

Onderzoek verstorende effecten van grote burgerluchtvaart

H. Siepel,

Rob Lensink,

B.J. Bol

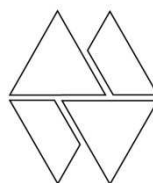
IWWR Report 2011-DIERECO-1 24 pp



Institute for Water and Wetland Research



Radboud Universiteit Nijmegen
Afdeling Dierecologie



Bureau Waardenburg bv
Adviseurs voor ecologie & milieu

Postbus 365 4100 AJ Culemborg
Telefoon 0345 51 27 10, Fax 0345 51 98 49
info@buwa.nl www.buwa.nl

Samenvatting

Aan de Alders-tafel Lelystad wordt gesproken over de toekomst van vliegveld Lelystad. In de discussie spelen ondermeer eventuele effecten op Natura 2000 gebieden een rol. De huidige kennis over het versturende effect van vliegverkeer is ontoereikend om een adequate schatting van een eventueel effect te kunnen geven. Om in deze kennisleemte te voorzien is door de Alders-tafel Lelystad een opdracht geformuleerd waarin op basis van bestaande gegevens een eventueel versturende effect op broedvogels in beeld wordt gebracht.

In dit rapport wordt ingegaan op de mogelijke versturende effecten van grote burgerluchtvaart op de duurzame instandhouding van vogelpopulaties zoals dat wordt verwacht vanuit Europese regelgeving. Er wordt op basis van bestaande gegevens uit de omgeving van luchthaven Schiphol onderzocht of er een zodanig versturende werking van deze burgerluchtvaart uitgaat dat de conditie van vogels er onder leidt, af te leiden uit een lager reproductiesucces in brede zin.

Concreet worden vier hypothesen getoetst: de mogelijke verstoring van burgerluchtvaart leidt tot 1. een later bezetten van de territoria, 2. een lagere dichtheid aan broedparen, 3. een lager broedsucces en 4. een lager uitvlieggewicht van de jongen. Hiermee worden alle relevante parameters met betrekking tot de reproductie afgedekt.

Uit het onderzoek blijkt dat hypothese 1 moet worden verworpen: de territoria blijken tegen de verwachting in zelfs eerder te worden bezet. Hypothese 2 kan worden aangenomen voor een aantal vogelsoorten; er is sprake van een significant lagere dichtheid bij zangvogels binnen de 48 dB(A) L_{den} contour voor steltlopers en eenden binnen de 55 dB(A) L_{den} geluidscontour. Hypothese drie moet worden verworpen; behalve voor de Grutto kan niet worden vastgesteld dat soorten een lager broedsucces hebben binnen de geluidscontouren, sterker ook hier lijkt een tegengestelde beweging: het broedsucces is hoger binnen de hogere geluidscontouren. Betreffende hypothese 4 kunnen we stellen dat in de onmiddellijke omgeving van het vliegveld in een aantal jaren de uitvlieggewichten van jonge Torenvalken significant lager zijn dan verderop in de Haarlemmermeer.

Met behulp van vergelijking van relevante specifieke eigenschappen en overlevingsstrategieën zijn de gegevens van de talrijk inde buurt van Schiphol voorkomende vogelsoorten getransponeerd naar de te beschermen soorten conform de doelstellingen van de Natura 2000 in de omgeving van vliegveld Lelystad. De uitkomsten hiervan zijn vervolgens vergeleken met andere studies naar vliegverkeer en/of omgevingslawaai, waardoor consistente conclusies kunnen worden getrokken.

Voor zangvogels blijkt een significant effect op het broedsucces op te treden binnen de 48 dB(A) L_{den} contour, voor een aantal andere soorten is dit binnen de 55 dB(A) L_{den} contour. Van andere verstoringbronnen is bekend dat een geluid harder dan 43 dB(A) potentieel verstoringseffecten kan geven bij zangvogels. Vanuit de 43 dB(A) is vervolgens berekend hoe de contour voor vliegveld Lelystad zou worden bij een extra strafmaat in de vorm van een omrekening naar een L_{den} norm. Op basis van 43 dB(A) wordt de contour dan 46 dB(A) L_{den} . De consequentie hiervan voor vliegveld Lelystad is zichtbaar gemaakt in berekende geluidscontour van 46 dB(A) L_{den} bij vluchtscenario Bravo. Scenario Bravo blijkt dan geen significante effecten te hebben op omringende Natura 2000 gebieden bij de gegeven 45.000 vliegbewegingen.

Inleiding

De Richtlijnen van de Europese Unie (Richtlijn van de Raad van 2 april 1979 inzake het behoud van de vogelstand (79/409/EEG) (Vogelrichtlijn), geamendeerd en gecodificeerd in Richtlijn 2009/147 en Richtlijn 92/43/EEG van de Raad van de Europese Gemeenschappen van 21 mei 1992 inzake de instandhouding van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna (Habitatrichtlijn) zijn in Nederland verwerkt in de Flora- en Faunawet (2002) en de Natuurbeschermingswet (1998) en dienen tot de bescherming van in Europees opzicht waardevolle natuur. De gebieden die onder deze richtlijnen zijn aangewezen staan als stelsel van gebieden bekend onder de naam Natura 2000. In de bepalingen wordt geregeld dat soorten en habitattypen, genoemd in de bijlagen, in een duurzame staat van instandhouding moeten verkeren, dan wel moeten gaan krijgen (doelen Natura 2000). Indien nieuwe ontwikkelingen worden gepland in de nabijheid van terreinen die zijn aangewezen als Natura 2000 gebied, mogen deze ontwikkelingen geen negatieve effecten hebben op de doelen voor soorten en habitats in die gebieden. Ten einde te kunnen bepalen of hier een dergelijk risico zou worden gelopen, dient vooraf onderzoek te worden verricht, waarin de meest recente kennis betreffende de te verwachten effecten van de geplande ingreep op de soorten en habitats in kwestie wordt geraadpleegd.

In ons geval betreft het de geplande vergroting en intensivering van het gebruik van een bestaande burgerluchthaven (vliegveld Lelystad), waarbij effecten kunnen worden verwacht op vogelpopulaties in de nabijgelegen Natura 2000 gebieden (Oostvaarderplassen, Veluwe en de diverse randmeren) die op voorhand moeten worden geëvalueerd. Van luchtverkeer is bekend dat het een versturende werking heeft op vogels (e.g. Dunnett 1977, Ellis et al. 1991, Goudie et al. 2004). Er is echter maar heel weinig bekend over de werkelijke effecten van deze verstoring op de populatieomvang. Gezien de vereiste doelen voor de betreffende vogelpopulaties, is een verstoring van individuele vogels niet noodzakelijkerwijs ook een probleem op populatieniveau. Bovendien speelt nog het element van geleidelijke gewinning een rol. Vogels blijken te wennen aan de in hun ogen ongevaarlijke vliegtuigen die in de omgeving opstijgen of landen. De hoofdvraag is dus: heeft de verstoring van een vliegveld (inclusief alle activiteiten die daarbij horen, zoals o.a. die van de Bird Control Units) een meetbaar effect op de duurzaamheid van de in de buurt voorkomende vogelpopulaties? Het betreft dus meer dan alleen het registreren van schrikreacties; de herhaalde verstoring moet een zodanig effect hebben dat de conditie van de vogels eronder lijdt. Die verlaagde conditie wordt dan meetbaar in een verlaagd reproductiesucces en daarmee een lokale achteruitgang van de betreffende populatie(s). In dit rapport wordt alleen gekeken naar de effecten op broedvogels.

Het verzamelen van data om bovenstaande vraag te kunnen beantwoorden lijkt een standaardprocedure in onderzoek: maak een experimenteel ontwerp als een BACI (Before, After, Control, Impact) in een voldoende aantal replica's, meet de vereiste variabelen lang genoeg om een mogelijk effect te kunnen registreren en rapporteer. In geval van een uit te breiden vliegveld is het echter niet zo eenvoudig: je kunt weliswaar de situatie voor en na beschrijven, maar replica's ontbreken dan sowieso en de controle ontbreekt eveneens. Gevonden effecten kunnen dan ook hun oorzaak hebben in andere veranderingen in de vogelpopulaties, die toevalligerwijs samenvallen met de uitbreiding van het vliegveld (veranderingen in de omvang van de totale Europese populaties, veranderingen in landgebruik in de omgeving, etc.). Bovendien kan de effectmeting naderhand niet worden uitgevoerd als het vliegveld niet wordt uitgebreid, terwijl het onderzoek nodig is om tot toestemming voor de uitbreiding te kunnen komen. Voorbeelden halen uit andere situaties kan een grof beeld geven, maar meestal zijn er op andere locaties andere vogelsoorten aanwezig, alsmede andere versturende factoren. Het is bovendien maar een kleine kans om data te vinden over precies die soorten die worden genoemd in de bijlagen van de Vogelrichtlijn (2009). Dus, behalve het vinden van

betrouwbare gegevens over het effect van vliegtuigverstoring op de populatieomvang in vogels, moeten we ook nog een manier vinden om de getrokken conclusies over te brengen van de ene groep soorten op de andere. Voor deze laatste vergelijking maken we gebruik van overeenkomsten in overlevingsstrategieën van de vogels en specifieke eigenschappen, zoals dat in enkele andere situaties ook heeft geholpen (e.g. Bodt et al 2010, Van Turnhout et al. 2010, 2012). Met name eigenschappen zoals investering in reproductie gerelateerd aan het gewicht van het vrouwtje, territorialiteit en trekafstanden worden verwacht hier van belang te zijn.

Het is bekend dat vogels worden verstoord in de nabijheid van snelwegen en spoorwegen en door diverse geluiden in de grote stad (Bautista et al 2004, Foppen & Reijnen 1994, Forman & Alexander 1998, Forman & Deblinger 2000, Forman 2000, Goodwin & Shriver 2011, Kuitunen et al. 1998, Leonard & Horn 2008, Madsen 1985, Reijnen & Foppen 1994, Reijnen et al. 1995, Reijnen et al 1996, Van der Zande et al. 1980), waar bij voor zangvogels is geregistreerd dat deze toonhoogte en volume aanpassen aan de mate van het omgevingslawaai (Halfwerk et al. 2011a, b, Mendes et al. 2011, Mockford & Marshall 2009, Peris & Pescador 2004, Slabbekoorn & Peet 2003). Geluidsoverlast kan met name in vogelsoorten een effect op reproductie hebben wanneer deze soorten in hun paargedrag afhankelijk zijn van zang of andere geluiden. Behalve geluid heeft luchtverkeer nog een potentieel verstrend effect: het plotseling opdoemen van een groot vliegend voorwerp kan worden verward met de nadering van een mogelijke predator, waardoor een instinctieve vluchtreactie kan worden opgeroepen. In situaties waar luchtverkeer minder frequent voorkomt, kunnen dit soort vluchtreacties al worden waargenomen op afstanden van meerdere kilometers (Dunnett 1977, Ellis et al. 1991, Mosbech & Boertmann 1999, Mosbech & Glahder 1991, Zonfrillo 1992). Resumerend kunnen we als gevolg van toenemend luchtverkeer de volgende effecten verwachten:

1. Latere bezetting van territoria dichtbij het vliegveld. Immers als de verstoring bezwaarlijk wordt gevonden zullen deze plaatsen als laatste worden geselecteerd.
2. Lagere dichtheden van broedparen dichtbij het vliegveld. Dit in relatie met 1, maar hierbij worden ook bij grotere vraag naar territoria deze in ongunstige situaties niet opgevuld. Beide situaties kunnen ook optreden onder alleen geluidsoverlast.
3. Lager reproductief succes dichtbij het vliegveld. Jongen worden minder gevoerd, nesten kunnen worden verlaten etc. als gevolg van de frequente verstoring.
4. Lagere frequentie van voeding van de jongen als gevolg van de regelmatige schrikreacties, waarbij het nest niet mag worden verraden aan de predator. Uiteindelijk leidt dit tot een lager uitvlieggewicht van de vliegvlugge jongen. Deze laatste hypothese is gebaseerd op het werk van Skutch (1949) en later Martin (1995), die aantoonde dat nestpredatie een grotere evolutionaire factor was dan legselgrootte (Lack 1948), wat doorgaans werd aangenomen als belangrijkste factor.

