



ALTERRA

WAGENINGEN UR

Effecten van geluid op wilde soorten - implicaties voor soorten betrokken bij de aanwijzing van Natura 2000 gebieden

D. Kleijn



Alterra-rapport 1705, ISSN 1566-7197



Effecten van geluid op wilde soorten - implicaties voor soorten betrokken bij de
aanwijzing van Natura 2000 gebieden

Effecten van geluid op wilde soorten - implicaties voor soorten betrokken bij de aanwijzing van Natura 2000 gebieden

David Kleijn

Alterra-rapport 1705

Alterra, Wageningen, 2008

REFERAAT

Kleijn, D., 2008. *Effecten van geluid op wilde soorten - implicaties voor soorten betrokken bij de aanwijzing van Natura 2000 gebieden*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1705. 41 blz.; 2 tab.; .70 ref.

Antropogene geluidbronnen kunnen nadelige effecten hebben op het voorkomen van wilde diersoorten. Dit kan de instandhouding van Natura 2000 soorten bemoeilijken. Deze literatuurstudie geeft een overzicht van de huidige kennis van de effecten van geluid op wilde diersoorten. Speciale aandacht gaat uit naar de mogelijkheid om grenswaarden voor geluidverstoring te formuleren en naar de implicaties van de resultaten voor de in Nederland voorkomende Natura 2000 soorten.

Trefwoorden: Geluid, Vogels, Zoogdieren, Vissen, Natura 2000, Verstoring, Wegen, Zang, Natuurbescherming

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van www.alterra.wur.nl (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra vestrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op www.boomblad.nl/rapportenservice.

© 2008 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 480700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding	9
1.1 Achtergrond	9
1.2 Soorten die betrokken zijn bij de aanwijzing van speciale beschermingszones	9
1.3 Geluid	11
1.4 Doel en opzet van de studie	12
2 Op welke manieren kan geluid het voorkomen van wilde soorten hinderen?	13
2.1 Effecten van geluid op vogels	13
2.1.1 Effecten van continue geluidbronnen	13
2.1.2 Verstoring van vogels door impulsgeluiden	16
2.2 Effecten van geluid op zoogdieren	17
2.2.1 Effecten van geluid op zeezoogdieren	17
2.2.2 Effecten van geluid op landzoogdieren	19
2.3 Effecten van geluid op vissen	20
2.4 Effecten van geluid op overige soorten	22
2.5 Het effect van geluid op wilde soorten - samenvatting	22
3 Effecten van geluid op Natura 2000 soorten	25
4 Kunnen grenswaarden geïdentificeerd worden?	27
4.1 Wat weten we over grenswaarden voor geluidsverstoring bij algemene soorten?	28
4.2 Kunnen grenswaarden bepaald worden voor Natura 2000 soorten?	29
5 Conclusies en Discussie	31
Literatuur	35

Samenvatting

Geluid kan tot op grote afstand van de geluidbron een verstorend effect hebben op in het wild levende soorten. Omdat de meeste Nederlandse Natura 2000 gebieden relatief klein zijn zou geluid uit de randgebieden de kwaliteit van een groot deel van deze gebieden kunnen verlagen voor soorten die daarvoor gevoelig zijn. Daardoor kan verstoring door geluid de instandhoudingdoelen in Natura 2000 gebieden in gevaar brengen. Het is daarom wenselijk om grenswaarden voor maximale belasting door antropogene geluidsbronnen vast te stellen.

Het doel van dit rapport is een overzicht te geven van de feitelijke kennis die op het moment beschikbaar is over de storende effecten van geluid op het voorkomen van soorten die betrokken zijn bij de aanwijzing of begrenzing van Natura 2000 gebieden. Omdat Natura 2000 soorten over het algemeen zeldzame of kwetsbare soorten zijn mag verwacht worden dat hier weinig kennis over beschikbaar is. De literatuurstudie zal daarom beginnen met een overzicht van effecten van geluid op meer algemene in het wild levende soorten, met bijzondere aandacht voor – indien mogelijk – grenswaarden voor geluidverstoring. Deze resultaten zullen, indien mogelijk, geëxtrapoleerd worden naar Natura 2000 soorten.

In het algemeen kunnen de effecten van geluid onderverdeeld worden in (1) veranderingen in gedrag als gevolg van het niet of minder goed waarnemen van akoestische signalen van andere individuen of potentiële predatoren (dit speelt vooral bij continue geluidbelasting), (2) veranderingen in gedrag als gevolg van schrik- of vluchtreactie (vooral bij impulsgeluiden), (3) veranderingen in de fysiologie van individuen als gevolg van stress (bij beide typen geluidoverlast) en (4) tijdelijke of permanente vermindering of zelfs verlies van het horend vermogen (bij beide typen geluidoverlast).

Uitsluitend voor het eerste type effecten is aannemelijk gemaakt dat het negatieve consequenties kan hebben voor de populatiedynamiek. Bij vogels kan het maskeren van communicatie tussen soortgenoten leiden tot minder succesvolle paarvorming, een lagere reproductie en een hogere dispersie uit het verstoorde gebied en dit kan leiden tot lagere dichtheden broedende vogels. Niet alle soorten zijn even gevoelig voor dit maskerende effect en sommige soorten lijken in het geheel geen last te hebben van een verhoogde geluidbelasting. Bij het maskerende effect van geluid treedt geen gewenning op en effecten worden dus niet minder erg na langdurige blootstelling. Er zijn aanwijzingen gevonden dat het maskerende effect van geluidverstoring kan optreden bij amfibieën, vissen en walvisachtigen. Voor deze soorten ontbreekt echter iedere kennis over de gevolgen van het maskerende effect van geluid voor de populatiedynamiek.

Schrik- of vluchtreacties na impulsgeluiden zijn vooral bij vogels vastgesteld. Ook bij dit type geluid geldt dat er grote verschillen zijn tussen soorten in gevoeligheid voor verstoring hierdoor. Bij een aantal soorten is vastgesteld dat er gewenning optreedt

na herhaalde blootstelling aan impulsgeluiden, andere soorten vertoonden echter geen gewenningsgedrag. Er kan, op basis van de beschikbare kennis, geen duidelijk patroon herkend worden welke eigenschappen een soort gevoelig maken voor verstoring door impulsgeluiden. Ook is voor geen enkele soort informatie beschikbaar wat voor effect blootstelling aan impulsgeluiden heeft op de populatiedynamiek.

Fysiologische veranderingen en tijdelijke of permanente gehoorbeschadigingen na blootstelling aan kunstmatige geluidsignalen zijn bij een breed scala aan soorten vastgesteld. Ook hiervoor geldt dat onbekend is wat deze veranderingen voor gevolgen hebben voor de populatiedynamiek van de getroffen soorten.

Voor slechts een zeer klein aantal Natura 2000 soorten is enige informatie beschikbaar over het effect van geluid op hun gedrag of voorkomen. Voor de praktijk van de natuurbescherming is het nut van deze studies beperkt omdat (1) het veelal om observaties gaat, (2) het effect van geluid niet gescheiden kan worden van andere mogelijke versturende effecten van de geluidbron of (3) slechts een deel van de mogelijke schadelijke effecten op soorten is onderzocht en inzicht in de effecten op populatiedynamiek ontbreken.

Uit deze literatuurstudie blijkt dat er op dit moment nog geen grenswaarden voor geluidbelasting vastgesteld kunnen worden voor de in Nederland voorkomende Natura 2000 soorten. Bij andere soortengroepen dan vogels zijn in het geheel geen grenswaarden voor geluidverstoring bekend. Bij vogels is dit wel het geval maar de resultaten voor algemene soorten zijn niet te extrapoleren naar Natura 2000 soorten. De soorten waarvoor is aangetoond dat ze gevoelig zijn voor verstoring door geluid komen uit een breed scala aan verschillende orden (eenden, zangers, steltlopers, roofvogels). Onbekend is welke eigenschappen van soorten hen gevoelig maken voor geluidsverstoring. Er bestaat dus geen handvat voor extrapolatie van de resultaten van algemene vogelsoorten naar Natura 2000 vogelsoorten of taxonomische of functionele groepen.

Bij de meest verstoringsgevoelige soorten waarvoor grenswaarden voor geluidbelasting zijn vastgesteld lag de grenswaarde op of onder het natuurlijk achtergrondniveau. Dit duidt erop dat bepaalde soorten zeer gevoelig kunnen zijn voor verstoring door geluid. Hantering van het voorzorgprincipe zou dan betekenen dat antropogene geluidbelasting het natuurlijke achtergrondniveau niet mag overstijgen.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

De bescherming van wilde soorten in de EU, en daarmee in Nederland, is in belangrijke mate geregeld door twee richtlijnen. De Habitatrichtlijn (Richtlijn 92/43/EEG), die van kracht werd in 1992, richt zich op de bescherming van soorten en habitats, in het bijzonder door het opstellen van een netwerk van natuurgebieden, zogenaamde Speciale Beschermingszones. De Vogelrichtlijn (Richtlijn 79/409/EEG) uit 1979 heeft tot doel alle in het wild levende vogels in de EU te beschermen o.a. door het aanwijzen van beschermde gebieden, de zogenaamde vogelrichtlijngebieden. In Nederland zijn Vogelrichtlijngebieden en Habitatrichtlijngebieden sinds 1 oktober 2005 geïmplementeerd in de Natuurbeschermingswet 1998. Dit vormt nu het wettelijk kader voor de bescherming van de natuurgebieden die tezamen het Europees Ecologisch Netwerk Natura 2000 vormen.

Anno 2008 zijn in Nederland in totaal 162 Natura 2000 gebieden aangewezen. Momenteel zijn 119 van deze gebieden voor definitieve aanwijzing in procedure gebracht en op 19 februari 2008 zijn de eerste drie gebieden definitief aangewezen (Voornes Duin, Duinen Goeree & Kwade Hoek en Voordelta; LNV 2008). In de gebiedsaanwijzingen worden instandhoudingdoelen geformuleerd voor habitattypen en voor soorten van Bijlage II van de Habitatrichtlijn en Bijlage I van de Vogelrichtlijn.

In het dichtbevolkte Nederland liggen Natura 2000 gebieden meestal temidden van gebieden met andere vormen van (vaak intensief) landgebruik. De soorten in Natura 2000 gebieden staan daarmee bloot aan menselijke activiteiten in en om deze gebieden zoals bewoning, recreatie, landbouw, verkeer en industrie. Een belangrijke bron van verstoring is geluid. Geluid kan tot op grote afstand van de geluidbron een verstoring effect hebben op wilde soorten (tot wel 1500 m; Reijnen et al. 1996). Gezien het relatief kleine oppervlak van de meeste Nederlandse Natura 2000 gebieden zou geluid uit de randgebieden de kwaliteit van een groot deel van deze gebieden kunnen verlagen voor soorten die daarvoor gevoelig zijn. Gebrek aan kennis van de effecten van geluid op diersoorten, met name soorten waarvoor instandhoudingdoelen zijn geformuleerd, bemoeilijkt de inschatting of bestaande of geplande menselijke activiteiten in of nabij Natura 2000 gebieden deze soorten nadelig kunnen beïnvloeden en daarmee de instandhoudingdoelen in gevaar kunnen brengen.

1.2 Soorten die betrokken zijn bij de aanwijzing van speciale beschermingszones

In Tabel 1 staan de soorten die betrokken zijn bij de aanwijzing van speciale beschermingszones. In aantal zijn vogels verreweg de belangrijkste groep met 44

soorten. Daarnaast zijn belangrijk de zoogdieren (15 soorten, waaronder 7 soorten vleermuizen) en de vissen (13 soorten). Slechts weinig invertebraten staan op de lijst zeker als de in Nederland voorkomende aantallen soorten van deze groep in ogenschouw wordt genomen. Slechts vijf soorten planten staan op de lijst. Aangezien het weinig aannemelijk is dat planten hinder ondervinden van geluid, worden deze in het kader van deze rapportage buiten beschouwing gelaten. Van de amfibieën staan slechts geelbuikvuurpad en kamsalamander op de lijst en reptielen ontbreken in het geheel. Omdat vooral vogels, zoogdieren en vissen zijn aangewezen als soorten die betrokken zijn bij de begrenzing van Natura2000 gebieden, zal de nadruk van deze studie vooral op deze soortengroepen liggen.

