschaal, lopend van 1 'helemaal niet gevoelig' tot 4 'zeer gevoelig'. De vragenlijst bevatte verder vragen over demografische kenmerken, gezondheid en de houding ten opzichte van windturbines, en in de tweede Zweedse studie ook extra vragen over de beoordeling van de woonomgeving en het omgaan met stressvolle gebeurtenissen.

In Nederland is de hinder door windturbines eveneens gemeten door middel van een vragenlijst naar de beleving van de woonomgeving, waarbij het doel van de enquête verborgen was. Alle belangrijke vragen met betrekking tot blootstelling en hinder uit de Zweedse vragenlijst werden behouden, alleen is geluidgevoeligheid gemeten met een 5-puntschaal, lopend van 1 'helemaal niet gevoelig' tot 5 'zeer gevoelig', en is slaapverstoring gemeten met de vraag: 'Hoe vaak wordt uw slaap onderbroken door geluid?' met als antwoordmogelijkheden 1 '(bijna) nooit', 2 'tenminste één keer in het afgelopen jaar', 3 'tenminste één keer in de afgelopen maand', 4 'tenminste één keer in de afgelopen week' en 5 '(bijna) dagelijks'. Verder werden extra vragen met betrekking tot gezondheid toegevoegd, evenals vragen met betrekking tot andere omgevingsfactoren om het doel van de vragenlijst beter te maskeren en om vergelijkingen te kunnen maken met hinder door andere omgevingsfactoren.



In de onderhavige studie zijn de 5-puntschalen naar hinder binnenshuis en buitenshuis gebruikt als maat voor hinder, echter gehercodeerd tot een 4-puntschaal waarbij de antwoordcategorieën 1 en 2 zijn samengevoegd tot ‘niet gehinderd’. Ook is de vraag naar slaapverstoring in het Nederlandse onderzoek gehercodeerd tot dichotome variabele, waarbij antwoordcategorie 1 en 2 als ‘(bijna) nooit’ werden gescoord, en antwoordcategorie 3, 4, en 5 als ‘tenminste één keer in de afgelopen maand’. Vervolgens zijn de hindervragen, evenals de vragen naar slaapverstoring en geluidgevoeligheid, getransformeerd naar een schaal van 0-100. Deze transformatie is gebaseerd op de veronderstelling dat  $m$  antwoordcategorieën het gebied van 0 tot 100 in  $m$  intervallen met gelijke breedte verdeelt. De algemene regel die de positie van een tussenliggende categorie op het 0-100 interval aangeeft is:  $\text{score}_{\text{categorie } i} = 100 \cdot i/m$ , waarbij  $i$  is de rang van de categorie, beginnend van 1 voor de laagste categorie, tot  $m$ , het aantal categorieën. De verdeling van de hinderscores bij een gegeven geluidsniveau kan op verschillende manieren worden weergegeven. Vaak wordt het percentage antwoorden dat een zekere grens overschrijdt gerapporteerd. Als de grens 72 is op een 0-100 schaal, wordt het resultaat het percentage “ernstig gehinderde” personen (%HA: % Highly Annoyed) genoemd, de grens van 50 geeft het percentage “gehinderde” personen (%A: % Annoyed).

#### 4.4 Statistisch model

Om de relatie tussen  $L_{den}$  en de bovenstaande hinderscores te bepalen hebben we hetzelfde statistisch model gebruikt dat eerder voor hinder van verkeersgeluid gebruikt is (beschreven in Miedema & Oudshoorn, 2001 en Groothuis-Oudshoorn & Miedema, 2006). In dit model wordt het percentage (ernstig) gehinderden (%HA en %A) bepaald voor een gegeven  $L_{den}$ :

$$P_C(L_{den}) = 100 \cdot (1 - \Phi((C - [\beta_0 + \beta_1 L_{den} + \sum_i \beta_i X_i])/\sigma)),$$

waarbij  $P_C(L_{den})$  het percentage personen blootgesteld aan  $L_{den}$  met een hinderscore (schaal 0-100) boven grenswaarde  $C$  (72 voor %HA, 50 voor %A),  $\Phi$  de cumulatieve standaard normaalverdeling,  $X_i$  extra voorspellers zoals leeftijd of geluidgevoeligheid, en  $\beta_0$ ,  $\beta_1$ ,  $\beta_i$ , en  $\sigma$  modelparameters zijn. Parameter  $\beta_0$  is het intercept en  $\beta_1$  de helling, die de verandering van zelfgerapporteerde hinder beschrijft als een functie van  $L_{den}$ . Extra variabelen worden weergegeven door  $X_i$  en parameters  $\beta_i$  geven aan hoe hinder toeneemt als een functie van deze variabelen. De parameters  $\beta_0$ ,  $\beta_1$ ,  $\sigma_0$ ,  $\sigma_1$ , en de overige parameters  $\beta_i$  en  $\sigma_i$  corresponderend met predictoren  $X_i$  worden geschat uit de data. Van de error-componenten wordt aangenomen dat deze random verdeeld zijn met een gemiddelde van 0.

Dit model werd toegepast op de gecombineerde dataset, waarbij voor elk van de twee Zweedse studies een zogenaamde dummy-variabele werd opgenomen om mogelijke verschillen in hinder tussen deze studies en de Nederlandse studie, die als referentie gebruikt werd, te beschrijven. De helling van het effect van  $L_{den}$  op hinder  $\beta_1$  werd constant verondersteld tussen studies. Vervolgens werden de volgende extra variabelen één voor één in het basismodel opgenomen om hun invloed te bepalen: *Leeftijd* en *Leeftijd*<sup>2</sup> (tevens het kwadraat in verband met eerder onderzoek naar hinder door verkeersgeluid waarin een omgekeerd U-verband werd aangetroffen tussen leeftijd en hinder), *Geslacht*, *Geluidgevoeligheid*, *Economisch profijt*, *Zichtbaarheid*, *Urbanisatiegraad* (landelijk versus weinig/matig stedelijk, voor de Nederlandse situatie zoals gehanteerd door het CBS op basis van omgevingsadressendichtheid, voor de Zweedse situatie zoals gehanteerd door de onderzoekers) en *Landschap* (vlak versus complex). Ook werden deze variabelen gezamenlijk in het basismodel opgenomen, waarbij door middel van een stapsgewijze eliminatie van de niet significant bijdragende variabelen het meest spaarzame model om de hinder te voorspellen werd geïdentificeerd. Tenslotte is een nieuw model zonder extra variabelen opgesteld waarin het studie-effect buiten beschouwing werd gelaten, resulterend in een enkele relatie voor de gecombineerde

data van de drie studies met een vast intercept  $\beta_0$  en een vaste helling van het effect van  $L_{den}$  op hinder  $\beta_1$ .

Op dezelfde wijze werd een model opgesteld voor slaapverstoring, echter met  $L_{night}$  in plaats van  $L_{den}$  als voorspeller, en met grenswaarde  $C=50$  voor de bepaling van het percentage slaapverstoorden ( $\%SD$ ). Ook hierbij is eerst een basismodel opgesteld met dummy-variabelen voor het studie-effect, waarna de extra variabelen *Geslacht*, *Geluidgevoeligheid*, *Leeftijd*, *Leeftijd*<sup>2</sup> en *Economisch profijt één* voor één in het basismodel werden opgenomen om hun invloed te bepalen. Ook werden deze variabelen gezamenlijk in het basismodel opgenomen, waarbij door middel van een stapsgewijze eliminatie de niet significant bijdragende variabelen werden verwijderd uit het model. Vervolgens is een model zonder studie-effect en zonder extra variabelen opgesteld, resulterend in een enkele relatie voor de gecombineerde data.