Het grootste en meest dichtbij zijnde Natura 2000 gebied met broedvogels is de Oostvaardersplassen. Hier zijn doelen gesteld op een aantal broedende soorten: populaties van de Blauwe kiekendief (*Circus cyaneus*) en het Porseleinhoen (*Porzana porzana*) zouden in omvang moeten toenemen. Terwijl voor de volgende twaalf soorten behoud van het huidige aantal voldoet: Dodaars (*Tachybaptus ruficollis*), Aalscholver (*Phalacrocorax carbo*), Roerdomp (*Botaurus stellaris*), Woudaap (*Ixobrychus minutus*), Grote zilverreiger (*Casmerodius albus*), Kleine Zilverreiger (*Egretta garzetta*), Lepelaar (*Platalea leucorodia*), Bruine kiekendief (*Circus aeruginosus*), Blauwborst (*Cyanosylvia svecica*), Snor (*Locustella luscinioides*), Rietzanger (*Acrocephalus schoenobaenus*) en Grote karekiet (*Acrocephalus arundinaceus*). Bestaande data over deze soorten met betrekking tot burgerluchtvaart ontbreken of zijn zeer anekdotisch. Kunnen we in plaats daarvan gegevens vinden over soorten met vergelijkbare overlevingsstrategieën? Rekening houdend met de vier soorten verwachtingen hierboven, moeten we dus gegevens hebben over zangvogels en eventueel andere vogels waar geluid een belangrijke rol speelt in het paargedrag om een vergelijking te maken met Blauwborst, Snor, Rietzanger en Grote karekiet. Verder vinden we in onze lijst nestvlinders (Porseleinhoen en Dodaars) en nestblijvers (de rest), roofvogels (Blauwe en Bruine kiekendief) en soorten die hun voedsel zoeken

op de grond of insecteneters uit het struikgewas, standvogels (Roerdomp), gedeeltelijke of korte afstandstrekkers (Dodaars, Aalscholver, Grote zilverreiger en Blauwe kiekendief en lange afstandstrekkers (de rest). Gegevens die moeten worden verkregen moeten dus betrekking hebben op soorten met al deze eigenschappen.

Voorts willen we graag weten of gewenning een rol speelt in de specifieke situatie van Nederland, waar verstoring van spoorwegen (ook bij de Oostvaardersplassen), snelwegen, stadslawaai en (extra) lawaai van luchtvaart accumuleren. Je kunt je voorstellen in een dergelijk dichtbevolkt land basisniveaus van verstoring zo vaak worden overschreden, dat frequente reacties op de veronderstelde bedreigingen op twee manieren kunnen eindigen: volledige afwezigheid van de soort of een geleidelijke gewenning. Deze laatste komt zeker voor, blijkend uit de noodzakelijkheid van Bird Control Units op vliegvelden en het voorkomen van vogelaanvaringen met vliegtuigen. De hoofdvraag hier is echter of vogels uit de wijde omtrek van vliegvelden wegblijven (rekening houdend met biotoopkwaliteit in termen van landgebruik, grondwaterniveaus en bodemsoort) en indien dat niet het geval is in welke mate gewenning een rol speelt. Maximale gewenning zou geen effect moeten sorteren op de vier genoemde hypothesen. Gradaties in gewenning zou een significant effect op dichtheid dan wel legdatum kunnen geven.

Materiaal en methode

Gegevens van de luchthaven Schiphol

Er wordt een vergelijking gemaakt met de vogelpopulaties rond luchthaven Schiphol; deze luchthaven is de grootste van het land en een mainport in Europa. Net als luchthaven Lelystad is luchthaven Schiphol gesitueerd in een polder (Haarlemmermeer). Verschil is het moment van drooglegging; de Haarlemmermeer in 1852, Oostelijk Flevoland ruim honderd jaar later in 1957. Bodemsoorten zijn vergelijkbaar (klei) en grondwaterniveaus worden in beide polders kunstmatig vastgesteld. De gegevens betreffende de vogelpopulaties van Schiphol zijn verkregen van de Bird Control Unit van de luchthaven. We kunnen in de meeste gevallen alleen op een kwalitatieve manier controleren of soorten ontbreken, terwijl deze wel kunnen worden verwacht in een polder zoals de Haarlemmermeer. Vanwege de focus van de Bird Control Unit ligt het accent op grotere soorten, of soorten die in grote groepen voor kunnen komen. De gebruikte gegevens betreffen de wekelijkse tellingen van de soorten in de periode 2003 tot 2010. Deze gegevens zijn vergeleken met de gegevens van de Nederlandse broedvogelatlas voor de Haarlemmermeer en andere Nederlandse polders met vergelijkbaar landgebruik en bodemsoort. In deze atlas is ook het voorkomen tot veertig jaar terug vermeld (Hustings & Vergeer 2002).

Gegevens over broedvogels in de nabijheid van Schiphol

In dit hoofdrapport worden alleen de hoofdlijnen van dit onderdeel opgenomen, voor details wordt verwezen naar bijlage 1 (Lensink et al. 2011).

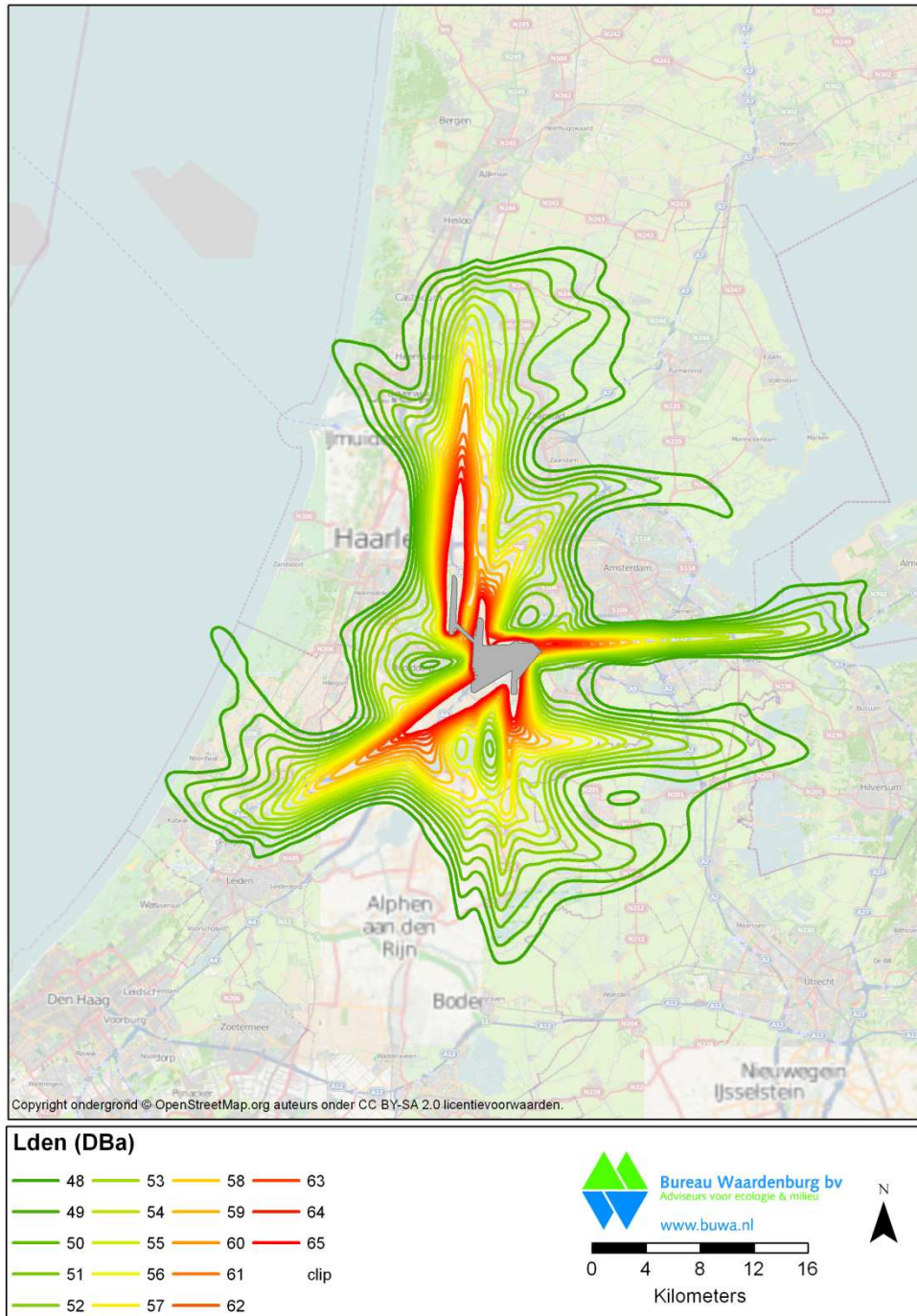
Gebieden en data

Om de effecten van vliegverkeer (met geluid als effectparameter) van en naar Schiphol in beeld te krijgen, zijn verschillende datasets gebruikt om een database te creëren die geschikt is voor analyse. Als eerste is een onderzoeksgebied gedefinieerd. Dit is begrensd op basis van de volgende criteria:

- beschikbaarheid van gegevens over broedvogels en reproductieparameters;
- een zekere mate van uniformiteit in landschap en bodem;
- een voldoende groot gebied binnen en buiten de 48 dB(A) L_{den} geluidscontour (zie EU 2002).