Tabel 1. Soorten van bijlage I van de Vogelrichtlijn en bijlage II van de Habitatrichtlijn die zijn betrokken bij de aanwijzing of begrenzing van speciale beschermingszones (Vogelrichtlijngebieden). Bron: Milieu- en Natuurcompendium. MNP, Bilthoven, CBS, Voorburg en WUR, Wageningen.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam
Vogels		Weekdieren	
Blauwborst	<i>Luscinia svecica</i>	Bataafse stroommossel	<i>Unio crassus*</i>
Blauwe kiekendief	<i>Circus cyaneus</i>	Platte schijfthoren	<i>Anisus vorticulus</i>
Boomleeuwerik	<i>Lullula arborea</i>	Nauwe korfslak	<i>Vertigo angustior</i>
Brandgans	<i>Branta leucopsis</i>	Zeggekorfslak	<i>Vertigo moulinsiana</i>
Bruine kiekendief	<i>Circus aeruginosus</i>		
Duinpieper	<i>Anthus campestris</i>	Kevers	
Dwerggans	<i>Anser erythropus</i>	Brede geelrand-	<i>Dytiscus latissimus</i>
Dwergsterm	<i>Sterna albifrons</i>	Gestreepte waterroofkever	<i>Graphoderus bilineatus</i>
Goudplevier	<i>Pluvialis apricaria</i>	Heldenbok	<i>Cerambyx cerdo*</i>
Grauwe kiekendief	<i>Circus pygargus</i>	Vliegend hert	<i>Lucanus cervus</i>
Grauwe klauwier	<i>Lanius collurio</i>	<u>Juchtleerkever</u>	<i>Osmoderma eremita*</i>
Grote stem	<i>Sterna sandvicensis</i>		
Grote zilverreiger	<i>Egretta alba</i>	Libellen	
IJsvogel	<i>Alcedo atthis</i>	Gaffelibel	<i>Ophiogomphus cecilia</i>
Kemphaan	<i>Philomachus pugnax</i>	Gevlekte witsnuitlibel	<i>Leucorrhinia pectoralis</i>
Kleine zilverreiger	<i>Egretta garzetta</i>	Mercurwaterjuffer	<i>Coenagrion mercuriale*</i>
Kleine zwaan	<i>Cygnus columbianus</i>		
Kluut	<i>Recurvirostra avosetta</i>	 Vlinders	
Korhoen	<i>Tetrao tetrix</i>	Donker pimpernelblauwtje	<i>Maculinea nausithous**</i>
Kraanvogel	<i>Grus grus</i>	Grote vuurvinder	<i>Lycaena dispar</i>
Kuifduiker	<i>Podiceps auritus</i>	Moerasparelmoervlinder	<i>Euphydryas aurinia*</i>
Kwartelkoning	<i>Crex crex</i>	Pimpernelblauwtje	<i>Maculinea teleius**</i>
Lepelaar	<i>Platalea leucorodia</i>	<u>Spaanse vlag</u>	<i>Callimorpha quadripunctata</i>
Nachtzwaluw	<i>Caprimulgus europaeus</i>		
Nonnetje	<i>Mergus albellus</i>	Vissen	
Noordse stern	<i>Sterna paradisaea</i>	Beekprik	<i>Lampetra planeri</i>
Parelduiker	<i>Gavia arctica</i>	Bittervoorn	<i>Rhodeus sericeus</i>
Porseleinhoen	<i>Porzana porzana</i>	Elft	<i>Alosa alosa*</i>
Purperreiger	<i>Ardea purpurea</i>	Fint	<i>Alosa fallax</i>
Reuzensterm	<i>Sterna caspia</i>	Grote modderkruiper	<i>Misgurnus fossilis</i>
Roerdomp	<i>Botaurus stellaris</i>	<u>Houting</u>	<i>Coregonus oxyrinchus*</i>
Roodkeelduiker	<i>Gavia stellata</i>	Kleine modderkruiper	<i>Cobitis taenia</i>
Rosse grutto	<i>Limosa lapponica</i>	Rivieronderpad	<i>Cottus gobio</i>
Slechtvalk	<i>Flaco peregrinus</i>	Rivierprik	<i>Lampetra fluviatilis</i>
Velduil	<i>Asio flammeus</i>	Roofblei	<i>Aspius aspius</i>
Visarend	<i>Pandion haliaetus</i>	<u>Steur</u>	<i>Acipenser sturio*</i>
Visdief	<i>Sterna hirundo</i>	Zalm	<i>Salmo salar</i>
Wespendief	<i>Pernis apivorus</i>	Zeepprik	<i>Petromyzon marinus</i>
Wilde zwaan	<i>Cygnus cygnus</i>		
Woudaapje	<i>Ixobrychus minutus</i>	Amfibieën	
Zeearend	<i>Haliaeetus albicilla</i>	Geelbuikvuurpad	<i>Bombina variegata</i>
Zwarte specht	<i>Dryocopus martius</i>	Kamsalamander	<i>Triturus cristatus</i>
Zwarte stem	<i>Chlidonias niger</i>		
Zwartkopmeeuw	<i>Larus melanocephalus</i>		

Vervolg Tabel 1

Vleermuizen			
Bechsteins vleermuis	<i>Myotis bechsteinii</i>	Grijze zeehond	<i>Halichoerus grypus</i>
Grote hoefijzerneus	<i>Rhinolophus ferrumequinum*</i>	<u>Noordse woelmuis</u>	<i>Microtus oeconomus ssp.</i>
Ingekorven vleermuis	<i>Myotis emarginatus</i>	Otter	<i>Lutra lutra**</i>
Kleine hoefijzernemus	<i>Rhinolophus hipposideros*</i>	Tuimelaar	<i>Tursiops truncatus</i>
Meervleermuis	<i>Myotis dasycneme</i>		
Mopsvleermuis	<i>Barbastella barbastellus</i>	Mossen	
Vale vleermuis	<i>Myotis myotis</i>	Geel schorpioenmos	<i>Hamatocaulis vemicosus</i>
		Tong-haarmutsmos	<i>Orthotrichum rogeri</i>
Zoogdieren			
Bever	<i>Castor fiber**</i>	Vaatplanten	
Bruinvis	<i>Phocoena phocoena</i>	Drijvende waterweegbree	<i>Luronium natans</i>
Eurazische lynx	<i>Lynx lynx*</i>	Groenknolorchis	<i>Liparis loeselii</i>
Gewone zeehond	<i>Phoca vitulina</i>	Kruipend moerasscherm	<i>Apium repens</i>

Noten: * Soort die vermoedelijk recent uit Nederland is verdwenen. ** Soort die uit Nederland is verdwenen en vervolgens geïntroduceerd. Onderstreept zijn prioritaire soorten. Dit zijn soorten op bijlage II van de Habitatrichtlijn waarvoor de Europese Unie een bijzondere verantwoordelijkheid draagt omdat een belangrijk deel van hun natuurlijke verspreidingsgebied op het grondgebied van de Unie ligt. NB: de categorie van prioritaire soorten is alléén van toepassing op Habitatrichtlijn bijlage II soorten, dus soorten waarvoor speciale beschermingszones moeten worden aangewezen. Bosruiter, grauwe franjepoot, kleine vliegenvanger, kwak, lachstern, morinplevier, ooievaar, ortolaan, rode wouw, smelleken, steltkluut, vaal stormvogeltje, zwarte ooievaar en zwarte wouw staan op bijlage I van de Vogelrichtlijn, maar zijn niet betrokken bij de aanwijzing of begrenzing van vogelrichtlijngebieden

1.3 Geluid

Geluidbelasting is de geluidsdosis die al of niet voor de gevoeligheid van het menselijk oor is gecorrigeerd. De eenheid voor de geluidbelasting is Decibel (dB). De A-gewogen decibelwaarde [dB(A)], houdt rekening met de gevoeligheid van het menselijk oor voor de toonhoogte van het geluid. Het A-gewogen systeem kent een lage weging toe aan tonen met een lage frequentie, waar het menselijk oor (en die van enkele andere dieren) minder gevoelig voor is, en een hoge weging aan de normaal gesproken beter hoorbare tonen met een hoge frequentie. De A-gewogen decibelwaarde is de meest gangbare eenheid voor geluidbelasting. Ter referentie, 40 dB(A) overeen met een natuurlijk achtergrondniveau. Vijftig dB(A) komt overeen met het geluid in een rustige woonstraat (Milieu- en Natuurcompendium 2008), maar is ook het etmaalgemiddelde op 500 m afstand van een snelweg met zo'n 50.000 auto's per dag (Reijnen & Foppen 1994). De pijngrens van het menselijk gehoor ligt bij 120 dB(A). Geluidbelasting kan overigens in verschillende geluidmaten worden uitgedrukt (o.a. L_{Aeq} , MKM, L_{etmaal} , $L_{Aeq-24uur}$, L_{den} en B_{65} ; Milieu- en Natuurcompendium 2008). De hoogte van de geluidsniveaus en de toonhoogte spelen altijd een rol in de berekening van een geluidmaat. Dat geldt niet altijd voor het tijdstip en duur van het geluid.

Een beperkt deel van de soorten die betrokken zijn bij aanwijzing van Natura 2000 gebieden komen uit het aquatische milieu (vooral de vissen en de zeezoogdieren, maar voor een belangrijk deel van hun levenscyclus ook de Otter, Bever en Geelbuikvuurpad, zie Tabel 1). Onder water hebben geluidgolven een geheel andere en veel complexere dynamiek dan boven water en is onder meer afhankelijk van waterdruk en diepte van het water. Geluidbelasting onder water wordt daarom ook anders uitgedrukt dan op land, namelijk op een decibel (dB) schaal, relatief ten opzichte van een referentie kwadratisch gemiddelde druk van 1 micro-pascal (dB re 1 μ Pa; Nowacek et al. 2007). Er worden echter ook andere maten gebruikt in de literatuur zoals 'peak-to-peak' welke gebruik maakt van de amplitude tussen pieken in

de geluidgolf (Nowacek et al. 2007). Referentiewaarden zijn bijvoorbeeld 60 dB re. 1 μ Pa voor een vlakke zee, 140 dB re. 1 μ Pa voor de roep van de gewone vinvis (*Balaenoptera physalus*) op 100 m afstand, 160 dB re. 1 μ Pa voor een groot schip op 100 m afstand en 220 dB re. 1 μ Pa voor een doorsnee sonar installatie. Voor een uitgebreidere, algemene behandeling van de eigenschappen en kenmerken van geluid zie Henkens et al. (2007 – bijlage 2)

1.4 Doel en opzet van de studie

Het doel van dit rapport is een overzicht te geven van de kennis die op het moment beschikbaar is over de versturende effecten van geluid op het voorkomen van soorten die betrokken zijn bij de aanwijzing of begrenzing van beschermingsgebieden (Natura 2000 gebieden, het gaat om in Nederland voorkomende soorten uit Bijlage II van de Habitatrichtlijn en Bijlage I van de Vogelrichtlijn). In de rest van dit rapport worden deze soorten bedoeld als gerept wordt over Natura 2000 soorten. Het gaat daarbij om een overzicht van de feitelijke kennis en niet om een overzicht van de potentiële effecten van geluid op wilde soorten (zie voor een goed toegankelijk overzicht hierover Henkens et al. 2007 – bijlage 3).

Het overzicht werd verkregen door met behulp van de trefwoorden ‘noise/geluid’, ‘disturbance/verstoring’ en ‘species/soorten’ onderzoeksresultaten te zoeken (1) in internationale ‘peer-reviewed’ tijdschriften via ‘Web of Science’ en (2) op internet. Voor de Natura 2000 soorten is op vergelijkbare wijze nog specifiek gezocht naar artikelen en documenten met de trefwoorden ‘noise/geluid’ en de wetenschappelijke naam van de soort. Bij de beoordeling van de bruikbaarheid van een studie was het belangrijkste criterium dat de studies aannemelijk maakten dat de eventueel vastgestelde verstoringrespons veroorzaakt werd door geluid en niet door andere, gecorreleerde verstoringbronnen zoals licht of de fysieke aanwezigheid van de geluidsbronnen zoals auto’s, recreanten of vliegverkeer.

Natura 2000 soorten zijn over het algemeen zeldzame of kwetsbare soorten. Hierdoor zullen er betrekkelijk weinig onderzoeksresultaten beschikbaar zijn voor deze soorten, vooral als bedacht wordt dat geluid een diffuus fenomeen is dat vrijwel altijd gekoppeld is met andere verstoringbronnen (bijv. licht, bebouwing, menselijke activiteiten). De literatuurstudie zal daarom beginnen met een overzicht van effecten van geluid op wilde soorten in het algemeen. Dit algemene overzicht fungeert als raamwerk waar de beschikbare gegevens voor de Natura 2000 soorten hopelijk aan opgehangen, en mee geïnterpreteerd kunnen worden.

De specifieke vragen waarop deze studie zich richt zijn:

- 1 a. Op welke manier kan geluid het voorkomen van wilde soorten hinderen?
b. Zijn er verschillen tussen soorten of habitats?
c. In hoeverre verschilt het effect van 'impulsbelastingen' van die van continue belastingen?
2. Wat is er bekend over de effecten van geluid op Natura 2000 soorten?
3. Kunnen grenswaarden of verstoringafstanden geïdentificeerd worden?