## 5 Resultaten

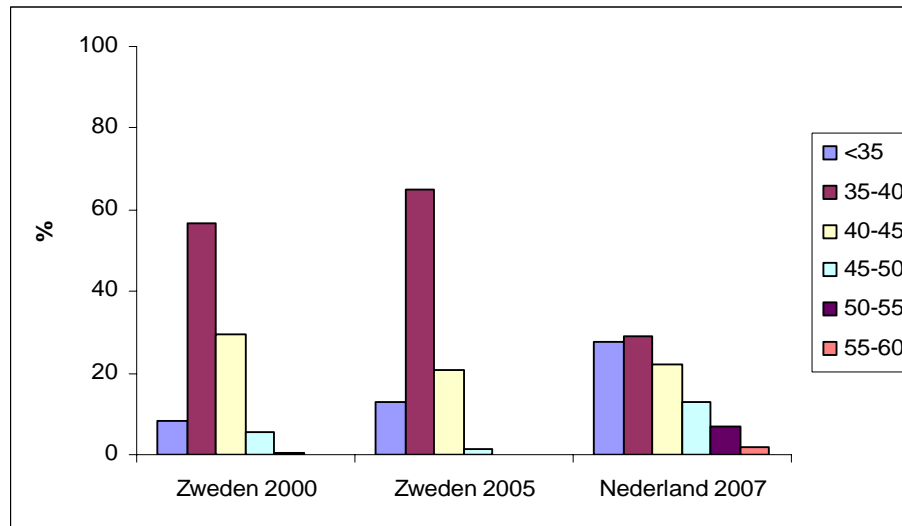
### 5.1 Omgevings- en respondentkenmerken

Tabel 1 toont per studie de omgevingskenmerken ( $L_{den}$  en  $L_{night}$  ten gevolge van windturbines, *Zichtbaarheid* van de windturbines, *Urbanisatiegraad* en *Landschap*) en de respondentkenmerken (*Leeftijd*, *Geluidvoeligheid*, *Geslacht* en *Economisch profijt*).

**Tabel 1:** Omgevingskenmerken en respondentkenmerken per studie en in totaal.

Zweden 2000	N	Min	Max	Gem of %	Sd
Lden	341	30,8	50,4	39,3	3,2
Lnight	341	24,5	44,1	33,0	3,2
Leeftijd	335	19	75	47,2	14,0
Geluidvoeligheid	332	12,5	87,5	51,0	20,9
Vrouw (%)	337			58,5	
Profijt (%)	338			3,0	
Zichtbaar (%)	339			94,4	
Landelijk (%)	341			40,2	
Vlak landschap (%)	341			100,0	
<b>Zweden 2005</b>					
Lden	754	32,6	50,6	38,1	3,1
Lnight	754	26,3	44,3	31,8	3,1
Leeftijd	745	18	80	50,9	15,0
Geluidvoeligheid	748	12,5	87,5	50,7	22,3
Vrouw (%)	745			55,6	
Profijt (%)	640			2,7	
Zichtbaar (%)	741			70,6	
Landelijk (%)	754			24,5	
Vlak landschap (%)	754			50,3	
<b>Nederland 2007</b>					
Lden	725	28,6	59,1	39,8	6,4
Lnight	725	22,3	52,8	33,5	6,4
Leeftijd	703	19	92	54,3	15,0
Geluidvoeligheid	713	10	90	46,1	23,8
Vrouw (%)	706			49,2	
Profijt (%)	699			14,3	
Zichtbaar (%)	715			67,8	
Landelijk (%)	725			70,5	
Vlak landschap (%)	725			100,0	
<b>Totaal</b>					
Lden	1820	28,6	59,1	39,0	4,8
Lnight	1820	22,3	52,8	32,7	4,8
Leeftijd	1783	18	92	51,5	15,0
Geluidvoeligheid	1793	10	90	48,9	22,7
Vrouw (%)	1789			53,6	
Profijt (%)	1677			7,6	
Zichtbaar (%)	1795			74,0	
Landelijk (%)	1820			45,8	
Vlak landschap (%)	1820			79,4	

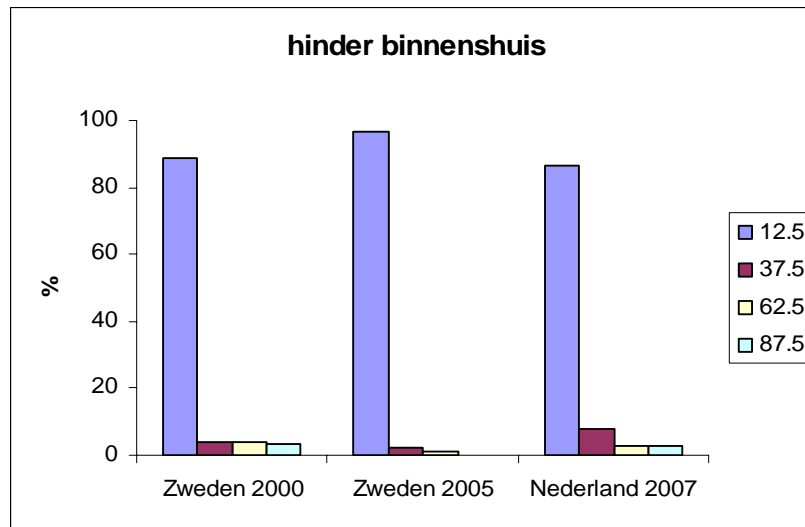
Uit Figuur 1 kan worden afgelezen dat de hoogste geluidsbelastingen ( $L_{den}$ ) voorkwamen in de Nederlandse studie. De klasse 55-60 dB(A) kwam in geen van beide Zweedse studies voor, de klasse 50-55 was in de Zweedse studie uit 2005 niet aanwezig. De respondenten van de drie studies bevonden zich voor het grootste gedeelte in de 35-40  $L_{den}$  klasse. In de beide Zweedse studies was deze klasse in vergelijking met de overige klassen verreweg dominant. In de Nederlandse studie waren ook relatief veel respondenten blootgesteld aan windturbinegeluid onder de 35 dB(A). Hoewel de relatie tussen geluidbelasting en effecten werd vastgesteld voor de hele range van de drie onderzoeken, is vanwege de geringe aantallen respondenten met hoge geluidbelasting ervoor gekozen om de dosis-effectrelaties alleen weer te geven tot 50 dB(A).



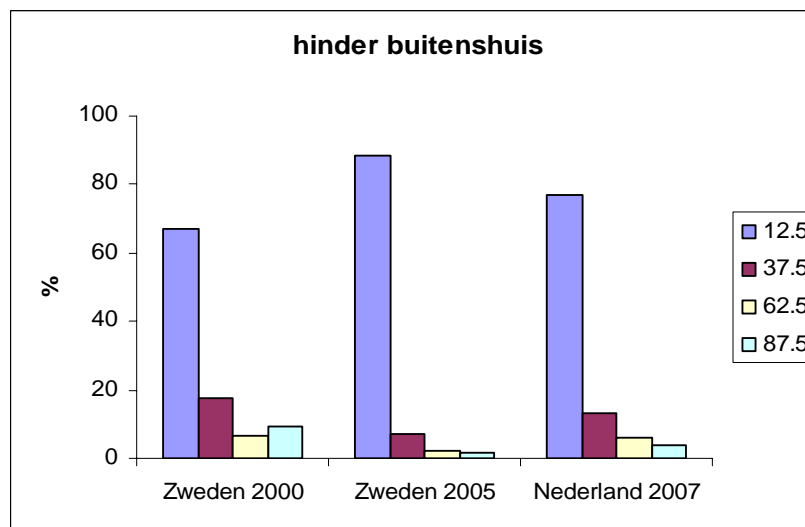
Figuur 1: Verdeling van de geluidsbelastingen van de respondenten.

## 5.2 Hinder

De hinder ondervonden door windturbines is in alle studies gemeten op een 5-puntschaal met de categorieën 1 'niet waargenomen', 2 'waargenomen maar niet gehinderd', 3 'een beetje gehinderd', 4 'tamelijk gehinderd' en 5 'erg gehinderd'. 'Niet waargenomen' is beschouwd als 'niet gehinderd' en als gevolg hiervan zijn categorieën 1 en 2 samen genomen en vormen de laagste klasse van de effectieve 4-puntschaal. Getransformeerd naar een 100-puntschaal geeft dit categorieën met de midpunten 12.5, 37.5, 62.5 en 87.5. Voor twee studies, Zweden 2005 en Nederland 2007, is hinder ook bevraagd met een 11-puntschaal, waarbij alleen de eindpunten van de schaal gelabeld waren, van 'helemaal niet gehinderd' tot 'extreem gehinderd'. Omdat deze variabelen niet voor alle studies beschikbaar waren zijn deze buiten beschouwing gelaten bij het opstellen van de dosis-effectrelaties. Echter, de scores op de 11-puntschalen correleerden hoog met de scores op de 4-puntschalen (zie bijlage A, Tabel A3), en de dosis-effectrelaties voor de twee studies op basis van de 11-puntschalen kwamen sterk overeen met die op basis van de 4-puntschalen.