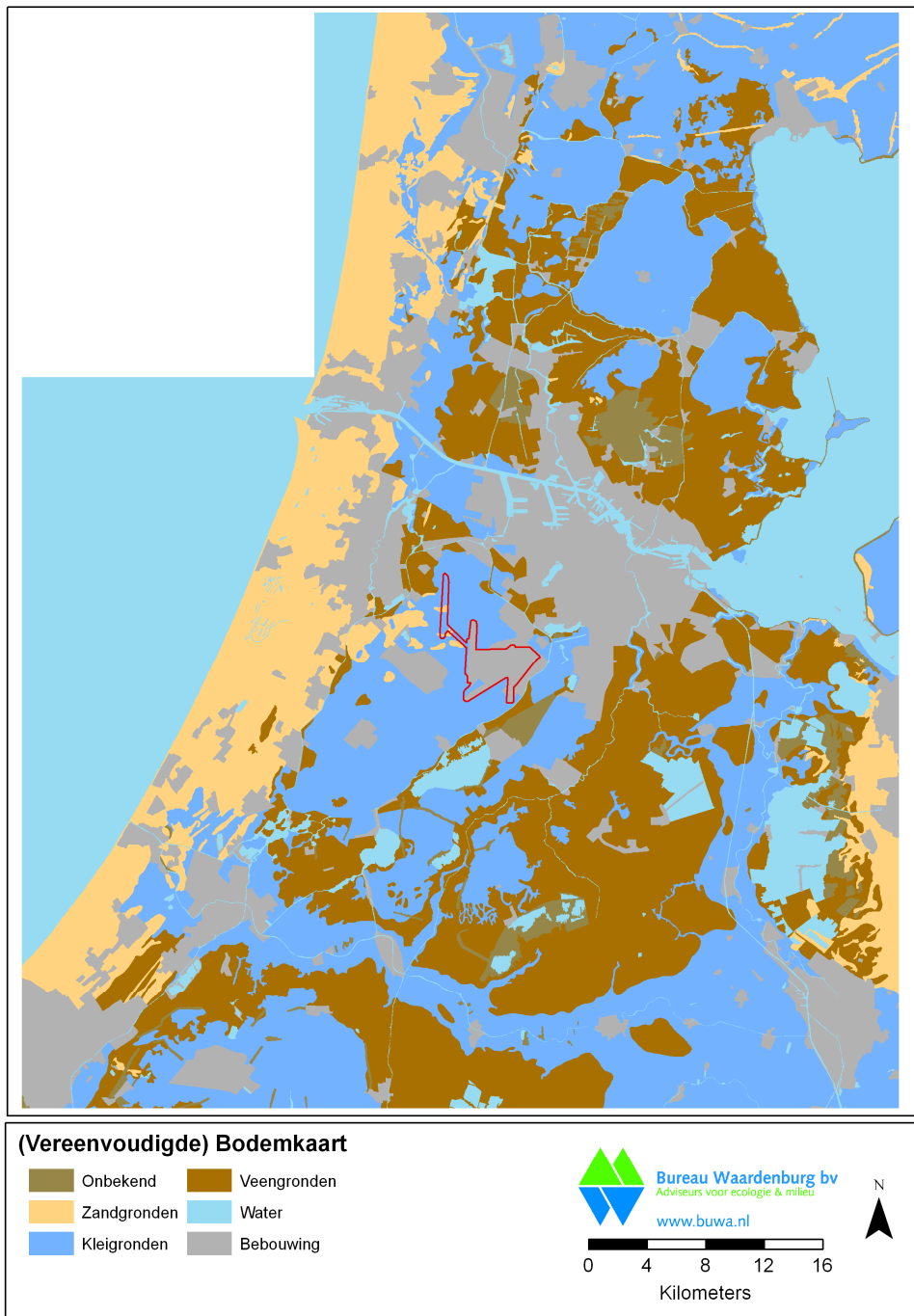
Op grond hiervan is het onderzoeksgebied grofweg begrensd door de lijn Bergen-Hoorn in het noorden, Hoorn-Woerden in het oosten en Leidschendam-Woerden in het zuiden. Door de beschikbaarheid van vooral gegevens uit weidevogelgebieden wordt het onderzoeksgebied in het westen begrensd door de duinen. Hiermee is ook een zeker uniformiteit in landschap en bodem verkregen: overwegend veenweidegebieden met grasland als dominante vorm van grondgebruik. In het kader van de MER KT II is in 2008 een geluidscontour berekend (figuur 1); oplopend van 48 dB(A) L_{den} naar 65 dB(A) L_{den} in eenheden van 1 dB(A) (berekend *cf.* Van der Wal *et al.* 2001). Deze contour is een goede afspiegeling van het gebruik van Schiphol in de afgelopen jaren (*mededeling* ministerie I&M). De contouren worden hier gebruikt om met behulp van bestaande data van broedvogelinventarisaties mogelijke effecten van vliegverkeer op de broedvogeldichtheid, begin legsel en het broedsucces te onderzoeken. Het gebied onder de contouren is daartoe gerasterd en van elke rastervlak van 500x500m² zijn de volgende waarden bepaald: dichtheid (in aantal paar per 10 ha) en broedsucces van de verschillende in het gebied voorkomende vogelsoorten, grondsoort, landgebruik, grondwaterstand, eigendom en tenslotte de geluidsbelasting in L_{den} dB(A), verder in dit

rapport afgekort als (x) dB(A). Eigendom vooral om onderscheid te maken tussen terreinen beheerd als natuurgebieden en andere weidevogelgebieden. Delen die worden beïnvloed door nabije infrastructuur van andere aard (spoor)wegen, gebouwen, e.d. zijn buiten de berekeningen gehouden. Naast deze voor de hand liggende covariabelen is ook de provincie als covariabele meegenomen vanwege vermoede verschillen in effectiviteit van het (weidevogel)beleid, dan wel uitvoeringsaspecten van de inventarisaties.

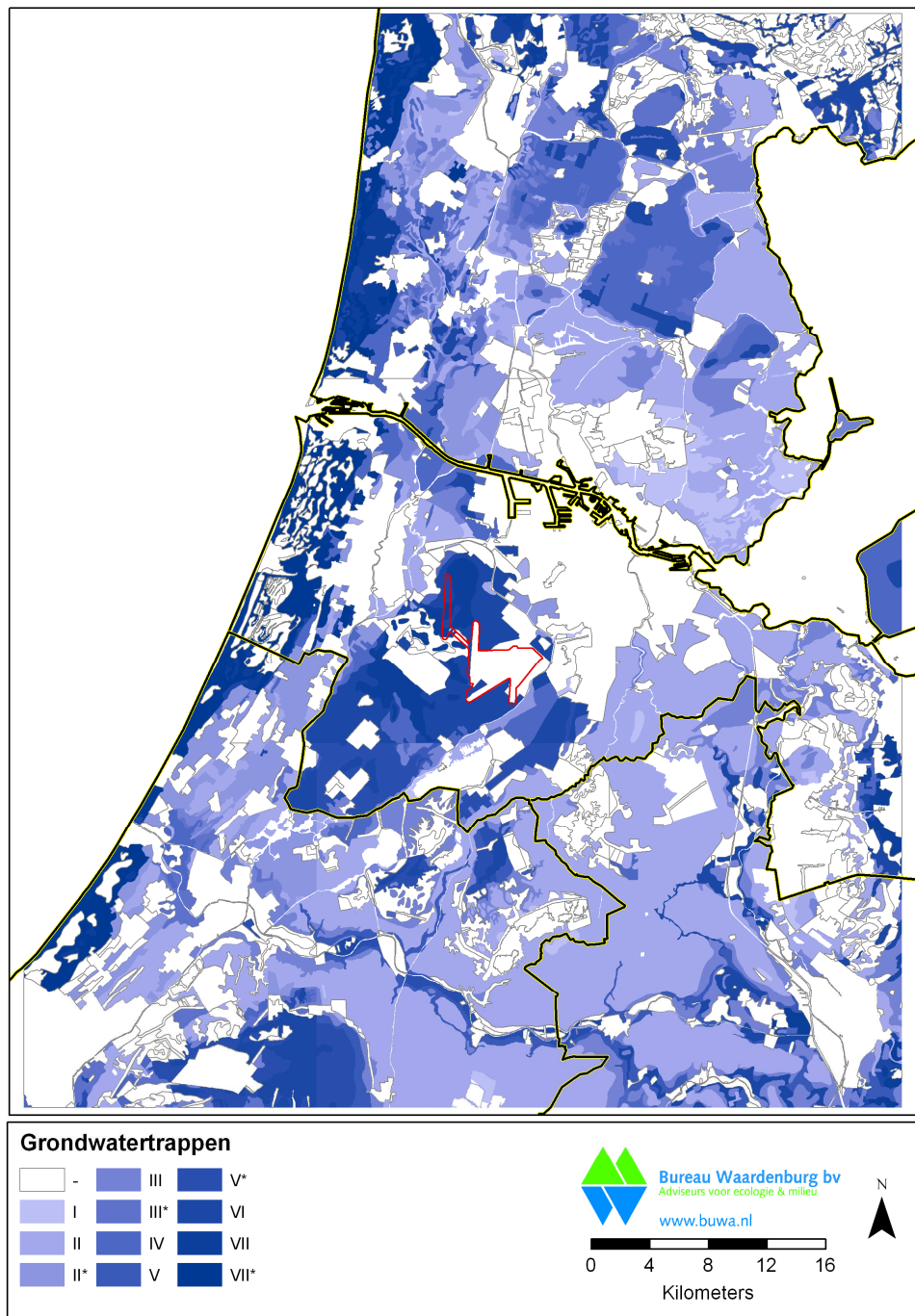


Figuur 1. Geluidscontour van vliegverkeer van en naar Schiphol op het vijfbanenstelsel (2008, L_{den} , uitgedrukt in dB(A)).