2 Op welke manieren kan geluid het voorkomen van wilde soorten hinderen?

Hieronder volgt per soortengroep een overzicht van relevante literatuur naar de effecten van geluid. Hierbij komen de deelvragen of er verschillen zijn tussen soorten of habitats en in hoever het effect van 'impulsbelastingen' verschilt van die van continue belastingen integraal aan de orde.

2.1 Effecten van geluid op vogels

Het verstorende effect van geluid is relatief goed onderzocht bij vogels. Deze soortengroep is de enige waarbij voor zowel voor de effecten van continue geluidsbronnen als voor de effecten van impulsgeluiden meerdere studies beschikbaar zijn. Daarom zal voor deze soortengroep het effect van beide typen akoestische verstoringen apart besproken worden.

2.1.1 Effecten van continue geluidbronnen

Veel soorten vogels communiceren in belangrijke mate communiceren met behulp van akoestische signalen. De meest in het oog lopende processen die grotendeels via akoestische communicatie verlopen zijn paarvorming, afbakening van het territorium of het waarschuwen tegen predatoren (o.a. Rheindt 2003). Antropogene geluidbronnen kunnen deze communicatie verstoren. Het effect van geluidverstoring op vogels is, mogelijk daarom, ook relatief goed onderzocht.

Het grootste deel van onze kennis van de effecten van antropogene geluidbronnen op vogels moet afgeleid worden uit studies die het effect van wegen op vogels onderzocht hebben (o.a. Reijnen et al. 1995, Reijnen et al. 1996, Peris & Pescador 2004).

Deze studies tonen over het algemeen aan dat de aanwezigheid van wegen een nadelig effect heeft op de populatiedichtheid van broedvogels maar tevens dat niet alle soorten nadelig worden beïnvloed (Reijnen & Foppen 1994, Reijnen et al. 1995, Reijnen & Foppen 1995, Reijnen et al. 1996, Brotons & Herrando 2001, Forman et al. 2002, Rheindt 2003, Peris & Pescador 2004). In deze studies wordt meestal geen onderscheid gemaakt tussen de potentieel verschillende storende eigenschappen van wegen (visuele verstoring, fysieke verstoring, geluidverstoring). Reijnen et al. (1995) doen dat wel en maken onderscheid tussen de zichtbaarheid van auto's, de directe mortaliteit door aanrijdingen, vervuiling en geluidverstoring. De door hen gevonden patronen in dichtheden broedende vogels werden het best verklaard door geluidverstoring en geen van de andere factoren had een significant effect. Op basis hiervan concluderen Reijnen et al. (1995) dat geluid de belangrijkste verstorende

eigenschap van wegen is en dat lagere dichtheden nabij wegen in belangrijke mate toegeschreven moeten worden aan het verstorende effect van geluid.

Het gebruik van een respons in dichtheid is niet zonder meer een geschikte indicatie van habitatkwaliteit (van Horne 1983). Reijnen & Foppen (1995) vonden dat het effect van de nabijheid van wegen afhing van de populatiegrootte. In jaren met een grote populatieomvang werd voor minder soorten een nadelig effect geconstateerd dan in jaren met een lage populatieomvang. Dit komt vermoedelijk omdat in jaren met lage populatieomvang individuen kritischer kunnen zijn bij habitatkeuze. Reijnen & Foppen (1994) rapporteren over een zeldzame studie waarbij het effect van de nabijheid van wegen op de populatiedynamiek van de Fitis (*Phylloscopus trochilus*) bekeken wordt. De dichtheid broedende Fitissen was significant lager in een gebied binnen 200 m van de rand van de snelweg dan in gebieden verder van de snelweg. Vergeleken met gebieden verder van de snelweg werd de zone nabij de snelweg gekarakteriseerd door een hoger aandeel territoria van eerstejaars vogels en een lagere reproductie. Ook was de afstand tussen het eerste en tweede nest van eerstejaars vogels die in de onmiddellijke nabijheid van de weg broedden veel groter dan van eerstejaarsvogels die op minimaal 200 m van de snelweg broeden en migreerden ze over het algemeen weg van de snelweg (Foppen & Reijnen 1994). Deze 'vlucht' van de snelweg werd vooral veroorzaakt doordat de eerstejaarsvogels nabij de snelweg minder succesvol waren in het produceren van nageslacht (Foppen & Reijnen 1994). De auteurs beargumenteren dat de gevonden verschillen vooral veroorzaakt worden door het achtergrondgeluid van de aangrenzende snelweg maar leveren geen bewijs hiervoor.

Aanwijzingen dat vooral geluid de negatieve invloed van wegen op dichtheden broedende vogels verklaart komt van Rheindt (2003). Hij vond dat soorten die een hogere zangfrequentie hadden minder gevoelig waren voor verstoring door het geluid van wegen. Volgens hem hadden soorten met een hogere zangfrequentie minder last van de nabijheid van wegen omdat hun zang boven het relatief lage geluid van auto's uitkwam zodat communicatie in het broedseizoen tussen partners en concurrenten minder verstoord werd. Het belangrijkste versturende effect van geluidoverlast werd verondersteld te liggen in het maskeren van akoestische signalen. Reijnen et al. (1995) vonden overigens geen aanwijzing voor een grotere gevoeligheid voor geluidsverstoring bij soorten met een zangfrequentie die overeenkwam met de dominante frequentie van verkeersgeluid.

Slechts weinig studies hebben het effect van geluid op vogels geanalyseerd onafhankelijk van de aanwezigheid van wegen. De resultaten van de twee beschikbare studies zijn echter grotendeels vergelijkbaar. In natuurlijke habitats in de Verenigde Staten vond Stone (2000) een negatieve correlatie tussen het aantal soorten vogels en de sterkte van het geluid van antropogene origine. In Canada vergeleken Habib et al. (2007) paarvorming en leeftijdsopbouw bij ovenvogels (*Seiurus aurocapilla*) naast lawaaiige olie- en gascompressie installaties (70-90 dB(A)) en stille olie- en gaswinningplatformen. In tegenstelling tot studies die de effecten van wegen onderzoeken waarbij de controle plot meestal midden in de natuurlijke habitat ligt, was in deze studie dus ook bij de controle plot sprake van een randeffect

(bosranden herbergen over het algemeen hogere aantallen broedvogels) zodat het effect van geluid hierdoor niet vertroebeld werd. Vergeleken met de platforms broedde naast compressie installaties een hoger aandeel onervaren eerstejaars broeders en was het percentage succesvolle paarvorming lager (resultaten die volledig in overeenstemming zijn met de resultaten van Reijnen & Foppen 1994). Ook deze auteurs zoeken de verklaring in het maskerende effect van de toegenomen geluidbelasting. Vrouwtjes zouden de zang van de mannetjes door het toegenomen achtergrondgeluid niet of slecht kunnen horen. In een vervolgstudie werd op vergelijkbare wijze gekeken naar de effecten van geluid op de broeddichtheid van zangvogels (Bayne et al. 2008). De gebieden rond stille olie- en gaswinningplatformen had een zangvogeldichtheid die 1.5 keer zo hoog was als die nabij lawaaiige olie- en gascompressie installaties. Voor een derde van de onderzochte 23 soorten werden aanwijzingen gevonden dat geluid de broeddichtheid van zangvogels negatief beïnvloedde.

De voorgestelde mechanismen die volgens de meeste auteurs ten grondslag liggen aan het negatieve effect van door de mens veroorzaakte verhoogde geluidbelasting (maskering van akoestische communicatie) worden onderbouwd door studies die geluidafhankelijke veranderingen in de zang van stadsvogels bestuderen. De minimumfrequentie van de zang van een aantal algemene stadsvogels neemt in het algemeen toe met de sterkte van het achtergrondgeluid in de omgeving (Koolmees *Parus major*, Slabbekoorn & Peet 2003, Slabbekoorn & den Boer-Visser 2006, Slabbekoorn et al. 2007; Zanggors *Melospiza melodia*, Wood & Yezerinac 2006; *Carpodacus mexicanus*, Fernández-Juricic et al. 2005 in Slabbekoorn & Ripmeester 2007, maar zie Skiba 2000 voor Vink *Fringilla coelebs*). Andere aanpassingen die worden waargenomen bij vogelsoorten die voorkomen in milieus met een hoge geluidbelasting zijn het harder gaan zingen bij toenemend geluidniveau (Nachtegaal *Luscinia megarhynchos*; Brumm 2004) of het verschuiven van het tijdstip van zingen naar periodes waarin achtergrondgeluid minder is (Roodborst, *Erithacus rubecula*; Fuller et al. 2007). Slabbekoorn & Ripmeester (2007) suggereren dat uitsluitend soorten die in staat zijn de zang aan te passen aan het toenemende niveau van het achtergrondgeluid stand kunnen houden in omgevingen met een hoge geluidbelasting.

Een relatief weinig onderzocht aspect is hoe het anti-predator gedrag van vogels verandert in een omgeving met een hoge geluidbelasting. Vinken die foerageren in een lawaaiige omgeving brengen minder tijd door met de kop naar beneden (Quinn et al. 2006). Dit werd veroorzaakt doordat bij een hoge geluidbelasting de vogels voor detectie van predatoren meer afhankelijk zijn van zichtwaarnemingen. Dit had tot gevolg dat vogels onder deze omstandigheden een lagere voedselopnamesnelheid hadden wat zou kunnen leiden tot een hogere mortaliteit en een lager reproductief succes.

Ten slotte, is ook goed voor te stellen dat roofvogels die voor jacht grotendeels of volledig afhankelijk zijn van het gehoor minder succesvol zijn in het bemachtigen van prooidieren in een omgeving met veel achtergrondgeluid. De kerkuil (*Tyto alba*) is bijvoorbeeld een nachtelijke jager die uitsluitend op zijn gehoor vertrouwd bij het

lokaliseren van muizen in het veld en in gebouwen. Hierover is bij mijn weten echter niets bekend.

2.1.2 Verstoring van vogels door impulsgeluiden

Geluidbronnen die kortdurend en onvoorspelbaar zijn werken op een andere manier verstorend dan continue geluidbronnen. Plotselinge en onbekende geluiden werken vermoedelijk als alarmsignaal bij veel diersoorten en activeren het sympathisch zenuwstelsel. De fysiologische stress respons die op de korte termijn optreedt na een alarmsignaal (vecht-of-vlucht reactie) zijn hetzelfde voor veel gewervelde dieren (Möller 1978). Het algemene reactiepatroon in respons op stress behelst onder meer een activering van de neurale en endocriene systemen, welke veranderingen veroorzaakt zoals verhoogde bloeddruk en verhoogde concentraties glucose en corticosteroiden in de bloedbaan. Een regelmatige activering van de neurale en endocriene systemen veroorzaakt uitputting van de reserves en kan de conditie negatief beïnvloeden. In hoeverre dit kan leiden tot een verhoogde mortaliteit of verlaagde reproductie is onbekend. Het effect van geluid op de *fysiologie* van dieren is overigens vooral aan proefdieren onderzocht en de resultaten van dit soort studies kunnen niet direct worden geëxtrapoleerd naar effecten van geluid op in het wild levende dieren. Dieren lijken over het algemeen gevoeliger te zijn voor verstoring door geluid dan mensen (Borg 1981, in Mancini et al. 1988).

Het meeste onderzoek aan verstoring van vogels door plotselinge harde geluiden komt van onderzoek aan het effect van luchtverkeer op wilde soorten (Mancini et al. 1988; van der Grift et al. in voorbereiding). Ook hieruit blijkt dat soorten sterk verschillen in hun respons, met soorten die een sterke respons vertonen (bijv. Ganzen, Mosbech & Glahder 1991) en soorten die zich weinig gelegen laten aan sterke impulsgeluiden (bijv. Visarend Jackson 1971 in Mancini et al. 1988).