**Figuur 2:** Zelfgerapporteerde hinder binnenshuis, gemeten op een 4-puntschaal.



**Figuur 3:** Zelfgerapporteerde hinder buitenshuis, gemeten op een 4-puntschaal.

In bovenstaande figuren zijn de verdelingen van de 4-puntschalen weergegeven voor zelfgerapporteerde hinder binnenshuis en buitenshuis. Hierbij is te zien dat de hinder buitenshuis hoger ligt dan de hinder binnenshuis. Het is zelfs voor vrijwel iedere respondent zo dat de hinder buitenshuis gelijk is aan of hoger ligt dan de hinder binnenshuis (slechts bij 0.7% was dit andersom). Hoewel in deze onderzoeken niet gevraagd is naar algemene hinder (ongespecificeerd naar binnenshuis of buitenshuis), is het aannemelijk dat hinder door windturbines in belangrijke mate mede bepaald wordt door de hoogste van de twee, namelijk hinder buitenshuis. Echter, aangezien de hinder buitenshuis vrijwel zeker een overschatting van de algemene hinder betreft, zal voor de vergelijking met dosis-effectrelaties voor geluid van andere bronnen de hinder binnenshuis gebruikt worden.

### 5.3 Invloed van studie, persoonskenmerken en omgevingskenmerken op hinder

Om rekening te houden met mogelijke verschillen in hinder tussen de afzonderlijke studies, is voor beide Zweedse studies een dummy variabele in de analyse opgenomen (*Swe00* en *Swe05*). Deze variabele heeft waarde 1 als de observatie tot deze studie behoort en waarde 0 indien dit niet het geval is. Het basismodel bevat naast  $L_{den}$  deze studievariabelen als determinanten. Om daarnaast de invloed van persoonskenmerken en omgevingskenmerken op geluidhinder na te gaan is het model telkens uitgebreid met één variabele als extra voorspeller in het model. Als laatste stap zijn alle variabelen die op deze wijze aan het basismodel zijn toegevoegd gezamenlijk in het model opgenomen en is via een stapsgewijze eliminatie (*Backwards*) telkens de minst statistisch significante variabele uit het model verwijderd. Op deze wijze is het meest spaarzame model om de hinder te voorspellen geïdentificeerd. De resultaten van het basismodel voor hinder binnenshuis en elk daarop volgend model, plus het *Backwards* model, zijn vermeld in Tabel 2.

**Tabel 2:** Basismodel voor hinder binnenshuis, waaraan bij elk volgend model andere determinanten worden toegevoegd. Statistisch significante bijdragen ( $p < .05$ ) worden onderstreept weergegeven.

	Basis	Leeftijd	Vrouw	Gevoelig	Profijt	Zicht	Landelijk	Vlak	Backwards
$\beta_0$	<u>-154,40</u>	<u>-213,01</u>	<u>-145,94</u>	<u>-180,07</u>	<u>-201,12</u>	<u>-142,71</u>	<u>-155,26</u>	<u>-152,06</u>	<u>-242,88</u>
$L_{den}$	<u>3,08</u>	<u>3,25</u>	<u>3,11</u>	<u>3,03</u>	<u>4,47</u>	<u>2,21</u>	<u>3,01</u>	<u>3,09</u>	<u>3,65</u>
Swe00	2,16	3,35	2,10	0,43	-3,12	-4,91	3,59	2,19	<u>-9,03</u>
Swe05	<u>-24,90</u>	<u>-24,44</u>	<u>-25,37</u>	<u>-27,46</u>	<u>-28,08</u>	<u>-26,95</u>	<u>-22,95</u>	<u>-26,23</u>	<u>-31,27</u>
Leeftijd		166,38							<u>44,26</u>
Leeftijd <sup>2</sup>		-119,78							
Vrouw			-6,33						
Gevoelig				<u>0,60</u>					<u>0,56</u>
Profijt					<u>-64,00</u>				<u>-56,74</u>
Zichtbaar						<u>33,38</u>			<u>33,70</u>
Landelijk							5,09		
Vlak								-2,93	

- *Basis*. Dit is het startmodel met  $L_{den}$  aangevuld met de dummies voor de beide Zweedse studies (*Swe00* en *Swe05*).  $L_{den}$  heeft een statistisch significant effect op de ervaren hinder, wat aangeeft dat de geluidbelasting een deel van de variantie in geluidhinder verklaart. Verder geven de studie-effecten aan dat in de Zweedse studie uit 2005 lagere hinder is gevonden dan in de Nederlandse studie, terwijl de Zweedse studie uit 2000 niet significant afwijkt van de Nederlandse studie. In Bijlage B zijn de bijbehorende relaties weergegeven in figuren.
- *Leeftijd*. Omdat in eerder onderzoek naar hinder door verkeersgeluid is gebleken dat leeftijd een curvilineair verband vertoont met geluidhinder, werd ook het kwadraat van de leeftijd in dit model opgenomen. Hoewel alleen het lineaire effect significant bijdraagt, komt de vorm van het verband tussen leeftijd en hinder wel overeen met het omgekeerde U-verband gevonden in eerder onderzoek.
- *Vrouw*. Er is geen verband gevonden tussen geslacht en hinder door geluid van windturbines.
- *Gevoelig*. Geluidgevoeligheid heeft een positief effect op de gerapporteerde hinder: naarmate een respondent geluidgevoeliger is stijgt de hinder.
- *Profijt*. Het hebben van financieel voordeel van een windturbine heeft een sterk reducerend effect op de gerapporteerde hinder.
- *Zichtbaar*. Als een windturbine vanuit de woning zichtbaar is wordt meer hinder gerapporteerd.

- *Landelijk*. Of een gebied als landelijk kan worden geclassificeerd of niet heeft geen effect op de gerapporteerde hinder.
- *Vlak*. Of de windturbine zich in een vlak landschap bevindt of niet heeft geen effect op de gerapporteerde hinder.
- *Backwards*. Een stapsgewijze regressie, waarbij alle variabelen in het model zijn opgenomen en waarbij telkens de minst significante variabele uit het model wordt verwijderd levert dezelfde voorspellers op als de modellen waarbij telkens één variabele aan het basismodel werd toegevoegd. Ook blijft het verschil tussen de Zweedse studie uit 2005 en de Nederlandse studie overeind wanneer voor mogelijke verschillen in respondentkenmerken en omgevingskenmerken wordt gecorrigeerd.

Op dezelfde wijze is het model voor de hinder buitenshuis geïdentificeerd. De resultaten van het basismodel voor hinder buitenshuis en elk daarop volgend model, plus het *Backwards* model, zijn vermeld in Tabel 3.

**Tabel 3:** Basismodel voor hinder buitenshuis, waaraan bij elk volgend model andere determinanten worden toegevoegd. Statistisch significante bijdragen ( $p < .05$ ) worden onderstreept weergegeven.

	Basis	Leeftijd	Vrouw	Gevoelig	Profijt	Zicht	Landelijk	Vlak	Backwards
$\beta_0$	<u>-148,05</u>	<u>-197,96</u>	<u>-146,09</u>	<u>-170,36</u>	<u>-193,80</u>	<u>-138,92</u>	<u>-149,20</u>	<u>-147,83</u>	<u>-215,34</u>
$L_{den}$	<u>3,36</u>	<u>3,36</u>	<u>3,36</u>	<u>3,30</u>	<u>4,74</u>	<u>2,52</u>	<u>3,30</u>	<u>3,36</u>	<u>3,85</u>
Swe00	<u>19,91</u>	<u>20,29</u>	<u>19,91</u>	<u>17,85</u>	<u>14,20</u>	<u>12,76</u>	<u>21,31</u>	<u>19,92</u>	<u>7,57</u>
Swe05	<u>-13,44</u>	<u>-13,12</u>	<u>-13,48</u>	<u>-15,58</u>	<u>-16,16</u>	<u>-14,82</u>	<u>-11,46</u>	<u>-13,57</u>	<u>-17,79</u>
Leeftijd		<u>186,07</u>				<u>33,31</u>			<u>24,96</u>
Leeftijd <sup>2</sup>		<u>-160,24</u>							
Vrouw			-1,35						
Gevoelig				<u>0,54</u>					<u>0,47</u>
Profijt					<u>-62,14</u>				<u>-55,86</u>
Zichtbaar						<u>33,31</u>			<u>29,42</u>
Landelijk							4,99		
Vlak								-0,29	

- *Basis*. Dit is het startmodel met  $L_{den}$  aangevuld met de dummies voor de beide Zweedse studies (*Swe00* en *Swe05*).  $L_{den}$  heeft een statistisch significant effect op de ervaren hinder, wat aangeeft dat de geluidbelasting een deel van de variantie in geluidhinder verklaart. Verder geven de studie-effecten aan dat in de Zweedse studie uit 2005 lagere hinder is gevonden dan in de Nederlandse studie, terwijl in de Zweedse studie uit 2000 juist hogere hinder is gevonden. In Bijlage B zijn de bijbehorende relaties weergegeven in figuren.
- *Leeftijd*. Zowel het lineaire effect als het kwadraat van de leeftijd dragen significant bij aan de hinder, in overeenstemming met het omgekeerde U-verband gevonden in eerder onderzoek.
- *Vrouw*. Er is geen verband gevonden tussen geslacht en hinder door geluid van windturbines.
- *Gevoelig*. Geluidgevoeligheid heeft een positief effect op de gerapporteerde hinder: naarmate een respondent geluidgevoeliger is stijgt de hinder.
- *Profijt*. Het hebben van financieel voordeel van een windturbine heeft een sterk reducerend effect op de gerapporteerde hinder.
- *Zichtbaar*. Als een windturbine vanuit de woning zichtbaar is wordt meer hinder gerapporteerd.
- *Landelijk*. Of een gebied als landelijk kan worden geclassificeerd of niet heeft geen effect op de gerapporteerde hinder.
- *Vlak*. Of de windturbine zich in een vlak landschap bevindt of niet heeft geen effect op de gerapporteerde hinder.