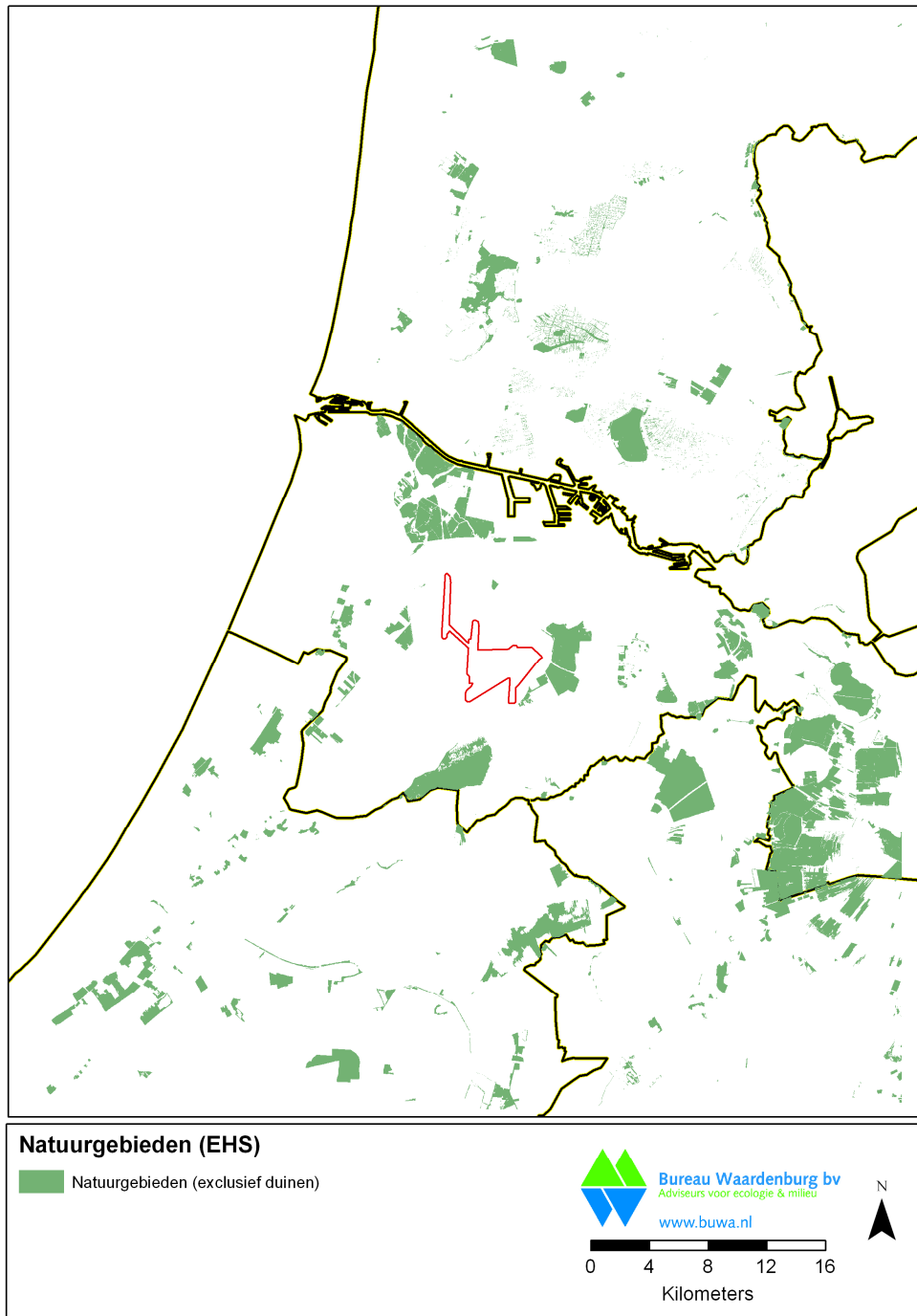
De figuren 2 t/m 5 geven achtereenvolgens de situering van de waarden van de covariabelen grondsoort (fig. 2), grondwatertrappen (fig. 3), ligging natuurgebieden (fig. 4) en overzicht potentieel weidevogelhabitat, waarin infrastructuur met ongeschiktheidzone is meegenomen (fig. 5).



Figuur 2. Vereenvoudigde bodemkaart van het onderzoeksgebied (bron: Stiboka 2003).



Figuur 3. Grondwatertrappen in het onderzoeksgebied (bron: Stiboka 2003).



Figuur 4. Ligging van de EHS binnen het onderzoeksgebied (bron: website provincies Noord-Holland, Zuid-Holland, Utrecht).



Figuur 5. Gebieden die buiten de invloedssfeer van bebouwing en infrastructuur liggen; gegevens uit de groene gebieden (indien beschikbaar) zijn in de analyse betrokken.

Analyses

Alle analyses zijn uitgevoerd binnen een 'Generalized Linear Model' (GLM) framework (McCullagh & Nelder 1989). Gegevens volgen een Poissonverdeling, waardoor gebruik is gemaakt van een log-lineaire regressie, waarmee ook nulwaarden betekenisvol mee kunnen worden geanalyseerd (Oude Voshaar 1995). Effect van eventuele over- en onderdispersie is meegenomen door de dispersieparameter te laten schatten op basis van de residuele gemiddelde deviantie van de modellen.

Voor binomiale gegevens (wel niet uitkomen van nesten) is gekozen voor een logistische regressie met binomiale verdeling. De procedures zijn uitgevoerd in Genstat 13.0 (VSN 2010) met als instellingen: Wald test, Poissonverdeling, log-lineaire regressie, schatting van dispersieparameters en voorwaarden individueel aan te passen. Een volledig model omvat: provincie, ronde, afstand tot natuur (km), afstand tot stad & dorp (km), grondwaterklasse (GHG), bodemtype, geluidsklasse, afstandsklasse; eliminatie van die factoren die volgens de Wald-test geen significante bijdrage hebben in model; analyse van het definitieve model (binnen GLM) en zo nodig het vervangen van de factor geluidsklasse door de werkelijke waarde geluid in dB(A). Klassenindeling van de geluidsklassen is: klasse 1 (< 48 dB(A)), 2 (48 dB(A) $< x < 55$ dB(A)) en 3 (> 55 dB(A)). Aantal klassen en klassegrenzen zijn geschat op basis van de beschikbare data (zoveel mogelijk gelijke aantallen datapunten). Deze procedure is gevolgd voor broedparen, legselgrootte en legselbegin. De procedure voor het aandeel uitgekomen nesten omvat als volledig model: parameters: uitkomst (0 of 1) tegen soorten, geluid, afstand tot Schiphol, analyse van een model met als instellingen: binomiale verdeling, logistische regressie, schatting van de dispersieparameter en voorwaarden individueel aan te passen; als eerste is de analyse met alleen soorten gedaan, als tweede is geluidsbelasting aan het model toegevoegd en als derde is afstand tot Schiphol aan het model toegevoegd.

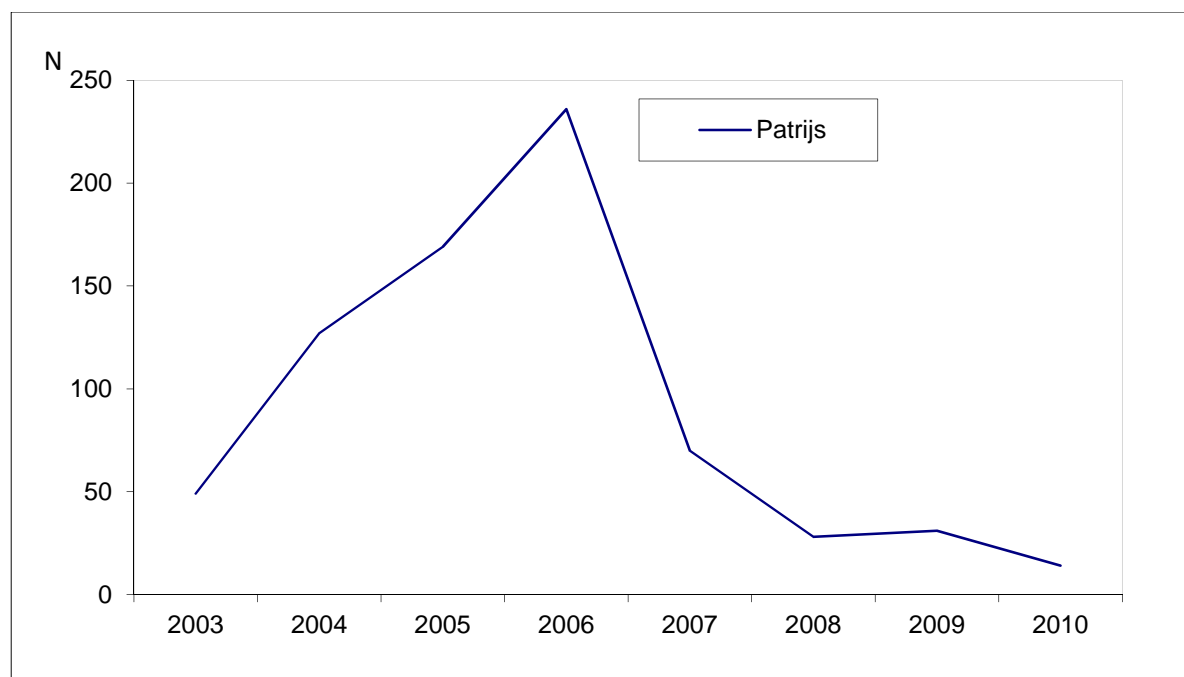
Gegevens over het broedresultaat van Torenvalken direct rond Schiphol

We hebben gegevens verkregen betreffende het reproductiesucces uit nestkasten voor Torenvalken in de Haarlemmermeer, direct rond de hekken van de luchthaven en verderop in de Haarlemmermeer. Op basis van deze nestkastgegevens voor de jaren 2008, 2009 en 2010 kunnen we drie klassen maken in afstand tot de startbanen: (1) tot 1,5 km, (2) 1,5 tot 3,0 km en (3) verder dan 3,0 km van de startbanen. Ter vergelijking met de geluidscontouren: de klassen 1 en 2 vallen binnen de 55 dB(A) contour, klasse drie valt net hierbuiten, waarbij de afstand zijdelings van de startbaan is gerekend. In totaal zijn gegevens van 77 nestkasten gebruikt die regelmatig zijn bezocht, waarbij bezetting, aantal eieren, aantal uitgekomen jongen en individueel uitvlieggewicht is gemeten. Vanwege ongelijke klassengroottes zijn de gegevens geanalyseerd met de Student Newman Keuls test.

Resultaten

Gegevens van de luchthaven Schiphol

Alle soorten die wat betreft hun voorkomen als broedvogel kunnen worden verwacht in de Haarlemmermeer en dus in de directe nabijheid van luchthaven Schiphol zijn ook (on)regelmatig door de Bird control Unit waargenomen op het vliegveld. Soorten die in de polder voorkwamen voor de stichting van de luchthaven (1920) zijn onbekend, vooral door gebrek aan betrouwbare en specifieke data voor 1920. Bovendien hebben veranderingen in landgebruik sinds die tijd waarschijnlijk een veel grotere rol gespeeld. Het overgrote deel van de luchthaven wordt zodanig beheerd dat broedvogels zo veel mogelijk worden geweerd ter beperking van het risico van vogelaanvaringen. Algemene vogels uit de directe omgeving vormen de hoofdmoot van de tellingen van vogels op Schiphol (bv. Blauwe reiger, Bergeend, Fazant, Kuifeend, Patrijs, Grutto, Wulp, Scholekster, Fuut en Torenvalk). Op het terrein van het vliegveld heeft zich zelfs een populatie van Patrijzen kunnen ontwikkelen tot hoge aantallen. Het toegenomen risico op een vogelaanvaring heeft vervolgens de Bird Control Unit genoopt hiertegen regulerend op te treden na 2006 (zie Figuur 6), maar voor die tijd is een autonome populatiegroei waar te nemen in deze standvogel.



Figuur 6. Populatieomvang (aantal dieren) van Patrijzen op de luchthaven Schiphol. Na 2006 daalt het aantal door actief ingrijpen van de Bird Control Unit.