Bij uitzondering wordt in dit soort studies onderscheid gemaakt tussen visuele verstoring en verstoring door geluid. Een aantal studies, die dat wel doen vinden dat afstand tot de verstoringbron (over het algemeen een vliegtuig of helikopter) een betere voorspeller is van verstoring dan de geluidbelasting (bijv. 'Bald Eagle' *Haliaeetus leucocephalus*, Grubb & King 1991; 'Spotted Owl' *Strix occidentalis lucida*, Delaney et al. 1999; Kuifeend *Aythya fuligula*, Meerkoet *Fulica atra* en Tafeleend *Aythya ferina* Komenda-Zehnder et al. 2003 in van der Grift et al. in voorbereiding). De meeste studies beperken zich tot het bepalen van verschillen in verstoringgedrag (alert kijken richting verstoringbron, in elkaar duiken, opvliegen of agitatie). Er zijn geen studies bekend die het effect van harde impulsgeluiden meten op variabelen die relevant zijn voor populatiedynamiek (bijvoorbeeld dichtheid territoria, reproductiesucces, foerageersnelheid, mortaliteit). De enige studie die hierbij in de buurt komt is een experiment waarbij Zwarte eenden (*Anas rubripes*) blootgesteld werden aan een opgenomen geluidbron (straaljager, piekvolume 110 dB; Harms et al. 1997). Bij blootstelling was de gemiddelde dagelijkse hartslag, gebruikt als indicatie voor stofwisselingsnelheid, niet sneller dan in de dagen voorafgaande aan de blootstelling. Op de eerste dag van blootstelling werden vaker toenames in

hartslagsnelheid waargenomen die samenvielen met de blootstelling aan de geluidbron, maar dit werd de tweede en derde dag van het experiment niet meer waargenomen.

Dit laatste suggereert dat de vogels wendden aan het geluid. Ook in studies waarbij het onderscheid tussen verstoring door geluid en andere prikkels niet duidelijk gemaakt wordt regelmatig gevonden dat vogels wennen aan een verstoringsbron als deze met enige regelmaat en frequentie optreedt ('Red-tailed Hawk' *Buteo jamaicensis* Andersen et al. 1989, 'Spotted Owl' Delaney et al. 1999, Zwarte eend en Carolina-eend *Aix sponsa*, Conomy et al. 1998; Zwarte Rotgans *Branta bernicla nigricans* en Canadese gans *B. canadensis taverneri*, Ward et al. 1999). Dit geldt echter niet voor alle soorten vogels (Kuifeend *Aythya fuligula*, Meerkoet *Fulica atra* en Tafeleend *Aythya ferina*, Komenda-Zehnder et al. 2003 in van der Grift et al. in voorbereiding).

2.2 Effecten van geluid op zoogdieren

De literatuur over het effect van geluid op zoogdieren wordt gedomineerd door studies aan zeezoogdieren (Richardson et al. 1995, Nowacek et al. 2007, Weilgart 2007); de literatuur over effecten van geluid aan zoogdieren op land is zeer beperkt. De vermoedelijke reden hiervoor is dat van veel zeezoogdieren bekend is dat ze van geluid afhankelijk zijn voor communicatie met soortgenoten, navigatie en het vinden van voedsel. Met name tand- en baleinwalvissen staan bekend om het brede repertoire aan geluiden waarvan ze gebruik maken. Ook zeehonden produceren zowel in en uit het water een breed scala aan geluiden die complexe sociale informatie dragen over rangorde en territorialiteit. Het toenemend aantal menselijk activiteiten op zee, zoals bijvoorbeeld olie- en gaswinning, aanleg en exploitatie van windmolen parken in zee, ecotoerisme en het gebruik van geavanceerde sonarinstallaties op schepen leiden allemaal tot een toename van antropogene geluidbelasting onder water. Over het algemeen worden antropogene geluidbronnen gekarakteriseerd door een lage frequentie, in de range van 10Hz tot 1000Hz. Dit overlapt met de gevoeligheid van bijvoorbeeld de baleinwalvissen (Vella et al. 2001). In recente decennia is het aantal strandingen van walvisachtigen toegenomen. Hoewel nog geen causaal verband tussen de strandingen en menselijke activiteiten is gelegd heeft dit veel mensen alert gemaakt van de potentiële gevaren van menselijke geluidbelasting voor zeezoogdieren.

2.2.1 Effecten van geluid op zeezoogdieren

Het onderscheid tussen continue geluidbelasting en impulsgeluiden is minder relevant voor zeezoogdieren. Weinig menselijke geluidbronnen (m.u.v. mariene windturbines en olie- en gaswinninginstallaties) bevinden zich langdurig op een vaste plaats. Hetzelfde geldt in grote lijnen voor de soorten die potentieel te lijden hebben onder het toegenomen geluid. Het gevolg is dat continue geluidsbronnen, zoals bijvoorbeeld scheepsmotoren, een impulsachtig karakter krijgen aangezien zeezoogdieren slechts kortstondig aan de geluidbelasting van een passerend schip

worden blootgesteld. In de uitgebreide literatuur over de respons van zeezoogdieren op geluid wordt over het algemeen onderscheid gemaakt naar het type respons. De respons kan in drie categorieën onderverdeeld worden, veranderingen in gedrag, veranderingen in de geluiden die geproduceerd worden en veranderingen in de fysiologie van individuen. Het gaat in vrijwel alle gevallen om geluideffecten die onder water gekwantificeerd worden, ook als de geluidsbron zich boven water bevindt (e.g. windturbine).

Gedragsveranderingen omvatten wijzigingen in de patronen van het boven water komen, het duiken en de zwemrichting. Een voorbeeld van verstoord gedrag wordt beschreven door Koschinski et al. (2003) voor de Bruinvis (*Phocoena phocoena*) en de Gewone Zeehond (*Phoca vitulina*). Tijdens het afspelen van geluid dat een 2 MW windturbine simuleerde bleven zeehonden op een gemiddeld grotere afstand van de geluidbron dan als deze uit stond (mediaan 284 vs 139m). Bij Bruinvis nam de kleinste afstand tot de geluidbron toe van 120 naar 182 m. Daarnaast werd bij Bruinvis twee keer zo frequent echolocatie clicks gehoord als de geluidbron aanstond. Kastelein et al. (2006) vonden in een experimentele setting in een bassin waarin verschillende geluidsignalen werden afgegeven dat Gewone Zeehonden locaties in het bad met een geluidbelasting van boven de 107 dB re 1 μ Pa meden. Dit werd geïnterpreteerd als ontwijkend gedrag.

Veranderingen in de geproduceerde geluiden omvatten aanpassingen in type of timing van de door de dieren geproduceerde geluiden. Foote et al. (2004) vonden bijvoorbeeld dat de lengte van de sociale roepsignalen van Orka's (*Orcinus orca*) toenamen in aanwezigheid van boten met walviskijkers, vermoedelijk om beter hoorbaar te zijn bij het toegenomen achtergrondgeluid. De zang van Bultruggen (*Megaptera novaeangliae*) hield langer aan als een sonarinstallatie van een nabijgelegen oorlogsschip geactiveerd was dan daarvoor of daarna (Miller et al. 2000)

Fysiologische effecten van geluid op zeezoogdieren zijn minder goed bestudeerd. Blootstelling aan geluid kan resulteren in tijdelijke of permanente gehoorbeschadiging en veranderde gehoordrempels (Nowacek et al. 2007). De mate van fysiologische schade hangt af van zowel duur als sterkte van de geluidbron. Langdurige blootstelling aan een geluidbron van matige sterkte kan dus net zoveel schade veroorzaken als kortstondige blootstelling aan een sterke geluidbron.

Aanpassingen in het gedrag van zeezoogdieren als gevolg van toegenomen geluidbelasting onderwater kunnen een effect hebben op de populatie van gevoelige soorten in betrokken gebieden, maar hier is nog maar zeer weinig over bekend (Nowacek et al. 2007). Twee recente studies van Bejder *et al.* (2006a,b) lichten een tip van de sluier. Deze studies vonden een afname van de populatieomvang van dolfijnen in kustgebieden die blootstonden aan toegenomen bootverkeer door toeristen. Deze groep dolfijnen reageerde echter minder sterk op naderende boten dan een in de buurt voorkomende, minder aan menselijke activiteiten blootstaande populatie dolfijnen. Dit duidt erop dat er een zekere mate van tolerantie optreedt bij de door toeristen beïnvloede populatie of dat de gevoeliger dolfijnen vertrokken. Hoewel de verstoring niet uitsluitend door geluid was, illustreren deze studies

duidelijk dat korte termijn aanpassingen in gedrag (of het afwezig zijn daarvan) door geluid met voorzichtigheid en in perspectief voor de lange termijn moeten worden geïnterpreteerd (Nowacek et al. 2007).

2.2.2 Effecten van geluid op landzoogdieren

Voor landzoogdieren zijn in het geheel geen studies bekend over de effecten van impulsgeluiden. Kennis over het versturende effect van continue geluidsbronnen beperken zich tot drie studies uit Noord Amerika. McGregor et al. (2008) vonden voor de 'White-footed mouse' (*Peromyscus leucopus*) en 'Eastern chipmunk' (*Tamias striatus*) dat de barrière die wegen vormen bij dispersie vooral bepaald werd door de fysieke eigenschappen van wegen en niet door geluid. Vergeleken met plots op enige afstand van wegen waren de dichtheden van beide soorten nabij wegen niet lager. Dichtheden namen ook niet af met toenemende verkeerintensiteit. In de Verenigde Staten vertoonden grondeekhoorns (*Spermophilus beecheyi*) een verhoogde mate van waakzaam gedrag (o.a. omgeving verkennen op achterpoten) en bleven dicht bij schuilplaatsen in habitats nabij lawaaiige windturbines dan in habitats zonder deze turbines (Rabin et al. 2006). Het gebruik van drainagebuizen onder wegen als passage voor wild in Canada hing in belangrijke mate af van de geluidbelasting van het verkeer, maar niet voor alle soorten in gelijke mate (Clevenger et al. 2001). Bij toegenomen geluidbelasting nam het gebruik van de drainagebuizen af voor Coyote (*Canis latrans*), 'Snowshoe hare' (*Lepus americanus*) en 'Red squirrels' (*Tamiasciurus hudsonicus*) maar niet voor marterachtigen (*Martes americana*, *Mustela erminea*, *Mustela frenata*). In geen van de studies kan het effect van geluid geheel losgezien worden van andere potentieel versturende factoren geassocieerd met wegen of windturbines.

Er is een groot aantal laboratorium proeven gedaan met zoogdieren (vooral cavia's, ratten en muizen) naar de effecten van geluid op de fysiologie van deze dieren (zie voor een overzicht Mancini et al. 1988). Deze studies tonen aan dat geluid een breed scala van fysiologische reacties teweeg kan brengen die soms ook kunnen leiden tot een verminderde fitness van dieren. Onduidelijk is echter in hoeverre de resultaten van proeven met dieren in gevangenschap geëxtrapoleerd kunnen worden naar dieren in het wild. Er zal daarom niet verder op de resultaten van deze studies ingegaan worden.

Vanwege het grote aantal vleermuizen op de lijst van Natura 2000 soorten (Table 1) wordt deze groep van zoogdieren nog even kort apart besproken. Vleermuizen zijn uiterst gevoelig voor verstoring tijdens de winterslaap. Activering in deze periode tast de energiereserves aan en vermindert het vermogen de winter te overleven. Ook als vleermuizen samen zijn in broedkolonies zijn ze erg gevoelig voor verstoring en kan dit leiden tot een verminderd broedsucces. Herhaaldelijke verstoringen kunnen leiden tot het verlaten van de traditionele verzamelplaatsen. De enige experimentele studie die effecten van verstoring (waaronder geluid) bij overwinterende vleermuizen onderzocht is die van Speakman et al. (1991). Zij vonden dat geluid de in winterslaap verkerende vleermuizen niet verstoorde en dat uitsluiten verstoringen die gepaard gaan met aanraken van dieren leidden tot activering van de dieren en de daarmee

gepaard gaande energieverliezen. Thomas (1995) vond dat het bezoek van mensen aan een natuurlijke overwinteringsplaats zorgde voor een verhoogde activiteit bij vleermuizen 2.5 – 8.5 uur na het bezoek. Hij kon echter geen onderscheid maken tussen het versturende effect van licht en geluid. Buiten de winterslaap zijn vleermuizen vermoedelijk minder gevoelig voor verstoring omdat ze minder koloniaal zijn en gewichtsverlies door verstoring tijdens de inactieve fase overdag is vermoedelijk gemakkelijk te vervangen. Vleermuizen zijn voor navigatie en het bemachtigen van voedsel echter afhankelijk van echolocatie. Uit experimentele studies blijkt overigens dat de frequentie van echolocatie signalen van vleermuizen veel hoger is (20-100kHz, Bates et al. 2008) dan de dominante frequentie van menselijk geluid en dat ze deze vrij gemakkelijk aan kunnen passen om geen last te hebben van versturende of maskerende signalen (Bates et al. 2008). Er bestaan geen studies die testen in hoeverre verstoring door menselijke geluidsbronnen de efficiëntie van het foerageren van vleermuizen aantast. De baltsroep van mannelijke rosse vleermuizen heeft, net als vogelzang, tot doel vrouwtjes te lokken voor de paring (Koolstra et al. 2001). De effectiviteit van de baltsroep neemt toe met de afstand waarop ze waargenomen kunnen worden, en dus soortgenoten kunnen aantrekken. De baltsroep is zeer luid en frequenties liggen tussen de 13 en 17kHz. In theorie zouden menselijke geluidsbronnen de effectiviteit van de baltsroep kunnen verminderen, maar hierover is niets bekend (Koolstra et al. 2001).