- *Backwards*. Een stapsgewijze regressie, waarbij alle variabelen in het model zijn opgenomen en waarbij telkens de minst significante variabele uit het model wordt verwijderd levert dezelfde voorspellers op als de modellen waarbij telkens één variabele aan het basismodel werd toegevoegd. Hoewel het verschil tussen de Zweedse studie uit 2005 en de Nederlandse studie overeind blijft wanneer voor mogelijke verschillen in respondentkenmerken en omgevingskenmerken wordt gecorrigeerd, verschilt de Zweedse studie uit 2000 niet significant meer van de Nederlandse studie.

#### 5.4 Dosis-effectrelaties voor hinder binnenshuis en buitenshuis

Vanwege het mogelijk versturende effect van *Profijt* is de relatie tussen blootstelling en gerapporteerde hinder, in navolging van Van den Berg e.a. (2008), alleen berekend voor respondenten die geen financieel voordeel behalen uit windturbines. Verder is het studie-effect buiten beschouwing gelaten, wat erop neerkomt dat de drie studies als één studie worden beschouwd. Dosis-effectrelaties zijn vastgesteld voor zowel hinder binnenshuis als hinder buitenshuis. Het resulterende model wordt weergegeven in onderstaande tabel, de dosis-effectrelaties in Figuur 4 en 5. Een tabel met de waarden voor de percentages (ernstig) gehinderden bij een bepaalde geluidbelasting volgend uit het model is opgenomen in Bijlage C.

**Tabel 4:** Model voor de dosis-effectrelatie tussen  $L_{den}$  en hinder binnenshuis of buitenshuis. Statistisch significante bijdragen ( $p < .05$ ) worden onderstreept weergegeven.

parameter	Hinder binnenshuis		Hinder buitenshuis	
	waarde	SE	waarde	SE
$\beta_0$	<u>-255,06</u>	20,71	<u>-226,88</u>	19,21
$L_{den}$	<u>5,50</u>	0,50	<u>5,48</u>	0,45
covariantie matrix				
	$\beta_0$	$L_{den}$	$\beta_0$	$L_{den}$
$\beta_0$	428,86	-10,13	369,09	-8,64
$L_{den}$	-10,13	0,25	-8,64	0,21

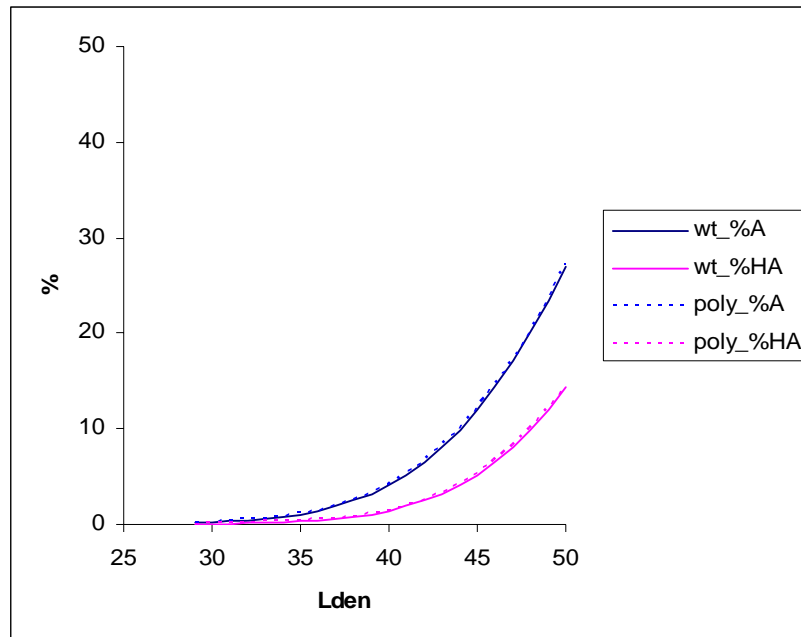
In plaats van het berekenen van de hinderpercentages met de gegevens uit bovenstaande tabel kan het soms praktischer zijn om deze waarden te benaderen door middel van een polynome functie. De volgende polynome functies voor hinder door windturbines werden gefit voor het  $L_{den}$  bereik 29-50 dB(A):

$$\begin{aligned} \%A_{binnen} &= -95.68 + 9.277 L_{den} - 0.302 L_{den}^2 + 0.003313 L_{den}^3 \\ \%HA_{binnen} &= -107.60 + 9.656 L_{den} - 0.289 L_{den}^2 + 0.002894 L_{den}^3 \end{aligned}$$

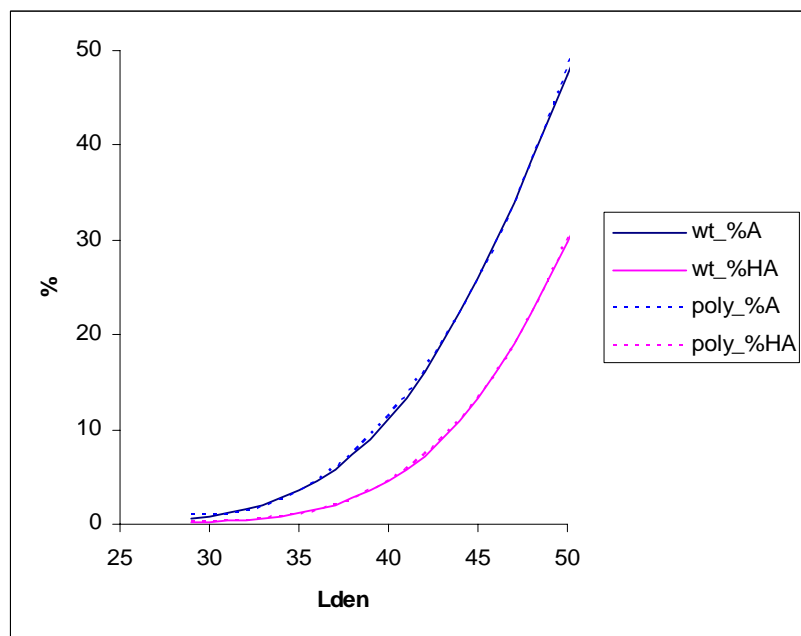
$$\begin{aligned} \%A_{buiten} &= 34.25 - 0.864 L_{den} - 0.0548 L_{den}^2 + 0.001551 L_{den}^3 \\ \%HA_{buiten} &= -97.94 + 9.627 L_{den} - 0.3175 L_{den}^2 + 0.003522 L_{den}^3 \end{aligned}$$

Deze polynome functies zijn tevens weergegeven in Figuur 4 en 5. Hoewel de waarden binnen het gefitte bereik vrijwel samenvallen met de berekende waarden, kunnen bij extrapolatie buiten het bereik aanzienlijke afwijkingen optreden. Het is daarom aan te raden zoveel mogelijk de berekende waarden te gebruiken zoals weergegeven in Bijlage C.





**Figuur 4:** De relatie tussen  $L_{den}$  en het percentage gehinderden (wt\_%A) en ernstig gehinderden (wt\_%HA) binnenshuis door geluid van windturbines. De gestippelde lijnen geven de polynome benaderingen weer.



**Figuur 5:** De relatie tussen  $L_{den}$  en het percentage gehinderden (wt\_%A) en ernstig gehinderden (wt\_%HA) buitenshuis door geluid van windturbines. De gestippelde lijnen geven de polynome benaderingen weer.