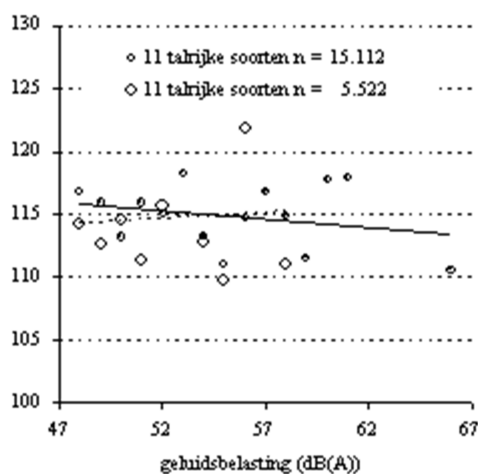
Gegevens over broedvogels in de nabijheid van Schiphol

Legdatum

Na correctie voor de verschillen tussen soorten heeft de geluidsbelasting een significante bijdrage in het model. Bij toenemende geluidsbelasting wordt de aanvang van het broedproces vervroegd. Dit geldt zowel voor de gehele dataset, als voor de data van nesten in grasland op veen met hoge GHG (tabel 1, figuur 7). Dit is tegen de verwachting in. De analyse is uitgevoerd met data van de elf talrijkste soorten, waarvoor dit gegeven is geregistreerd: Meerkoet (bleshoender), Visdief, Zwarte stern (sterns), Grutto, Kievit, Scholekster, Tureluur, Watersnip (steltlopers), Krakeend, Kuifeend, Slobeend (eenden).

Tabel 1. *Vinddatum nest (als indicatie aanvang broedproces), accumulated GLM, Poisson-verdeeld, log-lineaire regressie, geschatte dispersieparameter, alle soorten tezamen (n=11). Model: constante + soort + geluid.*

factor	d.f.	F	t	P
<i>alle gewassen, bodemtypen en GHGklassen</i>				
residual	12.980			
soort	10	125,69		<0,001
geluidsbelasting	1	16,20	-4,01	<0,001
<i>grasland op veen met hoge GHG</i>				
residual	5.510			
soort	10	104,98		<0,001
geluidsbelasting	1	10,42	-3,22	0,001



Figuur 7. Gemiddelde vinddatum van nesten van 11 soorten in relatie tot de geluidsbelasting van Schiphol (Lden, dB(A)); alleen klassen >5 nesten). stippen = alle grondwater(GHG)klassen, bodemtypen en gewastypen; cirkels = alleen grondwaterklasse hoog, bodemtype veen en gewastype gras.

Als vervolgens wordt gekeken naar de afzonderlijke soorten zijn het vooral Grutto, Kievit, Tureluur, en Meerkoet waarvan hier significant vroeger een legsel is gevonden (zie tabel 2). Ander factoren dan geluidsbelasting spelen niet of nauwelijks een rol bij het eerder vinden van de legfels.

Tabel 2 Vinddatum nest (als indicatie aanvang broedproces), accumulated GLM, Poisson-verdeeld, log-lineaire regressie, geschatte dispersieparameter. Model: constante + geluid.

	residual	t	geluid	
			F	P
grutto	2,295	-3,97	15,89	<0,001
kievit	7.157	-1,97	3,92	0,048
scholekster	1.397	-1,88	3,54	0,060
tureluur	583	-2,01	4,05	0,044
slobeend	161	1,67	2,76	0,098
wilde eend	280	-1,50	2,26	0,134
meerkoet	312	-2,95	8,81	0,003

Dichtheid broedparen

Rond Schiphol zijn uit 2.436 gridcellen data beschikbaar van 18 soorten broedvogels en met in totaal 22.035 opgaven van dichtheden > 0 paar/10ha. Meer dan de helft van de opgaven (12.036) van dichtheden komt uit het gebied met minder dan 48 dB(A) geluidsbelasting (klasse 1). Uit het bereik 48-55 dB(A) zijn 8.387 opgaven beschikbaar (klasse 2) en uit het bereik >55 dB(A) 1.612 opgave van dichtheden >0. (klasse 3). Van de ruim 22.000 positieve opgaven zijn 5.848 opgaven afkomstig uit ronde 1 (1998-2002), 5.710 uit ronde 2 (2006-2007) en 10.477 uit ronde 3 (2009). Dit wil zeggen dat een analyse van effecten van geluid tot 2002 op het vierbanenstelsel gebaseerd zou zijn met 5.848 opgaven en een analyse van effecten van geluid na 2005 op het vijfbanenstelsel met 16.187 opgaven. Het aantal gridcellen uit ronde 1 met positieve dichtheden is 1.230, uit ronde 2 1.159 en uit ronde 3 2.347. We focussen hier vooral op de analyse van het vijfbanenstelsel (in bijlage 1 zijn ook de andere analyses te vinden, alsmede gegevens van militaire vliegvelden). Het aantal gridcellen waarover de berekeningen worden uitgevoerd bedraagt 12.481.

Meer dan 97% van de data komt van de volgende talrijke soorten (in volgorde van talrijkheid): Kievit, Grutto, Tureluur, Scholekster, Krakeend, Slobeend, Kuifeend, Veldleeuwerik, Graspieper, Gele kwikstaart. Hiermee zijn de statistische modelberekeningen uitgevoerd. Uit tabel 3 blijkt dat alle covariabelen een rol spelen en dus ook in de individuele analyses per vogelsoort moeten worden meegenomen.

Tabel 3 Modelresultaten van talrijkste soorten weidevogels tezamen. GLM, Poisson-verdeeld, loglineaire regressie, geschatte dispersieparameter, Wald test, fit model terms individually. (d.f. degrees of freedom, F-statistic, P overschrijdingskans)

factor	d.f.	F	P
residual	12.358		
provincie	2	58.18	<0.001
soort	10	512.79	<0.001
ronde	1	76.24	<0.001
afstand natuur	1	171.16	<0.001
afstand bebouwing	1	95.05	<0.001
GWTKlasse	2	13.12	<0.001
bodem	2	31.85	<0.001
geluidsklasse	2	25.49	<0.001
afstandsklasse	2	7.21	<0.001

Per vogelsoort zullen we vaststellen wat het effect van de factor geluidsbelasting (in klassen) is op de dichtheid van het aantal broedparen.

Om hier antwoord op te geven zijn op basis van het GLM-model voor alle gridcellen de voorspelde dichtheden berekend, na correctie voor factoren als provincie, ronde, afstand natuur, afstand stad & dorp, grondwater en bodem. Dit is dus de dichtheid die verwacht mag worden op basis van de gegeven geluidsbelasting nadat de andere factoren eerst zijn verdisconteerd. We zien dan dat de voorspelde dichtheid bij een belasting van 55 dB(A) (klasse 3) of meer voor alle soorten tezamen aanmerkelijk lager ligt dan in het gebied met <48 dB(A) (klasse 1) belasting. Steltlopers spelen hierin een belangrijke rol. De vier steltlopers kennen alle in klasse 3 een lagere voorspelde dichtheid dan in klasse 1 en/of 2 (tabel 4). Bij Grutto is de afname van de voorspelde dichtheid bij hogere geluidsbelasting het sterkst. Onder eenden is voor de Krakeend en Slobeend een afname van de voorspelde dichtheid bij toenemende geluidsbelasting zichtbaar; kuifeend onttrekt zich aan dit patroon. Onder zangvogels laten Graspieper en Veldleeuwerik een afname van dichtheid bij toenemende geluidsbelasting zien. Opvallend is de stijging bij een aantal vogelsoorten in klasse 2 t.o.v. klasse 1; de dichtheid is bij geringe geluidsbelasting iets hoger dan in de laagste klasse.

Voor alle soorten samen komt de afname in het gebied vanaf 55dB(A) (klasse 3), na correctie voor andere factoren, op 3-35% procent van de dichtheid in klasse 1 (<48 dB(A)) (tabel 5).

Tabel 4. Overzicht toetsresultaten verdeling voorspelde dichtheden (figuur 3.21a) bij een bekende geluidsbelasting. Klasse 1 = <48 dB(A), 2 = 48-55 dB(A), 3 = >55 dB(A). Tukey-test, significant op 5% (), teken geeft richting verschil aan; bijvoorbeeld 2-1 = - *, dichtheid in klasse 2 is significant lager dan in klasse 1.*

	2-1	3-1	3-2
grutto	+ ns	- *	- *
kievit	+ *	- ns	- *
scholekster	+ *	- *	- *
tureluur	+ *	- *	- *
krakeend	+ ns	- *	- *
kuifeend	+ *	+ *	- ns
slobeend	+ *	+ ns	- ns
gele kwikstaart	- *	+ *	+ *
graspieper	- *	- *	+ ns
veldleeuwerik	+ *	- *	- *

Tabel 5. Overzicht procentuele verschillen tussen voorspelde dichtheden bij een gegeven geluidsbelasting in de drie geluidsklassen (op basis berekende mediane waarden)

geluidklasse	ronde 2 & 3		
	1 -> 2	2 -> 3	1 -> 3
grutto	1,6	-33,7	-32,7
kievit	11,8	-13,0	-2,8
scholekster	12,6	-24,3	-14,8
tureluur	6,2	-29,4	-25,1
krakeend	-0,6	-9,0	-9,6
kuifeend	29,7	-3,8	24,8
slobeend	3,7	-2,8	0,8
gele kwikstaart	-11,2	71,6	52,3
graspieper	-17,8	13,9	-6,4
veldleeuwerik	9,4	-36,0	-30,0

Dichtheden voor steltlopers zijn significant lager binnen de geluidscontouren van 55 dB(A), voor eenden is het beeld wisselend, alleen de Krakeend heeft een significant lagere dichtheid en bij de zangvogels is het vooral de Veldleeuwerik die al een reductie van laat zien binnen de 48 dB(A) geluidscontour.

Broedsucces

In een eerste analyse is het materiaal van alle talrijke soorten gebruikt. Verklarende variabelen in het overall model zijn soort, geluidsbelasting (dB(A)) en afstand tot Schiphol (km). Als eerste zijn verschillen tussen soorten onderzocht. In vergelijking tot grutto (uitkomstpercentage 70%) hebben wilde eend, slobbeend, krakeend een lager uitkomstpercentage ($p < 0,05$) en Kievit en zwarte stern een hoger percentage ($p < 0,05$). Na correctie voor verschillen tussen soorten zijn effecten van geluid en afstand tot Schiphol in beeld gebracht. Beide variabelen vertonen een significant verband met uitkomstpercentage, waarbij geluid vanwege de veel hogere F-waarde van groter belang is dan afstand (tabel 6).

Tabel 6. Resultaten model talrijkste soorten tezamen; alle typen bodem, grondwaterklassen en gewassen. Accumulated GLM, binominaal-verdeeld, logistische regressie, geschatte dispersieparameter, alle soorten. Model: constante + soort + geluid + afstand tot Schiphol.

factor	d.f.	t	F	P
residual	13.339			
soort	10		4.21	<0,001
geluidsbelasting (Lden)	1	5,76	68.58	<0,001
afstand tot Schiphol	1	-2,28	5.20	0,023

Voor afzonderlijke soorten is geluid niet in alle gevallen een factor die een significant effect heeft (tabel 7). Significante effecten van geluid duiden evenwel op een positief verband tussen het uitkomstpercentage en geluid: Kievit, scholekster, tureluur, slobbeend meerkoet en kuifeend (laatstgenoemde bijna significant). Voor grutto is het verband tussen geluidsbelasting en aandeel uitgekomen nesten negatief; bij toenemende belasting wordt het succes kleiner.