2.3 Effecten van geluid op vissen

Vissen bezitten twee belangrijke organen voor het waarnemen van (geluid)trillingen onderwater, de laterale lijn en het binnenoor. Het laterale lijnsysteem wordt gestimuleerd door lage frequenties (over het algemeen beneden de 150 Hz (Sand 1984)). Nabij een geluidbron kan het laterale lijn systeem akoestische signalen waarnemen. De beperkte reikwijdte van het systeem maakt dat het vermoedelijk nauwelijks een rol speelt bij verstoring van vissen door geluid. Het binnenoor registreert door geluidgolven veroorzaakte trillingen in het lichaam van de vis (Popper & Fay 1999). Uitsluitend vissen met een zwemblaas zijn in staat verschillen in geluiddruk (amplitude van de trillingen) waar te nemen. Omdat gas makkelijker is samen te drukken dan water, reageert de zwemblaas op fluctuaties in geluidbelasting. De bewegingen van de zwemblaas kunnen vervolgens doorgegeven worden aan het binnenoor (Popper & Fay 1999) maar niet alle vissen met zwemblaas beschikken over een verbinding tussen blaas en middenoor. Onder andere als gevolg daarvan is er bij vissen een enorme verscheidenheid in gehoorstructuren, wat resulteert in grote verschillen in horend vermogen (Thomsen et al. 2006). De meeste vissen horen in de range van ongeveer 30 Hz tot 1 kHz maar sommige soorten nemen signalen waar in de infrasonische range lager dan 20 Hz of in de ultrasonische range van boven de 20 kHz (Thomsen et al. 2006). Antropogene geluidbronnen onder water zoals bijvoorbeeld veroorzaakt door scheepvaart, seismische verkenningsapparatuur, heiaapparatuur en windmolens hebben hun piek beneden de 1000 Hz en liggen dus binnen de gehoorsrange van de meeste vissen (Richardson et al. 1995).

Vissen produceren zelf geluid. Geluidsignalen worden door vissen vooral gebruikt bij de voortplanting en bij vertoning van agressief en territoriaal gedrag (o.a. Rowe & Hutchings 2008).

Er zijn weinig studies die het effect van geluid op vissen onderzoeken en de resultaten van deze studies wisselen sterk (Hastings and Popper 2005). Net als bij zeezoogdieren is bij vissen het onderscheid tussen continue en impulsgeluiden minder relevant (zie 2.2.1). Het is daarnaast moeilijk om de resultaten van individuele studies of fundamenteel onderzoek aan effecten van geluid op bepaalde soorten vis te veralgemeniseren vanwege de hierboven genoemde verschillen tussen soorten in het gehoorsysteem maar ook omdat de fysieke eigenschappen van geluidssignalen onder water van veel meer factoren afhangen dan boven water (Thomsen et al. 2006).

Bij vissen wordt, vergelijkbaar met zeezoogdieren, onderscheid gemaakt tussen door geluid veroorzaakte veranderingen in gedrag, het verhullen van biologisch relevante signalen en fysiologische reacties als gevolg van stress, tijdelijk of permanent verlies van hoorvermogen (Hastings & Popper 2005). Er zijn veel minder studies die veranderingen in gedrag aantonen. Daarentegen zijn er veel meer studies die de fysiologische effecten van blootstellingen aan een verhoogde geluidbelasting bestuderen. De meeste van deze laatste type studies zijn echter uitgevoerd onder experimentele omstandigheden aan modelsoorten (bijvoorbeeld Goudvis *Carassius auratus* en Tilapia *Oreochromis niloticus* Smith 2004a,b). Het is twijfelachtig of resultaten hiervan bruikbaar zijn in de praktijk. Hieronder volgen een aantal studies die de verschillende categorieën gedragsveranderingen illustreren.

Gedragsveranderingen zijn onder andere beschreven voor Blankvoorn (*Rutilus rutilus*) en Stekelbaars (*Gasterosteus aculeatus*). Tijdens blootstelling aan een geluidbron die vergelijkbaar was met de geluidbelasting die onder water geproduceerd werd door een windturbine (174 Hz, 80-120 dB re. 1 μ Pa) vertoonden deze soorten verschillende gedragspatronen indicatief voor predator ontwijkend gedrag (Andersson et al. 2007).

Het verhullen van biologisch relevante signalen wordt indirect geïllustreerd in een studie van Vasconcelos et al. (2007). Zij vonden bij verschillende testfrequenties dat de gehoordrempel van de 'Lusitanian toadfish' (*Halobatrachus didactylus*) tot wel 36 dB re. 1 μ Pa hoger was in de aanwezigheid van scheepsgeluid dan onder ongestoorde omstandigheden.

Fysiologische reacties als gevolg van stress door blootstelling aan geluid werd bijvoorbeeld gevonden in een experimenteel seismisch onderzoek op open zee (Santulli et al. 1999). In kooien gehouden Zeebaars (*Dicentrarchus labrax*) hadden verhoogde gehalten cortisol en glucose in het lichaam wat indicatief is voor stressreacties. Het uitgezonden geluidssignaal had een sterkte van slechts 80 - 100 dB re 1 μ Pa en in de lage frequenties lag het maar weinig boven het niveau van de achtergrondbelasting. Graham & Cooke (2008) onderzochten de cardiovasculaire verstoring veroorzaakt door het geluid van drie type recreatieve vaartuigen (het

peddelen van een kano, een elektrische fluister motor ('trolling motor'), en een benzine motor) op 'Largemouth bass' (*Micropterus salmoides*). Alle drie de behandelingen veroorzaakten een verhoogde hartslagfrequentie maar de sterkte van de respons nam toe van peddelen naar fluister motor naar benzine motor. De auteurs beargumenteren dat een verhoogde hartslag op zichzelf niet schadelijk hoeft te zijn maar dat het de levensduur van het hart en daarmee het individu kan verminderen. Tijdelijk of permanent verlies van hoorvermogen kan veroorzaakt worden door langdurige blootstelling aan geluiden die relatief weinig harder zijn dan de achtergrondgeluidbelasting of door kortstondige blootstelling aan harde geluiden. Het niveau van het geluid en de lengte van blootstelling die kan leiden tot gehoorbeschadiging verschilt enorm en wordt beïnvloed door factoren zoals geluidvolume, frequentie, lengte van blootstelling, gezondheid van het dier en nog vele anderen (Thomsen et al. 2006).

2.4 Effecten van geluid op overige soorten

Slechts een paar studies hebben gekeken naar het effect van geluidoverlast op andere soorten dan vogels, zoogdieren en vissen. Bee & Swanson (2007) onderzochten onder experimentele omstandigheden in hoeverre het geluid van autoverkeer de *ontvangst* van de roep van een Amerikaanse soort boomkikker (*Hyla chrysoselis*) beïnvloedde. Verstoorde ontvangst van de roep van mannetjes kan paring en daarmee reproductie negatief beïnvloeden. De studie toonde een minder alerte reactie van vrouwtjes op de roep van mannetjes tijdens het afspelen van verkeersgeluid, maar deze was van vergelijkbare orde als die welke veroorzaakt werd door het geluid van een koor van roepende mannetjes.

Een vrij uitzonderlijke respons werd vastgesteld door Brattstrom & Bondello (1983). Zij vonden dat het geluid van 'Off-the-road' motoren de paddensoort 'Couch's spadefoot toad' (*Scaphiopus couchi*) voortijdig uit hibernatie doet komen. Deze soort, die voorkomt in de woestijnen van het zuidwesten van de Verenigde Staten overleeft droge perioden door zich diep in te graven en in 'winterslaap' te gaan. De soort gebruikt de geluidstrillingen van onweersbuien in de zomer om uit de schuilplaatsen te komen en te paren in tijdelijke waterpoelen. Het geluid van motoren doet deze paddensoort op een ongunstig tijdstip te voorschijn komen met alle nadelige gevolgen voor de overleving en voortplanting van de individuen. Dit geval is waarschijnlijk weinig representatief voor het effect van geluid op amfibieën in het algemeen maar illustreert goed dat door de mens veroorzaakt geluid onverwachte en zeer nadelige effecten kan hebben voor wilde soorten.

2.5 Het effect van geluid op wilde soorten - samenvatting

In het algemeen kunnen de effecten van geluid onderverdeeld worden in (1) veranderingen in gedrag als gevolg van het niet of minder goed waarnemen van akoestische signalen van andere individuen of potentiële predatoren (vooral bij continue geluiden), (2) veranderingen in gedrag als gevolg van schrik- of vluchtreactie

(vooral bij impulsgeluiden), (3) veranderingen in de fysiologie als gevolg van stress (bij beide typen geluidoverlast) en (4) tijdelijke of permanente vermindering of zelfs verlies van het horend vermogen (bij beide typen geluidoverlast). Studies aan soorten beperken zich meestal tot één type effect van geluid (effecten op gedrag of op fysiologie maar nooit gedrag en fysiologie).

Uitsluitend voor het eerste type effecten is aannemelijk gemaakt dat het negatieve consequenties kan hebben voor de populatiedynamiek. Bij vogels kan het maskeren van communicatie tussen soortgenoten leiden tot minder succesvolle paarvorming, een lagere reproductie en een hogere dispersie uit het verstoorte gebied. Dit kan leiden tot lagere dichtheden in de populatie die blootgesteld wordt aan het geluid. Niet alle soorten zijn even gevoelig voor dit maskerende effect en sommige soorten lijken in het geheel geen last te hebben van een verhoogde geluidbelasting. Het lijken vooral de soorten die hun akoestische signalen of gedrag slecht kunnen aanpassen aan de verstoringbron en soorten die voor hun communicatie gebruik maken van geluidsignalen met een relatief lage frequentie (overeenkomend met de frequenties van menselijke geluidbronnen). Bij het maskerende effect van geluid treedt geen gewenning op en effecten worden dus niet minder erg na langdurige blootstelling. De vaststelling van deze effecten berust grotendeels op indirect aanwijzingen uit studies aan vogels. Er zijn aanwijzingen gevonden dat het maskerende effect van geluidsverstoring kan optreden bij amfibieën, vissen en walvisachtigen. Voor deze soorten ontbreekt echter iedere kennis over de gevolgen van het maskerende effect van geluid voor de populatiedynamiek.

Schrik- of vluchtreacties na impulsgeluiden zijn vooral bij vogels vastgesteld. Ook bij dit type geluid geldt dat er grote verschillen zijn tussen soorten in gevoeligheid voor verstoring hierdoor. Er kan, op basis van de beschikbare kennis, echter geen duidelijk patroon herkend worden welke eigenschappen een soort gevoelig maken voor verstoring door impulsgeluiden. Ook is voor geen enkele soort informatie beschikbaar wat voor effect dit type geluidverstoring heeft op de populatiedynamiek.

Fysiologische veranderingen en tijdelijke of permanente gehoorbeschadigingen zijn bij een breed scala aan soorten vastgesteld. Ook hiervoor geldt dat onbekend is wat deze veranderingen voor gevolgen hebben voor de populatiedynamiek van de getroffen soorten.

3 Effecten van geluid op Natura 2000 soorten

Voor slechts een zeer klein aantal Natura 2000 soorten is informatie beschikbaar over het effect van geluid op hun gedrag of voorkomen. Voor de praktijk van de natuurbescherming is het nut van deze studies beperkt (1) omdat het veelal om observaties gaat, (2) omdat het effect van geluid niet gescheiden kan worden met andere mogelijke versturende effecten van de geluidbron of (3) omdat slechts een deel van de mogelijke schadelijke effecten op soorten is onderzocht en inzicht in de effecten op populatiedynamiek ontbreken. Hieronder wordt desondanks een overzicht gegeven omdat het een indruk geeft van de beschikbare hoeveelheid kennis en omdat het een indicatie geeft van de potentiële gevoeligheid voor geluidverstoring van de betrokken soorten.

Jackson et al. (1977, in Mancini et al. 1988) beschrijven een situatie waarbij een vrouwtje Blauwe kiekendief *Circus cyaneus* foerageerde gedurende oefensessies op een schietrange voor straaljagers. Tijdens beschietingen vlogen straaljagers op c. 550 m hoogte en produceerden 80-87 dB geluid op grondniveau. De kiekendief bleef foerageren tijdens de beschietingen, zelfs toen een bom op ongeveer 60 m afstand ontplofte. De indruk bestond dat de Blauwe Kiekendief joeg op kleine zoogdieren en vogels die door de ontploffingen opgejaagd werden. Hieruit kan niet geconcludeerd worden dat kiekendieven wennen aan geluid aangezien het een enkele observatie betreft. Gewenning kan pas vastgesteld worden na meerdere herhaalde waarnemingen aan dezelfde individuen. De suggestie dat kiekendieven weinig gevoelig zijn voor verstoring door geluid (mogelijk via gewenning) kan op basis van die ene extreme observatie wel gemaakt worden.