## 5.5 Slaapverstoring door windturbines

In de beide Zweedse studies is slaapverstoring gemeten met een dichotome schaal, terwijl in de Nederlandse studie is gemeten met een 5-puntschaal. Analoog aan de methode gebruikt door van den Berg e.a. (2008) is de Nederlandse schaal gedichotomiseerd, waarbij respondenten met waarden van 3 en hoger (tenminste één keer in de afgelopen maand) worden opgevat als slaapverstoord, respondenten met waarden van 2 en lager worden opgevat als niet slaapverstoord. Hierbij moet in gedachten worden gehouden dat de vraag naar slaapverstoring betrekking had op geluid uit diverse bronnen, en dus niet direct betrekking had op geluid van windturbines. Er is dus alleen getoetst of windturbinegeluid bijdraagt aan deze algemene slaapverstoring door geluid.

**Tabel 5:** Percentage slaapverstoring per studie en in totaal.

	Zweden 2000	Zweden 2005	Nederland 2007	Totaal
Slaapverstoring (%)	22,9 (N=341)	10,3 (N=746)	24,9 (N=718)	18,5 (N=1805)

In het basismodel is  $L_{night}$  als determinant van slaapverstoring getoetst. Om de invloed van persoonskenmerken op slaapverstoring na te gaan is het model telkens uitgebreid met één variabele als extra voorspeller in het model. Als laatste stap zijn alle variabelen die op deze wijze aan het basismodel zijn toegevoegd gezamenlijk in het model opgenomen en is via een stapsgewijze eliminatie telkens de minst statistisch significante variabele uit het model verwijderd.

**Tabel 6:** Basismodel voor slaapverstoring, waaraan bij elk volgend model andere determinanten worden toegevoegd. Statistisch significante bijdragen ( $p < .05$ ) worden onderstreept weergegeven.

	Basis	Leeftijd	Vrouw	Gevoelig	Profijt	Backwards
$\beta_0$	<u>21,28</u>	3,50	<u>20,86</u>	-0,63	<u>18,79</u>	<u>28,92</u>
$L_{night}$	0,26	0,21	0,28	0,27	<u>0,45</u>	<u>0,21</u>
Swe00	-1,83	-5,08	-2,52	-3,19	-2,84	<u>-3,05</u>
Swe05	<u>-16,93</u>	<u>-18,94</u>	<u>-17,19</u>	<u>-19,30</u>	<u>-15,59</u>	<u>-9,16</u>
Leeftijd		<u>103,33</u>				<u>-7,14</u>
Leeftijd <sup>2</sup>		<u>-118,72</u>				
Vrouw			0,05			
Gevoelig				<u>0,45</u>		<u>0,20</u>
Profijt					<u>-11,49</u>	<u>-5,17</u>

- *Basis*. Dit is het startmodel met  $L_{night}$  aangevuld met dummy-variabelen voor de beide Zweedse studies (*Swe00* en *Swe05*).  $L_{night}$  heeft geen statistisch significant effect op slaapverstoring. Verder werd in de Zweedse studie van 2005 minder slaapverstoring gerapporteerd dan in de Nederlandse studie.
- *Leeftijd*. Zowel het lineaire verband van leeftijd met slaapverstoring als het kwadratische verband is significant. Dit betekent dat er een omgekeerd U-vormige relatie tussen leeftijd en slaapverstoring door geluid van windturbines is. De jongste en de oudste respondenten rapporteren minder vaak slaapverstoord te zijn door geluid van windturbines dan de respondenten van middelbare leeftijd.
- *Vrouw*. Er is geen verschil in de gerapporteerde slaapverstoring door geluid van windturbines gevonden tussen mannen en vrouwen.
- *Gevoelig*. Naarmate respondenten aangeven geluidgevoeliger te zijn rapporteren zij meer slaapverstoring door geluid van windturbines.
- *Profijt*. Respondenten die economisch profijt hebben van windturbines rapporteren minder slaapverstoring door geluid.
- *Backwards*. De nachtelijke geluidbelasting heeft eveneens geen significant effect op slaapverstoring wanneer gecorrigeerd wordt voor de invloed van persoonskenmerken.

Vervolgens is een model opgesteld voor de relatie tussen  $L_{night}$  en slaapverstoring, waarbij alleen respondenten die geen financieel profijt hebben van windturbines betrokken zijn bij de analyse (zie Tabel 7). In deze groep bleek het verband tussen  $L_{night}$  en slaapverstoring wel significant, ook na correctie voor bovengenoemde persoonskenmerken. De bijbehorende curve is weergegeven in Figuur 6. Bij het interpreteren van deze relatie moet echter voorzichtigheid betracht worden, aangezien belangrijke andere mogelijke determinanten van slaapverstoring, waaronder persoonskenmerken en geluidbelasting door andere bronnen, niet in het model opgenomen zijn.

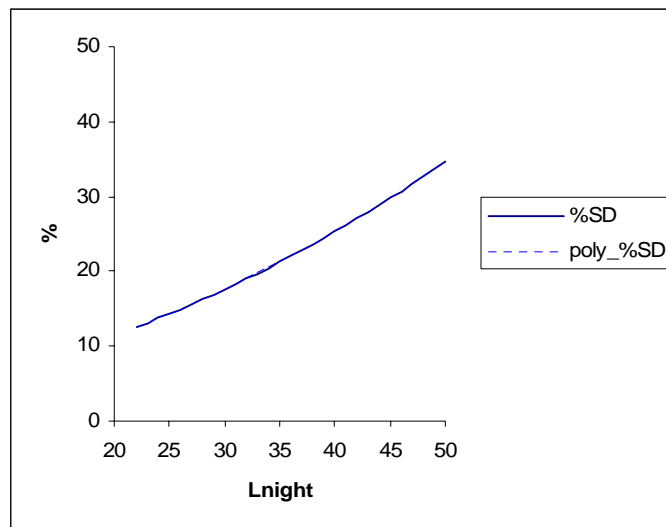
**Tabel 7:** Model voor de dosis-effectrelatie tussen  $L_{night}$  en slaapverstoring. Statistisch significante bijdragen ( $p < .05$ ) worden onderstreept weergegeven.

Slaapverstoring		
parameter	waarde	SE
$\beta_0$	8,84	6,74
$L_{night}$	<u>0,64</u>	<u>0,21</u>
covariantie matrix		
	$\beta_0$	$L_{night}$
$\beta_0$	45,40	-1,37
$L_{night}$	-1,37	0,04

De volgende polynome functie voor slaapverstoring werd gefit voor het  $L_{night}$  bereik 22-50 dB(A):

$$\%SD = 4.32 + 0.194 L_{night} + 0.00826 L_{night}^2$$

In de onderstaande figuur wordt de relatie samen met de polynome benadering weergegeven. De polynome benadering valt vrijwel samen met de berekende waarden.



**Figuur 6:** De relatie tussen  $L_{night}$  en het percentage slaapverstoorden (%SD). De gestippelde lijn geeft de polynome benadering weer.

## 6 Discussie

Het geluid geproduceerd door windturbines wordt door een deel van de omwonenden als hinderlijk ervaren. Verschillende respondentkenmerken en omgevingskenmerken zijn van invloed op de ervaren hinder. Van grote invloed is of men economisch profijt heeft van windturbines en of men vanuit de woning zicht heeft op één of meerdere windturbines, factoren die ook uit eerdere publicaties naar voren kwamen (Pedersen, 2007; Van den Berg e.a., 2008). Vanwege het grote effect van direct economisch profijt en de kleine aantallen die dit in de omgeving zal betreffen is er voor gekozen om deze groep bij het opstellen van de dosis-effectrelaties buiten beschouwing te laten. Verder waren er verschillen tussen de drie studies, die niet direct toe te schrijven bleken aan bepaalde respondentkenmerken of omgevingskenmerken. Wel week de Zweedse studie uit 2005, waarin lagere hinder werd gevonden dan in de andere twee studies, wat betreft landschapskenmerken sterk af van de andere twee. Terwijl de andere twee studies waren uitgevoerd in vlakke landschappen, woonde de helft van de respondenten van deze studie in heuvelachtig gebied, met gevolgen voor de zichtbaarheid van de windturbines en mogelijk ook voor een goede bepaling van de geluidbelasting. Hoewel er geen significante effecten werden gevonden van vlak versus complex landschap, is het mogelijk dat dergelijke landschapverschillen toch een rol spelen bij de mate van hinder die men rapporteert. Eerder gevonden verschillen tussen landelijk en bebouwd gebied kwamen hier niet naar voren, wellicht omdat deze variabele tegengestelde effecten vertoonde in de verschillende studies.