Tabel 7. Effect van geluid en afstand tot Schiphol op het aandeel uitgekomen nesten; accumulated GLM, binominaal-verdeeld, logistische regressie, geschatte dispersieparameter, elf soorten. df = aantal vrijheidsgraden, t = t-waarde, teken geeft richting verband, F = F-waarde, P = P-waarde ($p < 0,05$ is significant). Model: constante + geluid + afstand tot Schiphol).

	df	geluid			afstand Schiphol				residual
		t	F	P	df	t	F	P	
grutto	1	-0,13	8,24	0,004	1	-4,74	23,22	<0.001	2.370
Kievit	1	4,72	29,54	<0,001	1	0,40	0,16	0,689	7.316
scholekster	1	3,01	11,79	<0,001	1	0,23	0,05	0,823	1.453
tureluur	1	1,22	2,76	0,097	1	-0,51	0,26	0,608	1,081
krakeend	1	0,05	0,72	0,400	1	-0,84	0,71	0,401	71
kuifeend	1	0,33	3,58	0,063	1	0,02	0,00	0,988	64
slobbeend	1	1,32	5,00	0,026	1	-0,84	0,71	0,401	258
meerkoet	1	2,88	24,15	<0,001	1	0,07	0,01	0,943	312

Anders dan de verwachting blijkt het broedsucces dus groter te zijn onder de hogere geluidscontouren bij Kievit, Scholekster en Slobbeend. Alleen de Grutto vormt hierop een uitzondering met een lager broedsucces. De directe afstand tot Schiphol blijkt voor geen enkele soort significant te zijn, ook weer met de Grutto als uitzondering met ook daar een lager broedsucces. Verschillen in legselgrootte blijken net niet significant te zijn ($p = 0,052$ bij een geluidsbelasting hoger dan 55 dB(A)) in de richting van grotere legfels.

Gegevens over het broedresultaat van Torenvalken direct rond Schiphol

De bezettingsgraad van de nestkasten is gemiddeld hoog: 86,8% (2008), 82,8% (2009) en 76,3% (2010). Buiten de nestkasten is er nauwelijks nestgelegenheid in de Haarlemmermeer, zodat de nestkastpopulatie grotendeels overeenkomt met de totale populatie. In figuur 8 wordt het reproductiesucces gegeven voor de drie onderscheiden klassen. De gegevens zijn inclusief geheel verlaten nesten gedurende het broedseizoen. Aantal eieren per nest verschilt niet significant met de afstand tot het vliegveld, hoewel er een tendens lijkt te zijn naar iets meer eieren dichterbij het vliegveld.

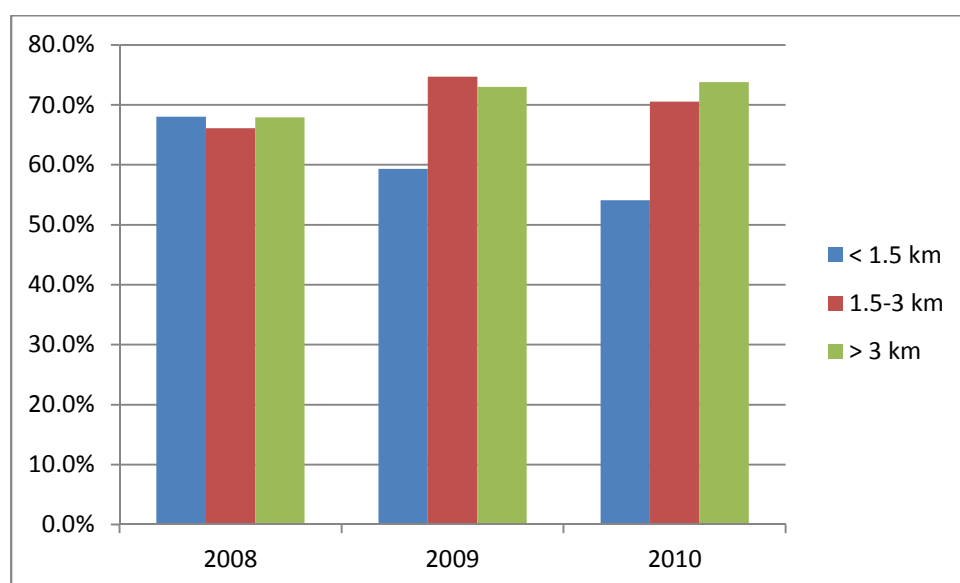


Fig. 8. Reproductiesucces als percentage volgroeide en uitgevlogen jongen van het totaal aantal gelegde eieren in drie klassen (<1,5 km; 1,5-3,0 km en > 3,0 km vanaf de startbaan).

Er blijken geen significante verschillen te zijn in reproductiesucces in afstand tot de startbaan (Student Newman Keuls test, $p \gg 0.05$).

Gewicht van vliegvlugge jongen is gemeten de dag voor uitvliegen (de nestjongen zijn dan ca. 30 dagen oud). Fig. 9 geeft de data met betrekking tot het uitvlieggewicht van Torenvalken in dezelfde drie afstandsklassen van de startbaan. In 2008 verschillen de klassen 1 en 2 significant van klasse 3 (Student Newman Keuls test $p < 0,05$); in 2009 verschilt alleen klasse 1 significant van klassen 2 en 3 (Student Newman Keuls test $p < 0,05$), terwijl in 2010 geen significante verschillen zijn gevonden.

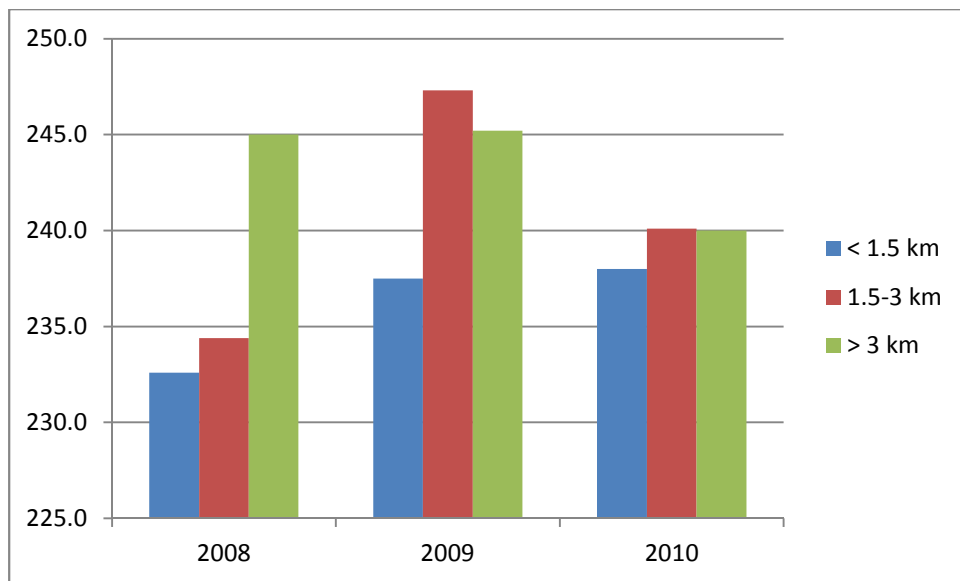


Fig. 9. Uitvlieggewicht van torenvalken in gram voor drie achtereenvolgende jaren en in drie klassen (<1,5 km; 1,5-3,0 km en > 3,0 km vanaf de startbaan).

Discussie

Gebaseerd op de gegevens van luchthaven Schiphol kunnen we concluderen dat gewenning van vogels aan vliegtuigen voorkomt. Zonder actieve aantalsregulatie door de Bird Control Unit kunnen soorten zelfs grote populaties opbouwen (voorbeeld van de Patrijs). De kwaliteit van de data geeft echter weinig informatie over de mate van gewenning. Al is aan vogels vaak het effect van verstoring door een stijgend of landend vliegtuig niet te zien, wil dat nog niet zeggen dat er geen stress wordt ervaren. Derhalve hebben we andere gegevens gebruikt om de vier genoemde hypothesen te toetsen.

Toets van de hypothesen

(1) *Latere bezetting van territoria dichtbij het vliegveld.*

Er is niet vastgesteld dat territoria dichtbij het vliegveld of onder de hogere geluidscontouren later worden ingenomen; niet bij steltlopers (Grutto, Kievit, Scholekster en Tureluur), noch bij eenden (Krakeend, Slobeend en Kuifeend), noch bij Torenvalken. Gegevens van andere soorten zijn niet specifiek genoeg om onderscheid te kunnen maken. Tegen de verwachting in leek het zelfs dat een aantal territoria eerder werd bezet (bij Grutto, Kievit, Tureluur en Meerkoet); uit de data blijkt dat weliswaar de gemiddelde eerste legdatum eerder is, maar dat komt door minder vervolglegels (latere data) in plaats van een eerder begin dichtbij het vliegveld. In begindata blijkt geen verschil in relatie tot afstand van het vliegveld of geluidscontour te zijn gevonden. Verstoring blijkt geen obstakel te zijn voor bezetting van de territoria.

(2) *Lagere dichtheden van broedparen dichtbij het vliegveld.*

Bij zangvogels zijn lagere dichtheden vastgesteld binnen de 48 dB(A) contour, vergeleken met daarbuiten (lagere geluidsbelasting); dit geldt voor de Graspieper en de Gele Kwikstaart. Voor de Veldleeuwerik zijn significant lagere dichtheden gemeten binnen de 55 dB(A) contour. Een zelfde effect is gemeten in steltlopers (Grutto, Kievit) en eenden (Krakeend, Slobeend en Kuifeend), terwijl Scholekster en Tureluur niet significant op de geluidscontouren bleken te reageren. Zoals verwacht worden zangvogels beïnvloed door het geluidsniveau van stijgende en landende vliegtuigen, vergelijkbaar met effecten die zijn gemeten langs snelwegen, spoorwegen en in steden (e.g. Foppen & Reijnen 1994, Reijnen et al. 1995, 1996, Reijnen & Foppen 1994). De gegevens betreffende de steltlopers corresponderen met waarnemingen van Van der Zande et al. (1980), hoewel deze hier meer gedifferentieerd blijken. Bezettingsgraad van nestkasten voor Torenvalken laat geen significant effect zien; de bezettingsgraad is over de gehele polder hoog. Het totale beeld lijkt redelijk consistent met betrekking tot zangvogels en een aantal steltlopers en eenden. Voor zangvogels en steltlopers kan het geluidsniveau de oorzaak zijn door interferentie met hun paargedrag, voor eenden zou ook een visueel effect mee kunnen spelen.