Dit is opvallend omdat Rice (1982) constateert dat het vermogen van Blauwe Kiekendieven om prooidieren te lokaliseren op basis van geluid alleen aanmerkelijk beter is dan dat van soortgelijke roofvogels. Het blijkt vergelijkbaar te zijn met dat van uilen die 's nachts prooidieren vangen in totale duisternis en stelt de Kiekendief daarmee in staat om prooidieren te vangen op gehoor alleen.

Ook de Visarend lijkt zich weinig aan te trekken van geluidverstoring. In Canada stelden Trimmer et al. (1998) broedende visarenden bloot aan laag overvliegende straaljagers. Gedrag werd bestudeerd voor, tijdens en na 139 vluchten waarbij geluidspieken tot boven de 100 dB werden waargenomen. Het gedrag van visarenden verschilde niet significant voor en na het overvliegen van de straaljagers en de visarenden gedroegen zich ook niet geschrokken of geïrriteerd.

Op Groenland is vastgesteld dat ruiende Brandganzen verstoord werden door overvliegende helikopters (Mosbech & Glahder 1991). De verstoringen hadden een bescheiden effect op de tijdsbesteding van de brandganzen. Afhankelijk van de grootte van de helikopter werd verstoringgedrag waargenomen op afstanden van 5-10 km van de naderende helikopters. In enkele gevallen vlogen de vogels op toen de helikopters nog niet zichtbaar waren wat suggereert dat geluid in belangrijke mate bijdraagt aan het versturende effect van helikopters.

Harde geluidssignalen hebben een aantal effecten op in gevangenschap gehouden Tuimelaars (*Tursiops truncatus*; Finneran et al. 2000, Finneran et al. 2005, Finneran et al. 2007). Blootstelling aan geluidssignalen van 196 dB re 1 mPa p-p ('peak-peak') of hoger resulteerde in gedragsveranderingen en tijdelijke verhoogde gehoordrempels (TTS, 'Temporary Threshold Shift'). Effecten waren afhankelijk van de gebruikte geluidfrequentie waarbij de grootste effecten gevonden werden bij 30, 40, and 20 kHz (Finneran et al. 2007). Romano et al. (2004) vonden na blootstelling aan het geluid van een 'seismic water gun' een fysiologische respons (toename van het gehalte van het hormoon aldosteron in het bloed en afname in het aantal monocyten (soort witte bloedlichaampjes)) die toenam met toenemende sterkte van het geluidssignaal. Het vertalen van de resultaten van dit soort experimenten met in gevangenschap gehouden dieren is moeilijk (Nowacek et al. 2007). Achtergrondgeluid in een bassin kan veel groter zijn dan dat in de zee en de proefdieren werden getraind en beloond voor het tolereren van hoge geluidbelastingen. In het wild levende dieren zouden dus een respons kunnen vertonen bij lagere geluidbelastingen.

Bij de Bruinvis (*Phocoena phocoena*) is veel onderzoek gedaan naar de effecten van apparaten die bijvangst van bruinvissen bij de commerciële visserij moeten verminderen (zogenaamde 'pingers'). Deze apparaten geven een geluidssignaal af zodat ze, na montage op vissersnetten, Bruinvissen afschrikken. Onderzoek richtte zich vooral op de respons van Bruinvissen op signalen van verschillende toonhoogte en sterkte (zie voor een overzicht van deze studies Nowacek et al. 2007). Daaruit blijkt dat Bruinvissen zich inderdaad laten afschrikken door pingers. De geluidsterkte en -frequentie die werd afgegeven door de onderzochte apparaten verschilde echter enorm en varieerde tussen de 96-179 dB rms re 1µPa bij frequenties tussen de 2.5 en 325 kHz. In deze studies werd de maximale geluidsterkte die door de Bruinvissen werd ontvangen geschat op tussen de 72 en 142 dB rms re 1µPa. De meest waargenomen respons was het vermijden van de geluidbron. In enkele studies op zee werd bij commerciële visvangst ook verminderde bijvangst van Bruinvissen geconstateerd na inzet van pingers. Cox et al. (2001) vonden overigens dat in het wild levende Bruinvissen vrij snel gewend raakten aan de pinger. De minimale afstand tot de pinger werd 50% kleiner in een periode van slechts vier dagen.

Blootstelling aan geluidssignalen (100-2000 Hz and 60-75 dB SL of hoger resulteerde in gedragsveranderingen en tijdelijke verhoogde gehoordrempels (TTS) bij de Gewone Zeehond (*Phoca vitulina*; Kastak et al. 1999). Na 24 uur was het gehoor weer normaal. Zoals al eerder genoemd bleven Gewone Zeehonden tijdens het afspelen van geluid dat een 2 MW windturbine simuleerde op gemiddeld grotere afstand van de geluidbron als deze aan stond dan als deze uit stond (mediaan 284 vs 139m; Koschinski et al. (2003) Kastelein et al. (2006) vonden in een bassin waarin verschillende geluidssignalen werden afgegeven dat Gewone Zeehonden locaties in het bad met een geluidbelasting van boven de 107 dB re 1 µPa meden.

4 Kunnen grenswaarden geïdentificeerd worden?

Kennis over de effecten van geluid worden pas praktisch toepasbaar op het moment dat we weten bij welke geluidbelasting of op welke afstand van een geluidbron er versturende effecten optreden voor soorten. Daarbij zijn grenswaarden (minimale geluidbelasting gemeten bij het ontvangende individu die leidt tot verstoring) waarbij een versturend effect optreedt) veel algemener bruikbaar dan verstoringafstanden (minimale afstand van een geluidbron waarbij verstoring op kan treden). Grenswaarden voor geluidverstoring zijn, indien betrouwbaar bepaald, algemeen toepasbaar en extrapoleerbaar naar andere locaties of situaties. Verstoring door geluid is sterk context-afhankelijk en hangt af van onder meer de intensiteit en aard van het geluid (drukke weg vs. rustige weg of continue vs. impulsgeluidsbronnen), de weerstand van de omgeving voor het doorgeven van geluid (bos vs. open gebied) of windrichting. Verstoringafstanden zijn daarmee niet generaliseerbaar of extrapoleerbaar. Grenswaarden voor geluidbelasting kunnen overigens betrekkelijk eenvoudig omgerekend worden naar verstoringafstanden onder verschillende omstandigheden.

Indien grenswaarden met verschillende rekenmethodes zijn vastgesteld zijn deze waarden echter niet zonder meer vergelijkbaar. Een grenswaarde gebaseerd op een etmaalgemiddelde geeft iets heel anders weer dan een grenswaarde gebaseerd op piekbelasting. Ook het gebruikte rekenmodel kan aanzienlijke verschillen geven in de dB(A) bij eenzelfde geluidbelasting. Voor de berekening van geluidbelasting van bijvoorbeeld wegen is nog geen internationale standaard. Dit maakt het vergelijken van de resultaten van onderzoeken niet eenvoudig.

Voor het bepalen van grenswaarden voor verstoring door geluid is het noodzakelijk dat soorten blootgesteld worden aan een range van geluidbelastingen waarna de intensiteit van een verstoringrespons gemeten wordt. Verreweg de meeste studies die het effect van geluid op wilde soorten bestuderen stellen soorten bloot aan een geluidbron bij één of meerder sterktes (bijvoorbeeld Bee & Swanson 2007, Habib et al. 2007, Bates et al. 2008, Quinn et al. 2006). Uit dit soort studies zijn uiteraard geen grenswaarden af te leiden. Kennis over het effect van geluid op Natura 2000 soorten is beperkt (zie Hoofdstuk 3) en er zijn geen grenswaarden bekend voor deze soorten. Garniel et al. (2007) gebruiken een kwalitatief prognose model om met behulp van vooral de akoestische eigenschappen van 132 vogelsoorten te voorspellen welke soorten wat voor verstoringafstanden hebben ten opzichte van wegen en spoorwegen. Deze uitvoerige studie is een pragmatische invulling van de vraag welke soorten boven welke grenswaarden last hebben van verstoring door geluid. Het effect van soorten uit Bijlage 1 van de Vogelrichtlijn waarvoor ook in deze studie nauwelijks data voorhanden waren, wordt door de auteurs geïnterpoleerd uit de resultaten van meer gangbare soorten met vergelijkbare eigenschappen waarvoor wel genoeg data voorhanden zijn. Er worden in deze studie echter geen grenswaarden of verstoringafstanden op een wetenschappelijk onderbouwde manier geschat waardoor de resultaten buiten het kader van de huidige studie vallen. Zelfs voor algemene soorten weten we bijzonder weinig over de grenswaarden voor geluidbelasting waaronder versturende effecten van geluid niet waargenomen worden.

Tabel 2. Soorten waarvoor op wetenschappelijk betrouwbare wijze grenswaarden zijn vastgesteld voor verstoring door geluid. Bronnen: 1: Reijnen et al. 1995; 2: Tulp et al. 2002; 3: Reijnen et al. 1996; 4: Delaney et al. 1999; Reijnen & Foppen 1995.

Nederlandse naam	Soort wetenschappelijke naam	Geluids- bron	Grenswaarde [dB(A)]	Geluidbepaling	Verstorings- indicatie	Habitatype	Bron
Boompieper	<i>Anthus trivialis</i>	Autoweg	52	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Naaldbos	1
Ekster	<i>Pica pica</i>	Autoweg	46†	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Loofbos	1
Ekster (1984)	<i>Pica pica</i>	Autoweg	52	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Loofbos	4
Fazant	<i>Phasianus colchicus</i>	Autoweg	53	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Loofbos	1
Fazant	<i>Phasianus colchicus</i>	Autoweg	40†	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Loofbos	1
Fazant (1984)	<i>Phasianus colchicus</i>	Autoweg	38	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Loofbos	4
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	Autoweg	39	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Loofbos	1
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	Autoweg	38†	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Loofbos	1
Fitis (1984)	<i>Phylloscopus trochilus</i>	Autoweg	40	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Loofbos	4
Fitis (1986)	<i>Phylloscopus trochilus</i>	Autoweg	31	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Loofbos	4
Gaai (1986)	<i>Garrulus glandarius</i>	Autoweg	56	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Loofbos	4
Graspieper	<i>Anthus pratensis</i>	Autoweg	59	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Grasland	3
Grutto	<i>Limosa limosa</i>	Spoorweg	45	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Grasland	2
Grutto	<i>Limosa limosa</i>	Autoweg	43	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Grasland	3
Houtduif (1986)	<i>Columba palumbus</i>	Autoweg	43	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Loofbos	4
Houtsnip	<i>Scolopax rusticola</i>	Autoweg	56†	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Loofbos	1
Kievit	<i>Vanellus vanellus</i>	Autoweg	47	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Grasland	3
Koekoek	<i>Cuculus canorus</i>	Autoweg	49	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Loofbos	1
Koekoek (1986)	<i>Cuculus canorus</i>	Autoweg	36	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Loofbos	4
Meerkoet	<i>Fulica atra</i>	Autoweg	60	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Grasland	3
Mexican Spotted Owl'	<i>Strix occidentalis lucida</i>	Helikopter	92	Piekwaarde	Opvliegen	Bos	4
Mexican Spotted Owl'	<i>Strix occidentalis lucida</i>	Kettingzaag	46	Piekwaarde	Opvliegen	Bos	4
Slobeend	<i>Anas clypeata</i>	Autoweg	51	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Grasland	3
Veldleeuwerik	<i>Alauda arvensis</i>	Spoorweg	42	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Grasland	2
Veldleeuwerik	<i>Alauda arvensis</i>	Autoweg	48	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Grasland	3
Winterkoning (1986)	<i>Trochodytes trochodytes</i>	Autoweg	47	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Loofbos	4
Zomertaling	<i>Anas querquedula</i>	Spoorweg	49	Etmaalgemiddelde	Broeddichtheden	Grasland	2

† Bepaald langs een subset van wegen met een hoge geluidsbelasting.