In de totale groep respondenten werd geen effect gevonden van nachtelijke geluidbelasting van windturbines op slaapverstoring. Hoewel dit suggereert dat windturbines de slaap niet verstoren, is de afwezigheid van een duidelijk effect mogelijk mede te wijten aan de algemene vraagstelling die voor slaapverstoring werd gebruikt. Ook lijkt het te maken hebben met de aanwezigheid van respondenten met economisch profijt van windturbines, die significant minder last hadden van slaapverstoring. Wanneer deze groep buiten beschouwing werd gelaten, zoals gedaan werd voor het opstellen van de dosis-effectrelatie voor slaapverstoring, bleek het effect van nachtelijk geluid op slaapverstoring wel significant, ook wanneer rekening werd gehouden met verschillen in persoonskenmerken. Bij het interpreteren van de relatie moet echter voorzichtigheid betracht worden, aangezien andere determinanten van slaapverstoring, in het bijzonder geluid van andere bronnen, de relatie kunnen hebben beïnvloed.

In vergelijking met andere geluidsbronnen wordt al bij een relatief lage geluidbelasting hinder van windturbinegeluid ervaren. In Bijlage D wordt een vergelijking gemaakt met de dosis-effectrelaties voor verkeersgeluid en industriegeluid. Aangezien de dosis-effectrelaties voor geluid uit andere bronnen grotendeels gebaseerd zijn op studies waarin bij de vraag naar hinder niet duidelijk gespecificeerd was of het tevens hinder buitenshuis betrof, is de vergelijking gemaakt voor de verwachte hinder van windturbines binnenshuis. Hierbij is te zien dat het verwachte percentage gehinderden door windturbinegeluid over de gehele range van blootstellingen hieraan hoger ligt dan het verwachte percentage gehinderden door verkeersgeluid. Bij geluidbelastingen hoger dan 40 dB(A) is het verwachte hinderpercentage binnen ook hoger dan dat bij industriegeluid van dezelfde belasting. De hinder buiten bij de woning was echter bij vrijwel alle respondenten hoger dan de hinder die binnenshuis ervaren werd. Het is mogelijk dat voor windturbines, vanwege hun gebruikelijke plaatsing in landelijke of weinig tot matig stedelijke gebieden, de hinder buitenshuis een belangrijkere rol speelt dan bij andere geluidbronnen omdat bewoners een groter deel van hun tijd buiten doorbrengen. Om hinder door geluid van windturbines te beperken zal daarom in het beleid zowel rekening moeten worden gehouden met de bij een bepaalde geluidbelasting verwachte hinderpercentages binnenshuis als met de verwachte hinderpercentages buitenshuis.

## 7 Referenties

Van den Berg, F., Pedersen, E., Bouma, J., Bakker, R. (2008). WINDFARMperception: Visual and acoustic impact of wind turbine of wind turbine farms on residents. Report FP6-2005-Science-and-Society-20. University of Groningen, Göteborg University.

Van den Berg, F. (2008). Criteria for wind farm noise: Lmax and Lden. Proceedings Acoustics'08, Paris.

Groothuis-Oudshoorn, C. G. M., & Miedema, H. M. E. (2006). "Multilevel grouped regression for analyzing self-reported health in relation to environmental factors: The model and its application," *Biometrical J.* 48, 67-82.

ISO (2002). "Acoustics: Description, measurement, and assessment of environmental noise – Part 2: Determination of environmental noise levels," Report No. ISO/CD 1996-2, International Standards Organization (ISO), Geneva, Switzerland.

Miedema, H. M. E. & Oudshoorn, C. G. M. (2001). "Annoyance from transportation noise: Relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals," *Environ. Health Persp.* 109, 409-416.

Miedema, H. M. E. & Vos, H. (1998). "Exposure-response relationships for transportation noise," *J. Acoust. Soc. Am.* 104, 3432-3445.

Miedema, H. M. E. & Vos, H. (2004). "Noise annoyance from stationary sources: relationships with exposure metric day-evening-night level (DENL) and their confidence intervals," *J. Acoust. Soc. Am.* 116, 334-343.

Pedersen, E. (2007). Human response to wind turbine noise: Perception, annoyance and moderating factors. Thesis, Göteborg University.

Pedersen, E. & Larsman, P., 2008. The impact of visual factors on noise annoyance among people living in the vicinity of wind turbines. *J Environ Psychol* doi:10.1016/j.jenvp.2008.02.009.

Pedersen, E. & Persson Waye, K. (2004). Perception and annoyance due to wind turbine noise – a dose-response relationship. *J. Acoust. Soc. Am.* 116, 3460-3470.

Pedersen, E. & Persson Waye, K. (2007). Wind turbine noise, annoyance and self-reported health and well-being in different living environments. *Occ. Environ. Med.* 64, 480-486.

Pedersen, E. & Persson Waye, K. (2008). Wind turbines – low level noise sources interfering with restoration? *Environ. Res. Lett.* 3, 1-5.

## A Omrekening naar geluidbelastingen $L_{den}$ en $L_{night}$

In de onderzoeken die in Zweden (2000, 2005) en in Nederland (2007) zijn uitgevoerd is per woning het geluidniveau als gevolg van windturbines berekend bij een windsnelheid van 8 m/s op 10 meter hoogte. Bij deze windsnelheid is het geluid van windturbines ( $L_{p,8m/s}$ ) maximaal of nagenoeg maximaal.

De binnen de EU gangbare geluidmaten  $L_{den}$  en  $L_{night}$  geven een gemiddelde geluidbelasting over een jaar. Dit betekent dat voor het bepalen van deze geluidmaten statistische gegevens nodig zijn over de windsnelheid gedurende een jaar. Omdat de windsnelheidsverdeling verschilt van plaats tot plaats, kan een windturbine van hetzelfde type op de ene plaats een hogere of lagere jaargemiddelde geluidbelasting bij een woning veroorzaken dan op een andere plaats, bij gelijke afstand tussen de windturbine en de woning. Voor het geluidniveau bij een vaste windsnelheid van 8 m/s is vanzelfsprekend de windsnelheidsverdeling over het jaar niet van belang. Dit betekent dat het verschil tussen  $L_{den}$  /  $L_{night}$  en  $L_{p,8m/s}$  afhangt van de locatie. Daarnaast is dit verschil ook afhankelijk van het type windturbine en de ashoogte. Er bestaat dus geen vaste formule, waarmee de ene geluidmaat in de andere kan worden omgerekend.

Van den Berg (2008) heeft de statistische gegevens van de windsnelheid voor een kustlocatie (Lutjewad) en een locatie landinwaarts (Cabauw) gebruikt om voor twee typen windturbines (2 en 2,5 MW) en drie verschillende ashoogten (60, 80 en 100 meter) de verschillen te bepalen tussen  $L_{den}$  /  $L_{night}$  en  $L_{p,8m/s}$ . De resultaten zijn uit de publicatie van Van den Berg overgenomen in onderstaande tabel A.1. Omdat in het Nederlandse onderzoek naar de geluidhinder door windturbines van 2007 veel locaties voorkomen waar kleinere windturbines staan met lagere ashoogten, heeft TNO een derde type windturbine aan de tabel toegevoegd met een vermogen van 0,6 MW en een ashoogte van 40 meter. De geluidbelastingen  $L_{den}$  en  $L_{night}$  voor dit type windturbine zijn berekend volgens dezelfde methode die Van den Berg heeft gehanteerd en uitgaande van dezelfde windsnelheidsverdelingen voor Lutjewad en Cabauw.

type windturbine	ashoogte [m]	$L_{den} - L_{p,8m/s}$ [dB(A)]		$L_{night} - L_{p,8m/s}$ [dB(A)]	
		Lutjewad	Cabauw	Lutjewad	Cabauw
Vestas V80, 2,0 MW	100	4,8	3,7	-1,5	-2,6
	80	4,5	3,3	-1,8	-3,0
	60	4,0	2,7	-2,3	-3,7
Nordex N80, 2,5 MW	100	5,3	4,1	-1,0	-2,2
	80	5,0	3,7	-1,3	-2,6
	60	4,5	3,4	-1,9	-3,0
Bonus MKIV, 0,6 MW	40	4,3	2,7	-2,0	-3,7

**Tabel A.1:** Verschillen  $L_{den} - L_{p,8m/s}$  en  $L_{night} - L_{p,8m/s}$  voor drie typen windturbines met verschillende ashoogten en twee verschillende locaties (Lutjewad aan de kust en Cabauw landinwaarts).