(3) *Lager reproductief succes dichtbij het vliegveld.*

In tegenstelling tot onze verwachting vonden we een omgekeerd patroon bij steltlopers en eenden, terwijl bij Torenvalken geen significant effect kon worden vastgesteld. Het reproductiesucces (bij nestvlinders beperkt tot het uitkomstsucces) neemt toe naarmate men dichterbij het vliegveld komt. Legselgroottes zijn niet significant verschillend in de onderzochte soorten, maar de trend is licht stijgend onder de hogere geluidsbelasting contouren; de variatie is echter te groot om hier een effect vast te stellen. Deze waarnemingen stemmen overeen met die van de gemiddelde legdatum; ook hier geldt weer dat vervolglegels met een relatief lager succes ontbreken, waardoor het gemiddelde hoger uitkomt. Bij de latere of vervolglegels maken vogels kennelijk

een extra afweging tussen territoriumkwaliteit en aanwezige verstoring. Ook zou een lager predatierisico, door afwezigheid van predatoren dichtbij het vliegveld, een rol kunnen spelen, maar gegevens over het voorkomen van nestpredatoren ontbreken.

(4) *Lager uitvlieggewicht van jongen dichtbij het vliegveld.*

Betreffende deze hypothese hebben we alleen adequate gegevens van de nestkasten van Torenvalken. Het uitvlieggewicht blijkt positief gecorreleerd te zijn met de afstand tot de startbaan, al is dit niet consistent over alle jaren. Het lagere uitvlieggewicht is heel dicht bij de startbaan vastgesteld, ruim binnen de hoogste geluidscontouren. Om deze reden veronderstellen we dat hier visuele effecten belangrijker zijn dan akoestische. Het basale angstinstinct voor predatie van het nest (Martin 1995, Martin & Clobert 1996) kan de oorzaak zijn van het lagere uitvlieggewicht als gevolg van een lagere prooileveringsfrequentie aan de jongen in de nestkasten. Het feit dat paren dichtbij de luchthaven een bijna significant groter legsel hebben (zie onder 2) zou iets van het lagere uitvlieggewicht kunnen verklaren, maar zeker niet alles.

Vertaling naar de beschermde soorten

Ten einde de diverse aspecten van reproductieve investering (zoals eigrootte, legselgrootte, aantal legsels) te combineren hebben Van Turnhout et al. (2012) de Relatieve Reproductieve Investering gedefinieerd als:

$$RRI = \hat{c} \cdot N_c \cdot m_{\text{egg}} / m_{\text{female}}$$

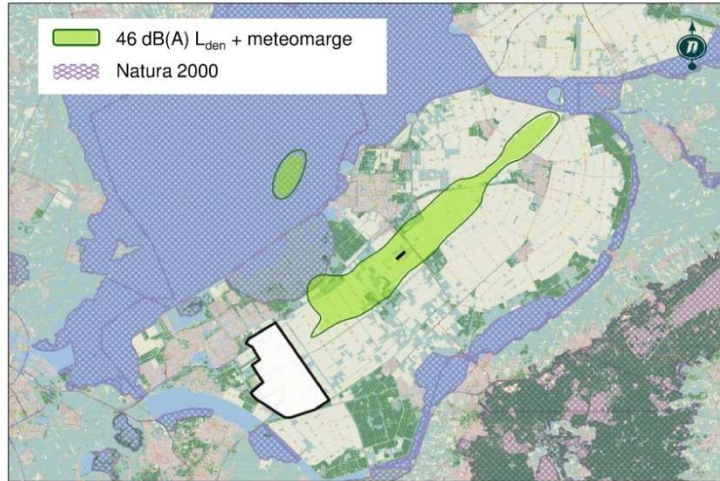
Van soorten met een hoge RRI ($> 1,0$) wordt verondersteld dat deze zwaar leunen op frequente reproductie (waarbij wordt ingeleverd op overleving in het volwassen stadium). Verstoring van de reproductie heeft dus met name voor deze soorten een grote impact op de populatie-omvang. In Tabel 8 wordt voor alle soorten uit deze studie (Natura 2000 doelen en onderzochte soorten rond Schiphol) de RRI gegeven in combinatie met nestvlieder, of – blijver en het trekgedrag. In deze studie hebben de Veldleeuwierik en de Graspieper hoge RRI's (resp. 1.02 en 1.1). Onder de beschermde soorten in de Oostvaardersplassen valt de Porseleinhoen in deze categorie. Soorten in deze categorie zijn doorgaans standvogels of gedeeltelijke (korte afstand)trekker; de hoogte van de waarde voor de Porseleinhoen kan in combinatie met lange afstandstrek haast alleen bij een nestvlieder en dan ook nog alleen in zeer voedselrijke biotopen. De combinatie van lange afstandstrek met een intermediaire RRI ($0,5 < RRI < 1,0$) wordt gevonden bij: Blauwborst, Snor, Rietzanger en Grote karekiet onder de beschermde soorten, en bij de Gele kwikstaart onder de onderzochte soorten. De andere soorten hebben ofwel een lage RRI, of zijn standvogels of korte afstandstrekken. Torenvalken hebben een lage RRI (0,37) en dat zou weleens de reden kunnen zijn dat Dijkstra et al. (1990) geen effect hebben gevonden van een laag uitvlieggewicht in het verdere populatieverloop van de Torenvalk. Een laag uitvlieggewicht zou wel een effect kunnen hebben bij soorten met een intermediaire of hoge RRI. Tinbergen & Boerlijst (1990) vonden bijvoorbeeld wel een duidelijke relatie tussen uitvlieggewicht en overleving bij Koolmezen ($RRI=1,52$), een standvogel. In deze studie hebben we helaas geen gegevens betreffende het uitvlieggewicht van soorten met een hoge RRI. In tegentelling tot soorten met een hoge RRI, zijn soorten met een lage RRI gevoeliger voor factoren die de sterfte onder volwassenen beïnvloeden, in plaats van variatie in het reproductiesucces. De meest gevoelige soort met betrekking tot het reproductiesucces is de Gele kwikstaart in onze studie (lange afstandstrekker met een RRI van 0,63), waarvoor we een effect in dichtheden van broedparen hebben gevonden binnen de 48dB(A) geluidscontour. Deze soort zou kunnen worden vergeleken met de rietzangers en Blauwborst uit de lijst van beschermde soorten, waarvoor we dus een effect veronderstellen binnen de geluidscontour van 48dB gezien het feit dat het allemaal zangvogels betreft waarin het paargedrag wordt beïnvloed door het geluidsniveau. Halfwerk et al. (2011a) vonden significant kleinere legsels bij Koolmezen in de nabijheid van een snelweg en spoorweg (combinatie) bij een geluidsniveau van

40-50 dB(A). Variatie van het geluidsniveau onafhankelijk van de afstand tot de weg maakte daar duidelijk dat de versturende factor inderdaad het geluid was en niet andere zaken die te maken hebben met de afstand tot de weg. We mogen dus concluderen dat voor zangvogels een interferentie optreedt met hun paargedrag bij een geluidsniveau hoger dan 40-50 dB(A) en dat visuele effecten waarschijnlijk minder belangrijk zijn op die afstand van de bron van het geluid. Tulp et al. (2002) vonden een minimum waarde voor verstoring bij 43 dB(A) door treinverkeer op weidevogels. Als we het voorzorgprincipe indachtig uitgaan van een minimumwaarde van 43 dB(A) dan is vraag hoe de 43 dB(A) zich verhoudt tot de in onze studie gevonden 48dB(A) L_{den} geluidscontour. Aan To70 is gevraagd op basis van 43 dB(A) een geluidscontour te maken voor vliegveld Lelystad in dB(A) L_{den} -termen. In de gegeven omstandigheden en vluchtscenario komt 43 dB(A) dan overeen met 46 dB(A) L_{den} , hetgeen weinig verschilt met de door ons gevonden waarde van 48 dB(A) L_{den} rond vliegveld Schiphol (zie figuur 10). Voor vluchtscenario Delta geldt een grotere overlap met Natura2000 gebieden, nl. op delen van de Veluwe en randmeren.

Tabel 8. Relatieve reproductieve investering, nestblijver of -vlieder en trekgedrag van de vogelsoorten uit de Natura 2000 doelen en de rond Schiphol onderzochte soorten.

Soort	RRI	Nestvlieder/ -blijver	Standvogel of trekker
Dodaars	0.75	nestvlieder	korte afstand
Aalscholver	0.09	nestblijver	korte afstand
Roerdomp	0.22	nestblijver	standvogel
Woudaap	0.45	nestblijver	lange afstand
Kleine Zilverreiger	0.27	nestblijver	korte afstand
Grote Zilverreiger	0.20	nestblijver	korte afstand
Lepelaar	0.24	nestblijver	lange afstand
Bruine Kiekendief	0.28	nestblijver	lange afstand
Blauwe Kiekendief	0.26	nestblijver	korte afstand
Porseleinhoen	1.74	nestvlieder	lange afstand
Blauwborst	0.67	nestblijver	lange afstand
Snor	0.56	nestblijver	lange afstand
Rietzanger	0.76	nestblijver	lange afstand
Grote Karekiet	0.53	nestblijver	lange afstand
Krakeend	0.60	nestvlieder	korte afstand
Slobeend	0.70	nestvlieder	korte afstand
Kuifeend	0.58	nestvlieder	korte afstand
Scholekster	0.24	nestvlieder	korte afstand
Kievit	0.53	nestvlieder	korte afstand
Watersnip	0.62	nestvlieder	korte afstand
Grutto	0.43	nestvlieder	lange afstand
Tureluur	0.64	nestvlieder	korte afstand
Visdief	0.47	nestblijver	lange afstand
Zwarte Stern	0.43	nestblijver	lange afstand
Veldleeuwerik	1.02	nestblijver	korte afstand
Graspieper	1.10	nestblijver	korte afstand
Gele Kwikstaart	0.63	nestblijver	lange afstand
Torenvalk	0.37	nestblijver	korte afstand
Koolmees	1.52	nestblijver	standvogel

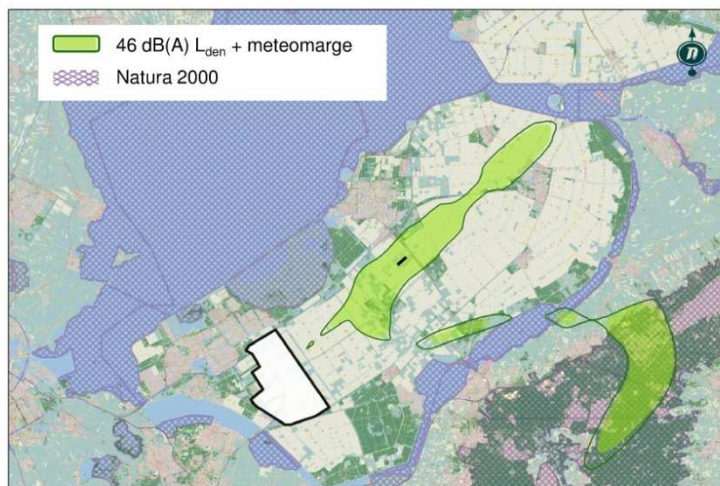
Bravo – 45 duizend vliegtuigbewegingen



12

Fig. 10. Vluchtscenario Bravo met 45.000 vliegbewegingen; berekende geluidscontour van 46 dB(A) L_{den} voor vliegveld Lelystad.