4.1 Wat weten we over grenswaarden voor geluidsverstoring bij algemene soorten?

Vrijwel al het werk aan grenswaarden van geluid op wilde soorten is uitgevoerd door Reijnen en collega's (b.v. Reijnen et al. 1995, Reijnen & Foppen 1995, Reijnen et al. 1997) en Tulp et al. (2002) voor Nederlandse grasland- en bosvogels en voor de relatief continue geluidbelasting van (spoor-)wegen. Deze resultaten zijn samengevat in Tabel 2. Hieruit blijkt dat grenswaarden voor verschillende soorten aanzienlijk kunnen verschillen en uiteen lopen van 31 tot 60 dB(A) voor soorten waarin de respons op dichtheden territoria is gemeten.

De soort met de laagste vastgestelde grenswaarde is de Fitis. Dit is ook de enige soort waarvoor kennis beschikbaar is over de mechanismen die tot verstoring leiden (Maskering van communicatie door verhoogde achtergrondgeluid; zie Reijnen & Foppen 1994 en Sectie 2.1.1). De resultaten uit Tabel 2 moeten met enige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden. Bij geen van de studies kan uitgesloten worden dat de gevonden respons niet deels verklaard wordt door andere factoren dan geluid (bijvoorbeeld licht, vervuiling). Ook is, zoals eerder is opgemerkt, dichtheid niet altijd een goede maat voor het vaststellen van habitatkwaliteit. De geschatte grenswaarde is afhankelijk van de lokale omstandigheden zoals bijvoorbeeld populatiegrootte (Reijnen & Foppen 1995). Uit Tabel 2 blijkt dat duidelijk voor de verschillende soorten waarvoor de grenswaarde meerdere keren is bepaald. De geschatte grenswaarden voor geluidbelasting voor de Fitis variëren bijvoorbeeld, afhankelijk van de studie, tussen 31 en 40, die van de Fazant tussen 38 en 53 dB(A).

4.2 Kunnen grenswaarden bepaald worden voor Natura 2000 soorten?

Uit deze literatuurstudie blijkt dat geen grenswaarden bepaald kunnen worden voor de in Nederland voorkomende Natura 2000 soorten.

Behalve voor de effecten van continue geluidbelasting op vogels zijn voor algemene soorten van de andere soortengroepen in het geheel geen grenswaarden voor verstoring door geluid bekend. De resultaten voor algemene vogelsoorten zijn ook niet te extrapoleren naar Natura 2000 soorten of naar functionele (bv. bosvogels, weidevogels) of taxonomische groepen. De soorten waarvoor is aangetoond dat ze gevoelig zijn voor verstoring door geluid komen uit een breed scala aan verschillende orden en habitattypen (eenden, zangers, steltlopers, roofvogels, zie o.a. Tabel 2). Hetzelfde geldt voor soorten waarvoor geen significante effecten van geluid zijn aangetoond. Er bestaat dus geen handvat voor extrapolatie van de resultaten van de studies aan algemene soorten die tot nog toe uitgevoerd zijn. Van de effecten van impulsgeluiden op in het wild levende soorten zijn in het geheel geen grenswaarden bekend.

5 Conclusies en Discussie

In het wild levende soorten verschillen sterk in hun gevoeligheid voor verstoring door geluid. Zowel continue geluidbronnen als impulsgeluiden kunnen zorgen voor aanzienlijke verstoring. Bij continue geluidbelasting zijn er weinig aanwijzingen dat gewenning op kan treden. Bij impulsgeluiden kan gewenning optreden maar dit is sterk soortafhankelijk en geldt dus niet voor alle soorten. Onderzoek aan grenswaarden voor geluidsverstoring beperken zich vrijwel geheel tot de effecten van continue geluidsbronnen op vogels. Deze grenswaarden liggen tussen 31 en 60 dB(A).

De laagste grenswaarde voor een soort (vogel) waarbij op wetenschappelijk betrouwbare wijze verstoring is aangetoond die (deels) door geluid veroorzaakt werd, was 31 dB(A) (Tabel 2). Deze waarde ligt lager dan het gemiddelde natuurlijke achtergrondgeluidsniveau in Nederland dat op 40 dB(A) ligt. Mogelijk dat de grenswaarde van 31 dB(A) een artefact is van de gebruikte methode om geluidbelasting te meten. In alle studies in Tabel 2 is geluidbelasting bepaald als etmaalgemiddelde. Geluidbelasting langs wegen zal 's nachts aanzienlijk lager zijn dan overdag, zeker ten tijde van uitvoering van deze studies in de jaren '80 van de vorige eeuw. Geluidbelasting overdag zal daarom hoger zijn dan het etmaalgemiddelde. Omdat de meeste onderzochte soorten overdag actief zijn mag verwacht worden dat geluidbelasting overdag bepalend is voor de respons van soorten. Voor een soort die overdag een grenswaarde van 40 dB(A) heeft kan dit betekenen dat de grenswaarde gebaseerd op het etmaalgemiddelde aanzienlijk onder de 40 dB(A) zal kunnen liggen.

Het is dus de vraag of de meest gebruikte maat voor geluidbelasting, het etmaalgemiddelde dB(A), wel geschikt is om effecten van geluidbronnen op het functioneren van in het wild levende soorten te meten. Het is van belang dat de methode om geluidbelasting te bepalen rekening houdt met de periode waarin de dieren (akoestisch) actief zijn. Engelse Roodborstjes kunnen bijvoorbeeld zowel overdag als 's nachts zingen. Recent onderzoek heeft echter aangetoond dat 's nachts zingende Roodborstjes territoria hebben waar de geluidbelasting (dB) overdag hoger was dan die van Roodborstjes die overdag bleven zingen (Fuller et al. 2007). Roodborstjes in lawaaiige omgeving passen dus hun gedrag aan om effectief te kunnen blijven communiceren met soortgenoten. Dit soort gedragsverschillen zijn niet vast te stellen met behulp van de dB(A) als maat voor geluidbelasting.

Een tweede probleem bij het gebruik van dB(A) is dat dit een maat is voor geluidbelasting die rekening houdt met de gevoeligheid van het menselijk oor. Lage tonen worden een lage weging, en hoge tonen een hoge weging toegekend. Het is grotendeels onbekend hoe de gevoeligheid van het gehoor van in het wild levende soorten zich verhoudt tot die van de mens. Het is daardoor onduidelijk in hoeverre de relaties tussen geluid en de respons van in het wild levende soorten onderschat of overschat wordt door het gebruik van dB(A) als maat voor geluidbelasting. Vooral nog is het echter aan te bevelen onderzoeksresultaten naar de effecten van

geluid op diersoorten in ieder geval ook in de dB(A) norm te presenteren. Hierdoor zijn de resultaten beter te vergelijken met eerdere onderzoeksresultaten. Bovendien is dit de eenheid die gebruikt wordt in het kader van de Wet Geluidhinder. De resultaten zijn daardoor makkelijker te relateren aan de effecten van een geluidbron. Daarnaast is het aan te bevelen de effecten te beschrijven in een maat die voor de onderzochte diersoort relevant is, indien bekend.

Het effect van geluid op soorten is sterk context afhankelijk. Door geluid veroorzaakte verstoring hangt onder meer af van de intensiteit, frequentie en continuïteit van het geluid, de weerstand van de omgeving voor het doorgeven van geluid (bos vs. open gebied) of de heersende windrichting. Ook soorten onderling, zelfs binnen verwante soortengroepen, kunnen sterk verschillen in gevoeligheid voor het geluid. Dit wordt bepaald door onder andere fysiologische eigenschappen van de soort, maar vooral ook in hoeverre geluid een rol speelt in het gedrag van soorten (baltsen, jagen, ontwijken van predatoren) en in hoeverre soorten wennen of zich aanpassen aan verstoring door geluid. Grenswaarden voor verstoring door geluid of verstoringafstanden zijn daarmee niet generaliseerbaar of extrapoleerbaar. Bij de interpretatie van (literatuur)onderzoek dient hier rekening mee te worden gehouden.

Voor het vaststellen van een goed onderbouwde grenswaarde voor antropogene geluidbelasting voor Natura 2000 soorten is nader onderzoek nodig. Deze zal zich allereerst moeten richten op de vraag wat de ecologisch meest relevante maat voor geluidbelasting is voor verschillende soorten(groepen). Als dit bekend is moet onderzocht worden wat het effect van geluid is op soorten los van effecten van andere verstoringbronnen (bijv. vaststelling grenswaarde met behulp van experimenteel onderzoek met geluidinstallaties). Hierbij dient de meting van de geluidbelasting zich te beperken tot de ecologisch relevante periode, als de dieren (akoestisch) actief zijn. Onderzoek aan andere soortengroepen dan vogels is gewenst omdat het beschikbare onderzoek zich tot dusver vrijwel geheel heeft beperkt tot vogels. Tenslotte is het van groot belang dat er onderzoek gedaan wordt naar de effecten van geluidverstoring op de populatiedynamiek. Uitsluitend dit type onderzoek geeft inzicht in wat de consequenties zijn van verstoring door geluid voor het voortbestaan van populaties. Omdat het, vanwege de kwetsbaarheid en beschermingsstatus van Natura 2000 waarschijnlijk niet mogelijk is om dit soort onderzoek aan deze soorten zelf te doen zou dit onderzoek zich moeten richten op algemene verwante soorten

Een alternatief is om uit te zoeken welke eigenschappen soorten gevoelig maken voor geluidsverstoring zodat daarmee de resultaten van studies aan algemene soorten generaliseerbaar worden voor zeldzame soorten.

Deze studie kwam voort uit de behoefte van beheerders en beleidsmakers om duidelijkheid te krijgen hoe om te gaan met verstoring door geluidbronnen bij de begrenzing en het beheer van Natura 2000 gebieden. Het overzicht van de momenteel beschikbare kennis maakt duidelijk dat geen harde grenswaarden of verstoringafstanden geformuleerd kunnen worden voor Natura 2000 soorten of zelfs voor meer algemene soorten. De zeer lage grenswaarden voor verstoring door geluid,

gevonden in meerdere studies en bij meerder soorten, duiden er echter op dat bepaalde soorten bijzonder gevoelig zijn voor dit type verstoring. Totdat meer kennis over het effect van geluid op in het wild levende soorten beschikbaar komt is het dus aan te bevelen dat, waar twijfel bestaat omtrent het effect van geluid op een kwetsbare populatie van een soort, antropogene geluidsbronnen het niveau van natuurlijk achtergrondgeluid (geluidniveau zonder bijdrage van menselijke geluidsbronnen) niet mag overstijgen.

Literatuur

Andersen, D.E., Rongstad, O.J. & Mytton, W.R. (1989) Response of nesting red-tailed hawks to helicopter overflights. *Condor*, 9, 1296-1299.

Andersson, M.H., Dock-Akerman, E., Ubral-Hedenberg, R., Ohman, M.C., Sigraay & P. (2007) Swimming behavior of roach (*Rutilus rutilus*) and three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) in response to wind power noise and single-tone frequencies. *Ambio*, 36, 636-638.

Bates, M. E., Stamper, S. A. & Simmons, J.A. (2008) Jamming avoidance response of big brown bats in target detection. *The Journal of Experimental Biology* 211, 106-113.

Bayne, E.M., Habib, L. & Boutin, S. (2008) Impacts of Chronic Anthropogenic Noise from Energy-Sector Activity on Abundance of Songbirds in the Boreal Forest. *Conservation Biology*, 22, 1186-1193.

Bee, M.A. & Swanson, E.M. (2007) Auditory masking of anuran advertisement calls by road traffic noise. *Animal Behaviour*, 74, 1765-1776.

Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H. & Gales, N.J. (2006a) Interpreting short-term behavioural responses to disturbance within a longitudinal perspective. *Animal Behaviour*, 72, 1149–1158.

Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., Gales, N.J., Mann, J., Connor, R.C., Heithaus, M., Watson-Capps, J., Flaherty, C. & Krützen, M. (2006b) Decline in relative abundance of bottlenose dolphins exposed to long-term disturbance. *Conservation Biology*, 20, 1791–1798.

Brattstrom, B.H. & Bondello, M.C. (1983) Effects of off-road vehicle noise on desert vertebrates. In R.H. Webb and H.G. Wilshire (eds.) *Environmental effects of off-road vehicles. Impacts and management in arid regions*. Springer-Verlag, New York, 167-206.

Brotons, L. & Herrando, S. (2001) Reduced bird occurrence in pine forest fragments associated with road proximity in a Mediterranean agricultural area. *Landscape and Urban Planning*, 57, 77-89.

Brumm, H. (2004) The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. *Journal of Animal Ecology*, 73, 434-440.

Clevenger, A.P., Chruszcz, B. & Gunson, K. (2001) Drainage culverts as habitat linkages and factors affecting passage by mammals. *Journal of Applied Ecology*, 38, 1340-1349.