Vervolgens heeft TNO voor alle voorkomende typen windturbines in het Nederlandse onderzoek van 2007 de correcties bepaald voor omrekening van  $L_{p,8m/s}$  naar  $L_{den}$  en  $L_{night}$ , op basis van type windturbine, ashoogte en de ligging. De correctie voor een locatie aan de kust of landinwaarts is gekozen afhankelijk van de plaatsen waar het betreffende type windturbine in het onderzoek het meeste voorkomt. In het geval dat een type windturbine zowel aan de kust als landinwaarts voorkomt, is het gemiddelde van de twee correcties genomen. Voor type windturbines die niet

voorkomen in tabel A.1 is de best passende waarde gekozen op basis van elektrisch vermogen en ashoogte. Tabel A.2 geeft een overzicht.

type windturbine	gemiddelde ashoogte [m]	locatie	$L_{den} - L_{p,8m/s}$ [dB(A)]	$L_{night} - L_{p,8m/s}$ [dB(A)]
Bonus MKIV, 0,6 MW	43	kust	4,3	-2,0
Enercon E-40, 0,6 MW	52	land	3,1	-3,4
Enercon 0,8 MW	50	land	3,1	-3,4
Enercon E-66, 1,8 MW	65	kust	4,3	-2,1
Enercon E-70, 2,0 MW	78	gemengd	4,1	-2,2
Enercon E-70, 2,3 MW	75	kust	4,8	-1,6
Lagerweij LW18/80, 0,08 MW	36	gemengd	3,5	-2,9
Lagerweij 0,25 MW	31	gemengd	3,5	-2,9
Lagerw. LW50, 0,75 MW	55	land	3,1	-3,4
Neg Micron NM52, 0,9 MW	57	kust	4,3	-2,1
Neg Micron NM54, 0,95 MW	62	kust	4,3	-2,1
Nordex N80, 2,5 MW	80	kust	5,0	-1,3
Nordtank NTK 37, 0,5 MW	41	kust	4,3	-2,0
Vestas V39, 0,5 MW	41	kust	4,3	-2,0
Vestas V44, 0,6 MW	52	kust	4,3	-2,1
Vestas V47, 0,66 MW	56	gemengd	3,7	-2,7
Vestas V52, 0,85 MW	53	gemengd	3,7	-2,7
Vestas V66, 1,65 MW	72	gemengd	4,1	-2,2
Vestas V80, 2,0 MW	68	gemengd	3,4	-3,0
Windmaster 750-E, 0,75 MW	50	kust	4,3	-2,1
Windmaster, 0,3 MW	33	gemengd	3,5	-2,9
Mic 0,25 MW	31	gemengd	3,5	-2,9
NM 0,75 MW	57	gemengd	3,7	-2,7
EWT 0,9 MW	40	kust	4,3	-2,0
Nordtank NTK 43, 0,6 MW	47	kust	4,3	-2,0
Mic 0,6 MW	41	gemengd	3,5	-2,9
NM 0,6 MW	46	gemengd	3,5	-2,9
Vestas 0,75 MW	35	land	2,7	-3,7
Vestas 1,0 MW	57	gemengd	3,7	-2,7
Vestas 1,75 MW	70	gemengd	4,1	-2,2
Vestas 2,75 MW	79	kust	4,8	-1,6
Enercon 0,4 MW	40	kust	4,3	-2,0
Nordex 0,8 MW	70	land	3,5	-2,8

**Tabel A.2:** Correcties voor omrekening van  $L_{p,8m/s}$  naar  $L_{den}$  en  $L_{night}$ , afhankelijk van het type windturbine, de gemiddelde ashoogte en de meest voorkomende plaats (aan de kust, landinwaarts of gemengd) in het Nederlandse onderzoek naar de geluidhinder door windturbines uit 2007.

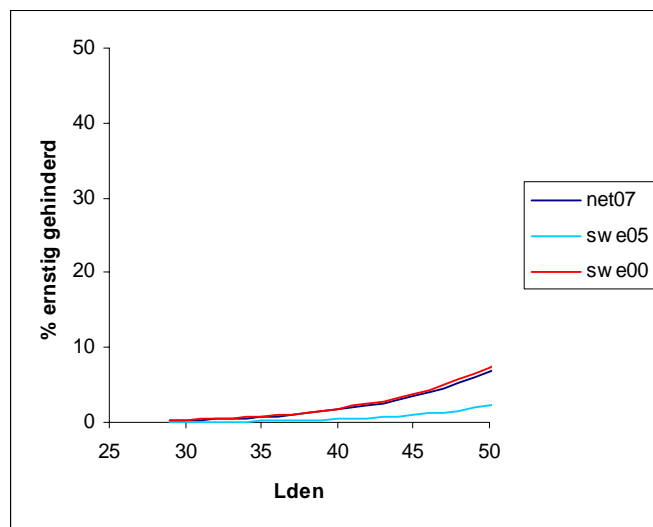
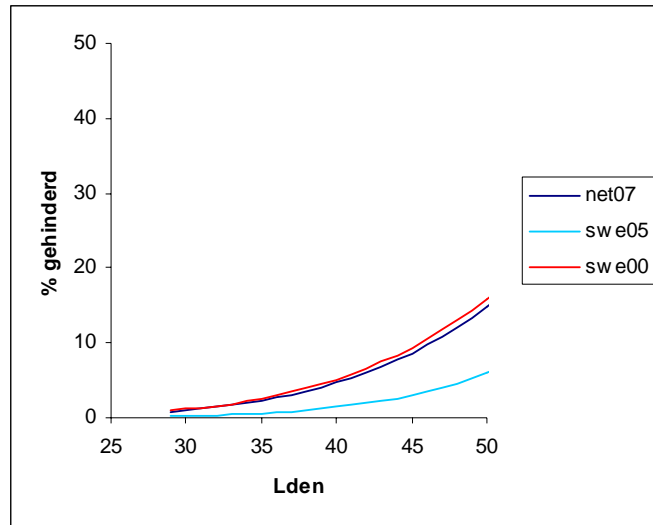
Toepassing van de correcties volgens tabel A.2 levert geen betere correlatie tussen de blootstelling in  $L_{den}$  en de hinder, dan wanneer wordt uitgegaan van een vast, gemiddeld verschil tussen  $L_{p,8m/s}$  en  $L_{den}$  (zie Tabel A.3). Ook voor de correlatie tussen  $L_{night}$  en slaapverstoring geldt dat deze niet verbetert wanneer de variabele correctie volgens tabel A.2 wordt toegepast. Van den Berg (2008) heeft als gemiddeld verschil tussen  $L_{p,8m/s}$  en  $L_{den}$  een waarde van 4,7 dB vastgesteld. Het daarmee corresponderende verschil tussen  $L_{p,8m/s}$  en  $L_{night}$  is -1,6 dB. De resultaten in voorliggend rapport zijn gebaseerd op deze gemiddelde, vaste correcties, die zowel op de gegevens uit het Nederlandse onderzoek van 2007 als de Zweedse onderzoeken van 2000 en 2005 zijn toegepast.

	hinder bu4	hinder bi4	hinder bu11	hinder bi11	slaap	$L_{den\_alg}$	$L_{den\_nl}$	$L_{night\_alg}$	$L_{night\_nl}$
hinder bu4	1,000	0,763	0,836	0,753	0,307	0,262	0,260	0,262	0,260
hinder bi4		1,000	0,721	0,795	0,348	0,195	0,193	0,195	0,193
hinder bu11			1,000	0,822	0,308	0,330	0,330	0,330	0,331
hinder bi11				1,000	0,358	0,236	0,236	0,236	0,236
slaap					1,000	0,033	0,029	0,033	0,029
$L_{den\_alg}$						1,000	0,998	1,000	0,998
$L_{den\_nl}$							1,000	0,998	1,000
$L_{night\_alg}$								1,000	0,998
$L_{night\_nl}$									1,000

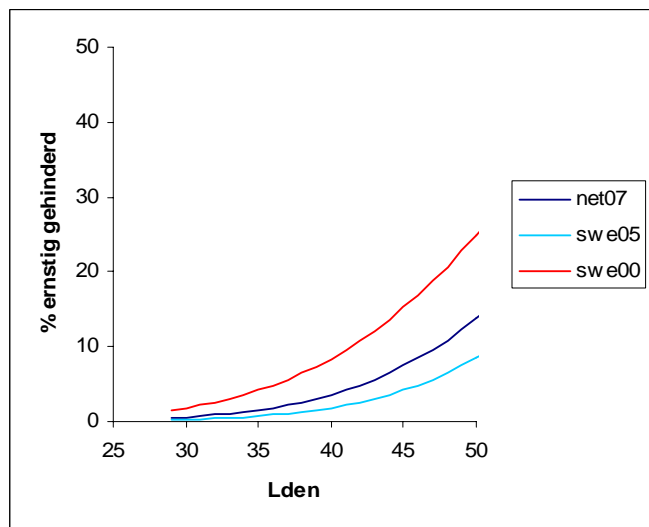
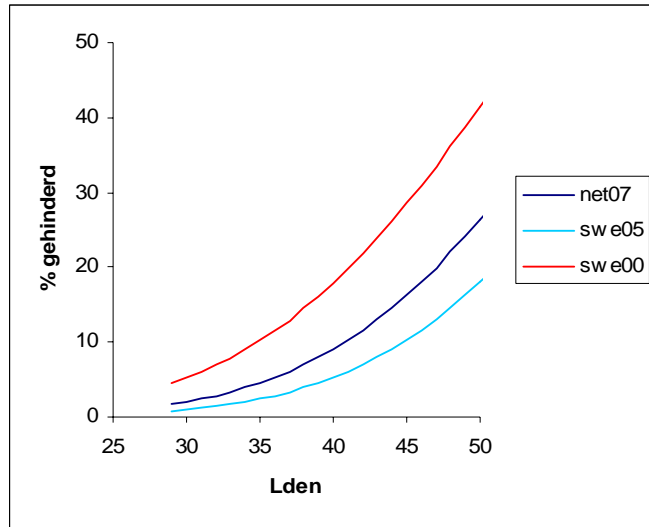
**Tabel A.3:** Correlaties voor de Nederlandse onderzoeksdata tussen de scores op de hindermaten (hinder buiten en binnen, op een 4-puntschaal en een 11-puntschaal), slaapverstoring en de verschillende belastingmaten (waarbij  $L_{den\_alg}$  en  $L_{night\_alg}$  bepaald zijn met de algemene vaste correctie, en  $L_{den\_nl}$  en  $L_{night\_nl}$  met de variabele correctie zoals vastgesteld voor de Nederlandse situatie).



## B Vergelijking tussen de drie studies



**Figuur B.1 en B.2:** Vergelijking tussen de drie studies in % (ernstig) gehinderden binnenshuis, berekend met de waarden afkomstig uit het basismodel met studie-effect (Tabel 2).



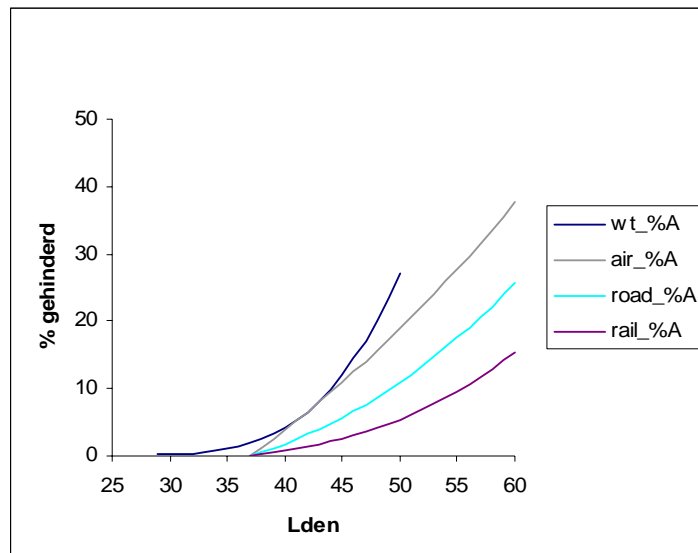
**Figuur B.3 en B.4:** Vergelijking tussen de drie studies in % (ernstig) gehinderden buitenshuis, berekend met de waarden afkomstig uit het basismodel met studie-effect (Tabel 3).

## C Verwachte percentages (ernstig) gehinderden

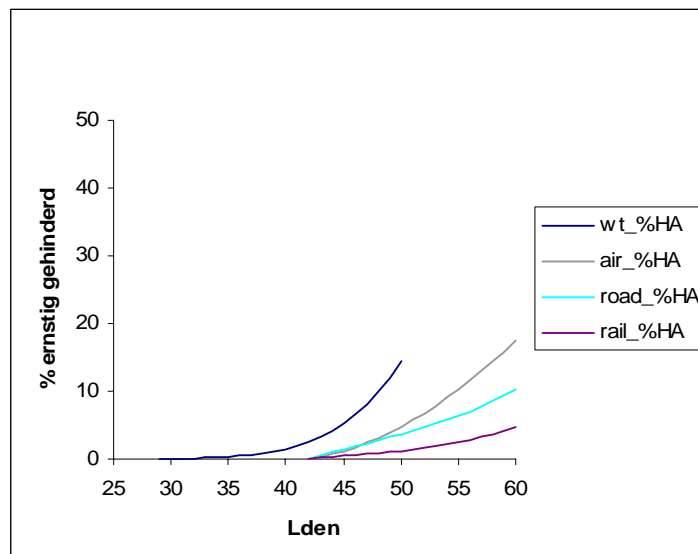
$L_{den}$	Hinder binnenshuis		Hinder buitenshuis	
	%A	%HA	%A	%HA
29	0,15	0,03	0,62	0,15
30	0,21	0,05	0,85	0,22
31	0,30	0,07	1,16	0,31
32	0,42	0,10	1,56	0,44
33	0,58	0,15	2,08	0,61
34	0,79	0,21	2,74	0,85
35	1,07	0,30	3,55	1,16
36	1,44	0,42	4,56	1,56
37	1,90	0,58	5,79	2,07
38	2,49	0,79	7,26	2,72
39	3,22	1,07	9,00	3,54
40	4,12	1,44	11,04	4,54
41	5,21	1,90	13,38	5,77
42	6,53	2,49	16,05	7,23
43	8,08	3,22	19,04	8,97
44	9,91	4,12	22,36	11,00
45	12,01	5,22	25,98	13,34
46	14,42	6,53	29,88	16,01
47	17,13	8,09	34,02	18,99
48	20,14	9,91	38,37	22,30
49	23,46	12,02	42,87	25,92
50	27,05	14,43	47,46	29,81
51	30,90	17,14	52,09	33,95
52	34,97	20,15	56,69	38,30
53	39,22	23,46	61,21	42,80
54	43,61	27,06	65,57	47,39
55	48,07	30,91	69,74	52,02
56	52,56	34,98	73,66	56,62
57	57,02	39,23	77,31	61,13
58	61,38	43,62	80,65	65,50
59	65,61	48,08	83,68	69,67
60	69,66	52,57	86,38	73,60

**Tabel C.1:** Verwacht % gehinderden (%A) en % ernstig gehinderden (%HA) binnenshuis en buitenshuis voor  $L_{den}$  =29-60 dB(A).

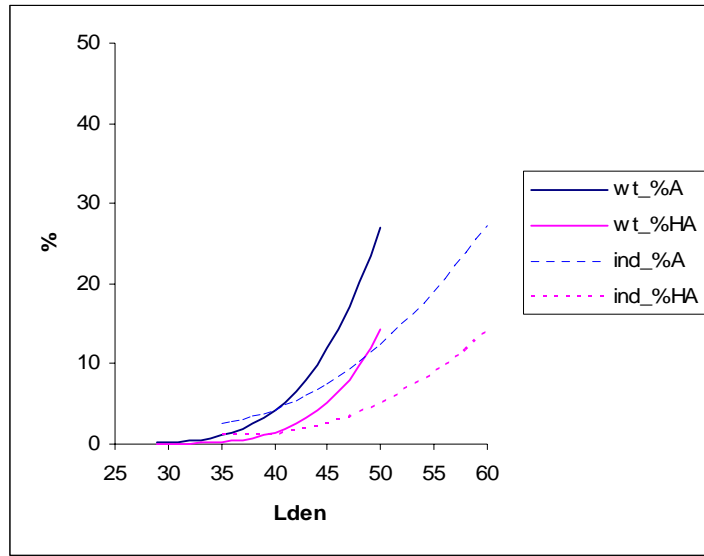
## D Vergelijking met verkeers- en industriegeluid



**Figuur D.1:** Vergelijking percentage gehinderden binnenshuis (%A) door windturbines en door verkeersgeluid (vlieg-, weg- en railverkeer).



**Figuur D.2:** Vergelijking percentage ernstig gehinderden binnenshuis (%HA) door windturbines en door verkeersgeluid (vlieg-, weg- en railverkeer).



**Figuur D.3:** Vergelijking percentage (ernstig) gehinderden binnenshuis (%A/ %HA) door windturbines en door industriegekluid.