- Conomy JT, Dubovsky JA, Collazo JA & Fleming WJ 1998 Do black ducks and wood ducks habituate to aircraft disturbance? *Journal of Wildlife Management*, 62, 1135-1142.
- Cox, T.M., Read, A.J., Solow, A. & Tregenza, N. (2001) Will Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) habituate to pingers? *Journal of Cetacean Research and Management*, 3, 81–86.
- Delaney, D.K., Grubb, T.G., Beier, P., Pater, L.L. & Reiser, M.H. (1999) Effects of helicopter noise on Mexican spotted owls. *Journal of wildlife Management*, 63, 60-76.
- Finneran, J.J., Carder, D.A., Schlundt, C.E. & Ridgway, S.H. (2005) Temporary threshold shift in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) exposed to mid-frequency tones. *Journal of the Acoustical Society of America*, 118, 2696-2705.
- Finneran, J.J., Schlundt, C.E., Branstetter, B. & Dear, R.L. (2007) Assessing temporary threshold shift in a bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) using multiple simultaneous auditory evoked potentials. *Journal of the Acoustical Society of America*, 122, 1249-1264.
- Finneran, J.J., Schlundt, C.E., Carder, D.A., Clark, J.A., Young, J.A., Gaspin, J.B. & Ridgway, S.H. (2000) Auditory and behavioral responses of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and a beluga whale (*Delphinapterus leucas*) to impulsive sounds resembling distant signatures of underwater explosions. *Journal of the Acoustical Society of America*, 108, 417-431.
- Foppen, R. & Reijnen, R. (1994) The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. II. Breeding dispersal of male willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) in relation to the proximity of a highway. *Journal of Applied Ecology*, 31, 95-101.
- Forman, R.T.T., Reineking, B. & Hersperger, A.M. (2002) Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape. *Environmental Management*, 29, 782-800.
- Foote, A.D., Osborne, R.W. & Hoelzel, A.R. (2004) Whale-call response to masking boat noise. *Nature*, 428, 910.
- Fuller, R.A., Warren, P.H. & Gaston, K.J. (2007) Daytime noise predicts nocturnal singing in urban robins. *Biology Letters*, 3, 368-370.
- Garniel, A., Daunicht, W.D., Mierwald, U. & Ojowski U. (2007): Vögel und Verkehrslärm. Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna. Schlussbericht November 2007 / Kurzfassung. – FuE-Vorhaben 02.237/2003/LR des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung. 273 S.. – Bonn, Kiel.

Graham, A.L. & Cooke, S.J. (2008) The effects of noise disturbance from various recreational boating activities common to inland waters on the cardiac physiology of a freshwater fish, the largemouth bass (*Micropterus salmoides*) Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems. Available online: DOI: 10.1002/aqc.941

Grubb, T.G. & King, R.M. (1991) Assessing human disturbance of breeding bald eagles with classification tree models. *Journal of Wildlife Management*, 55, 500-511.

Habib, L. Bayne, E.M. & Boutin, S. (2007) Chronic industrial noise affects pairing success and age structure of overbirds (*Seiurus aurocapilla*). *Journal of Applied Ecology*, 44, 176-184.

Harms, C.A., Fleming, W.J. & Stoskopf, M.K. (1997) A technique for dorsal subcutaneous implantation of heart rate biotelemetry transmitters in Black Ducks: Application in an aircraft noise response study. *Condor*, 99, 231-237.

Hastings, M. C. & Popper, A. N. (2005). Effects of sound on fish. California Department of Transportation Contract 43A0139 Task Order, 1. http://www.dot.ca.gov/hq/env/bio/files/Effects_of_Sound_on_Fish23Aug05.pdf

Henkens, R.J.H.G., de Molenaar, J.G., Reijnen, M.J.S.M. & Kistenkas, F.H. (2007) Champ Car evenement TT-circuit Assen – Voortoets betreffende de effecten van extra geluidbelasting op de natuurwaarden van het Witterveld. Alterra rapport 1482, Alterra, Wageningen.

Kastak, D., Schusterman, R.J., Southall, B.L. & Reichmuth, C.J. (1999) Underwater temporary threshold shift induced by octave-band noise in three species of pinniped *Journal of the Acoustical Society of America*, 106, 1142-1148.

Kastelein, R.A., van der Heul S., Verboom, W. C., Triesscheijn, R.J.V. & Jennings, N.V. (2006) The influence of underwater data transmission sounds on the displacement behaviour of captive harbour seals (*Phoca vitulina*). *Marine Environmental Research*, 61, 19-39.

Koolstra, B.J.H., Verboom, B. & Dirksen, J. (2001) Ecologische effecten bestemmingsplan Birkhoven-Noord. Beschrijving van de ecologische gevolgen voor vleermuizen en een toets van deze effecten aan de EU-Habitatlijn en Natuurbeschermingswet. Alterra-rapport 339, Alterra, Wageningen UR, Wageningen.

Koschinski, S., Culik, B.M., Damsgaard Henriksen, O., Tregenza, N., Ellis, G., Jansen, C. & Kathe, G. (2003) Behavioural reactions of free-ranging porpoises and seals to the noise of a simulated 2 MW windpower generator. *Marine Ecology Progress Series*, 265: 263–273,

LNv (2008) Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselveiligheid. URL: http://www.minlnv.nl/portal/page?_pageid=116,1640949&_dad=portal&_schema

=PORTAL&p_document_id=110237&p_node_id=237267&p_mode=BROWSE.
Bekeken op 13 mei 2008.

Manci, K.M., D.N. Gladwin, R. Villella & M.G. Cavendish. 1988. Effects of aircraft noise and sonic booms on domestic animals and wildlife: a literature synthesis. U.S. Fish and Wildl. Serv. National Ecology Research Center, Ft. Collins, CO. NERC-88/29. 88 pp.

McGregor, R.L., Bender, D.J. & Fahrig, L. (2008) Do small mammals avoid roads because of the traffic? *Journal of Applied Ecology*, 45, 117-123.

Milieu- en Natuurcompendium (2008). Definities en eenheden voor geluid en geur. Milieu- en Natuurcompendium. MNP, Bilthoven, CBS, Voorburg en WUR, Wageningen.

Miller, P.J.O., Biassoni, N., Samuëls, A. & Tyack, P.L. (2000) Whale songs lengthen in response to sonar. *Nature*, 405, 903.

Möller, A. (1978) Review of animal experiments. *Journal of Sound and Vibration*, 59, 73-77.

Mosbech, A. & Glahder, C. (1991) Assessment of the impact of helicopter disturbance on molting pink-footed geese *Anser-brachyrhynchus* and Barnacle geese *branta-leucopsis* in Jameson land, Greenland. *Ardea*, 79, 232-237.

Nowacek, D. P., Thorne, L.H., Johnston, D.W. & Tyack, P.L. (2007) Responses of cetaceans to anthropogenic noise. *Mammal Review*, 37, 81-115.

Popper, A.N. & Fay, R.R. (1999) The Auditory Periphery in Fishes. In: Fay, R.R. and Popper, A.N. (eds.). *Comparative Hearing: Fish and Amphibians*, 43-100.

Quinn, J.L., Whittingham, M.J., Butler, S.J. & Cresswell, W. (2006) Noise, predation risk compensation and vigilance in the chaffinch *Fringilla coelebs*. *Journal of Avian Biology*, 37, 601-608.

Rabin, L.A., Coss, R.G. & Owings, D.H.(2006) The effects of wind turbines on antipredator behavior in California ground squirrels (*Spermophilus beecheyi*). *Biological Conservation*, 131, 410-420.

Reijnen, R., Foppen, R. (1994) The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland: I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway. *Journal of Applied Ecology*, 31, 85-94.

Reijnen, R., Foppen, R. & Meeuwsen, H. (1996) The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation*, 75, 255-260.

- Reijnen, R., Foppen, R., ter Braak, C. & Thissen, J. (1995) The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology*, 32, 187-202.
- Reijnen, R. & Foppen, R. (1995) The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. IV. Influence of population size on the reduction of density close to a highway. *Journal of Applied Ecology*, 32, 481-491.
- Reijnen, R., Foppen, R. & Veenbaas, G. (1997) Disturbance by traffic of breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. *Biodiversity and Conservation*, 6, 567-581.
- Rheindt, F.E. (2003) The impact of roads on birds: does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? *Journal of Ornithology*, 144, 295-306.
- Rice, W.R. (1982) Acoustical localization of prey by the marsh hawk: adaption to concealed prey. *Auk*, 99, 403-413.
- Richardson, W.J., Greene, C.R.G. jr., Malme, C.I. & Thomson, D.H. (1995). *Marine Mammals and Noise*. Academic Press, San Diego, 576 pp.
- Romano, T.A., Keogh, M.J., Kelly, C., Feng, P., Berk, L., Schlundt, C.E., Carder, D.A. & Finneran, J.J. (2004) *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61, 1124-1134.
- Rowe, S. & Hutchings, J.A. (2008) A link between sound producing musculature and mating success in Atlantic cod. *Journal of Fish Biology*, 72, 500-511.
- Peris, S.J. & Pescador, M. (2004) Effects of traffic noise on passerine populations in Mediterranean wooded pastures. *Applied Acoustics*, 65, 357-366.
- Sand, O. (1984) Lateral line system. In: Bolis, L., Keynes, R. and Maddress, S. (eds.), *Comparative physiology of sensory systems*. Cambridge University Press, Cambridge, 3-32.
- Santulli, A., Modica, A., Messina, C., Ceffa, L., Curatolo, A., Rivas, G., Fabi, G. & D'Amelio, V. (1999). Biochemical responses of European Sea Bass (*Dicentrarchus labrax* L.) to the stress induced by off shore experimental seismic prospecting. *Marine Pollution Bulletin*, 38, 1105-1114.
- Skiba, R. (2000) Possible 'rain call' selection in the chaffinch (*Fringilla coelebs*) by noise intensity – an investigation of a hypothesis. *Journal of Ornithology*, 141, 160-167.
- Slabbekoorn, H. & den Boer-Visser, A. (2006) Cities change the songs of birds. *Current Biology*, 16, 2326-2331.

Slabbekoorn, H. & Peet, M. (2003) Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature*, 424, 267-268.

Slabbekoorn, H., Yeh, P. & Hunt, K. (2007) Sound transmission and song divergence: a comparison of urban and forest acoustics. *The Condor*, 109, 67-78.

Smith, M.E., Kane, A.S. & Popper, A.N. (2004a) Noise-induced stress response and hearing loss in goldfish (*Carassius auratus*). *Journal of Experimental Biology*, 207, 427-435.

Smith, M.E., Kane, A.S. & Popper, A.N. (2004b). Acoustical stress and hearing sensitivity in fishes: Does the linear threshold shift hypothesis hold water? *Journal of Experimental Biology*, 207, 3591-3602.

Speakman, J.R., Webb, P.I. & Racey P.A. (1991). Effects of disturbance on the energy expenditure of hibernating bats. *Journal of Applied Ecology*, 28, 1087-1104.

Stone, E. (2000) separating the noise from the noise: a finding in support of the 'niche hypothesis', that birds are influenced by human induced noise in natural habitats. *Anthrozoos*, 13, 225-231.

Thomas, D.W. (1995) Hibernating bats are sensitive to nontactile human disturbance. *Journal of Mammalogy*, 76, 940-946.

Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R. & Piper, W. (2006). Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish, biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd.

Trimper, P.G., Standen, N.M., Lye, L.M., Lemon, D., Chubbs, T.E. & Humphries, G.W. (1998) *Journal of Applied Ecology*, 35, 122-130.

Van der Grift, E.A., Foppen, R., Loos, W.B., de Molenaar, H., Oomen, D., Reijnen, R., Sierdsema, H. & Wegman, R. (in voorbereiding) Quick-0scan verstoring fauna door laagvliegen. Wageningen, Alterra.

Van Horne, B. (1983) Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management*, 47, 893-901.

Vasconcelos, R.O., Amorim, M.C.P. & Ladich, F. (2007) Effects of ship noise on the detectability of communication signals in the Lusitanian toadfish. *Journal of Experimental Biology*, 210, 2104-2114.

Vella, G., Rushforth, I., Mason, E., Hough, A., England, R., Styles, P., Holt, T. & Thorne, P. (2001) Assessment of the effects of noise and vibration from offshore windfarms on marine wildlife. Report to ETSU (Department of Trade and Industry), W/13/00566/00/REP.

Ward, D.H., Stehn, R.A., Erickson, W.P. & Derksen, D.V. (1999) Response of fall-staging brant and Canada geese to aircraft overflights in southwestern Alaska. *Journal of Wildlife Management*, 63, 373-381.

Weilgart, L.S. (2007) The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management. *Canadian Journal of Zoology*, 85, 1091-1116.

Wood, W.E. & Yezerinac, S.M. (2006) Song sparrow (*Melospiza melodia*) song varies with urban noise. *Auk*, 123, 650-656.