Delta – 45 duizend vliegtuigbewegingen



11

Fig. 11. Vluchtscenario Delta met 45.000 vliegbewegingen; berekende geluidscontour van 46 dB(A) L_{den} voor vliegveld Lelystad.

Hoewel deze studie niet ideaal is vanwege het gebrek aan specifieke data betreffende de beschermde soorten zelf, is de procedure die is gevolgd transparant en reproduceerbaar. In onderhavig onderzoek is geluid als effectparameter genomen en zijn kenmerken van het voorkomen van vogelsoorten rond Schiphol gerelateerd aan de geluidscontour van Schiphol. De conclusies die getrokken zijn, zijn daarmee valide voor de auditieve component van verstoring door vliegverkeer. De visuele component is niet specifiek onderzocht. Echter, voor zover deze samenvalt met de auditieve component zijn de conclusies ook hiervoor geldig. Op kleinere velden met een geringere gebruiksintensiteit dan Schiphol, kunnen visuele effecten (met als veilige geschatte grens 3.000 ft hoogte) tot verder van het vliegveld reiken dan auditieve effecten (met als grens 43 dB(A)). Waar de visuele component verder reikt dan de geluidscontour van 43 dB(A) (=46 dB(A) L_{den}) kan gebruik gemaakt worden van reeds bestaande kennis om een inschatting van het effect te maken (Lensink *et al.* 2005, Krijgsveld *et al.* 2008)

Verzamelen van gegevens betreffende de effecten van geluidsverstoring voor soorten met overeenstemmende overlevingsstrategieën, met name met betrekking tot de eigenschappen waarvan wordt verwacht dat die kunnen worden beïnvloed, is een goed alternatief voor vaak zeer moeilijk te vergaren data over de beschermde soorten zelf. Deze laatste zijn vaak aanwezig in lage aantallen, moeilijk te bestuderen en manipulatie van nestjongen (wegen) wordt meestal niet toegestaan. De effecten die we in deze studie hebben gevonden in steltlopers, eenden, zangvogels en roofvogels zijn getoetst aan tevoren opgestelde hypothesen. Ook de enkele andere studies die we hebben gevonden met gegevens over verstoring van vliegtuigen of helikopters van het reproductiesucces concludeerden geen significant effect in de Mexicaanse gevlekte uil (Delaney *et al.* 1999) of Slechtvalken (Palmer *et al.* 2003).

Conclusie

We kunnen concluderen dat we meetbare effecten hebben gevonden van luchtvaartactiviteit op de dichtheden en reproductieparameters van een aantal vogelsoorten. Verstoring door vliegverkeer heeft een visuele en auditieve component. In dit onderzoek is met behulp van de geluidscontouren van Schiphol een inschatting gemaakt van de versturende effecten op vogels. Hierbij is gevonden dat de geluidscontour vanaf 48 dB(A) L_{den} significante effecten laat zien op enkele gevoelige soorten. Deze grenswaarde komt overeen met grenswaarden uit de literatuur waar effecten zijn gevonden vanaf 43 dB(A). In de L_{den} maat zit namelijk een straf van 5 extra dB(A) voor avondvluchten en 10 extra dB(A) voor nachtvluchten, hetgeen een groot deel van het verschil tussen 43 en 48 kan verklaren. Als we vanuit de laagste geluidscontour (voorzorgprincipe) op basis van 43 dB(A) een contour met L_{den} voor vliegveld Lelystad opstellen, dan wordt dit een contour van 46 dB(A) L_{den} , waarbij we er zeker van kunnen zijn dat bij een geluidbelasting lager dan 46 dB(A) L_{den} geen significante effecten op broedvogels op zullen treden.

Voor de 46 dB(A) L_{den} contour blijkt dat er in het scenario Bravo (figuur 10) een beperkte overlap is met de Oostvaardersplassen en in het scenario Delta (figuur 11) met de Veluwerandmeren en de Veluwe. Naar visuele effecten van vliegverkeer, dat tot een hoogte van 3.000 ft negatieve effecten kan hebben, is geen onderzoek gedaan. Evenmin is onderzoek gedaan naar effecten op niet-broedvogels. Deze en andere aspecten (bijvoorbeeld N-depositie) zullen onderzocht moeten worden, wil een uitspraak gedaan kunnen worden over de som van effecten van vliegverkeer op concrete gebieden met hun eigen instandhoudingsdoelen en omstandigheden. Deze vragen en hun antwoorden komen aan de orde binnen het raamwerk van de Natuurbeschermingswet in een Voortoets en/of Passende beoordeling; dit geldt ook voor het antwoord op de vraag of in de drie bovengenoemde gebieden op basis van geluidbelasting (met als grenswaarde 43 dB(A)) een negatief effect op instandhoudingsdoelen valt te verwachten.

Dankwoord

Wij bedanken de leden van de klankbordgroep (in wisselende samenstelling) van dit onderzoek voor hun constructieve commentaar tijdens presentaties en op concepten. To70 wordt bedankt voor het beschikbaar stellen van de berekende geluidscontourenkaart bij scenario Bravo van de uitbreiding van vliegveld Lelystad. Karen Krijgsveld wordt bedankt voor analyse en rapportage, Peter van Horssen voor de bewerking van de ruwe data, Lieuwe Anema voor verwerking data. De volgende personen worden bedankt voor het beschikbaar stellen van de data en hun medewerking aan de toetsing op bruikbaarheid ervan: Cees Scharringa (Landschap Noord-Holland), Gerard van Zuylen (Agrarische Natuurvereniging (ANV) Utrechtse Venen), Astrid Manhoudt (Veelzijdig Boerenland), Anton de Wit (ANV St. Gouwe Wiericke), Freek van Leeuwen (ANV Hollandse Venen), Walter Pieterse (ANV De Wetering), Freek van Leeuwen (ANV Van Ade Stag, ANV Wijk & Wouden), Aad van Paassen (Vrijwillig Landschapsbeheer Nederland), Hans Schekkerman (SOVON Vogelonderzoek Nederland), Hans van Gasteren, Arie Dekker, Frans Bourgonje, Niels Gillissen, Anja van de Berg (Ministerie van Defensie, Koninklijke Luchtmacht) en Rijk Zuurmond (Ministerie van Infrastructuur & Milieu).

Literatuur

- Bautista, L.M., J.T. Garcia, R.G. Calmaestra, C. Palacin, C.A. Martin, M.B. Morales, R. Bonal & J. Vinuela, 2004. Effect of weekend road traffic on the use of space by raptors. *Conservation Biology* 18: 726-732.
- Both, C., C.A.M. van Turnhout, R.G. Bijlsma, H. Siepel, A.J. van Strien & R.P.B. Foppen, 2010. Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. *Proc. Royal Soc. Series B.* 277, 1259-1266.
- Dijkstra, C., A. Bult, S. Bijlsma, S. Daan, T. Meijer & M. Zijlstra, 1990. Brood size manipulations in the kestrel (*Falco tinnunculus*): effects on offspring and parent survival. *Journal of Animal Ecology* 59: 269-285.
- Dunnet, G.M., 1977. Observations on the effects of low-flying aircraft at seabird colonies on the coast of Aberdeenshire, Scotland. *Biological Conservation* 12: 55-63.
- Ellis, D.H., C.H. Ellis & D.P. Mindell, 1991. Raptor responses to low-level jet aircraft and sonic booms. *Environmental Pollution* 74: 53-83.
- EU, 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.
- EU, 2002. Directive 2002/49/EC of the European parliament and of the Council of 25 June 2002 relating to the assessment and management of environmental noise.
- EU, 2009. Directive 2009/147/EC of the European parliament and of the council of 30 November 2009 on the conservation of wild birds.
- Foppen, R. & R. Reijnen, 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., 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology* 14: 31-35.
- Forman, R.T.T. & L.E. Alexander, 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.
- Forman, R.T.T. & R.D. Deblinger, 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation Biology* 14: 36-46.
- Goodwin, S.E. & W.G. Shriver, 2011. Effect of traffic noise on occupancy patterns of forest birds. *Conservation Biology* 25: 406-411.
- Goudie, R.I. & I.L. Jones, 2004. Dose-response relationships of harlequin duck behaviour to noise from low-flying jet overflights in central Labrador. *Environmental Conservation* 31: 1-10.
- Halfwerk, W., L.J.M. Hollemand, C.M. Lessels & H. Slabbekoorn, 2011a. Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. *Journal of Applied Ecology* 48: 210-219.
- Halfwerk, W., S. Bot, J. Buikx, M. van der Velde, J. Komdeur, c. ten Cate & H. Slabbekoorn, 2011b. Low-frequency songs lose their potency in noisy urban conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108: 14549-14554.
- Hustings, F. & J.W. Vergeer (eds), 2002. Atlas van de Nederlandse broedvogels 1998-2000. Verspreiding, aantallen, verandering. KNNV-Uitgeverij Utrecht, the Netherlands. 584 pp.
- Krijgsveld K.L., R.R. Smits & J. van der Winden 2008. Verstoring gevoeligheid van vogels. Update literatuurstudie naar de reacties van vogels op recreatie. Rapport 08-173, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Kuitunen, M., E. Rossi & M. Stenroos, 1998. Do highways influence density of land birds? *Environmental Management* 22: 297-302.
- Lack, D. 1948. The significance of clutch size. Part 3. Some interspecific comparisons. *Ibis* 90:25-45.
- Lensink R., S. Dirksen & S.M.J. van Lieshout 2005. Effecten op fauna, in het bijzonder vogels, als gevolg van verstoring door vliegtuigen en helikopters; overzicht van bestaande kennis. Rapport 05-190, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Lensink, R. K.L. Krijgsveld & P.W. van Horssen, 2011. Versturende effecten van groot vliegverkeer op broedvogels. Onderzoek op basis van bestaande gegevens verzameld rond de luchthaven Schiphol en op militaire vliegvelden. Rapport Bureau Waardenburg 11-101, 128 pp (ook als bijlage 1 bij dit rapport).

- Leonard, M.L. & A.G. Horn, 2008. Does ambient noise affect growth and begging call structure in nestling birds? *Behavioural Ecology* 19: 502-507.
- Madsen, J., 1985. Impact of disturbance on field utilization of pink-footed geese in West Jutland. *Biological Conservation* 33: 53-64.
- Martin T.E., 1995. Avian life history evolution in relation to nest size, nest predation, and food. *Ecological Monographs* 65: 101-127.
- Martin, T.E. & J. Clobert, 1996. Nest predation and avian life-history evolution in Europe versus North America: a possible role of humans? *American Naturalist* 147: 1028-1046.
- McCullagh P. & J.A. Nelder, 1989. *Generalized Linear Models*, 2nd edition. Chapman and Hall, London.
- Mendes, S., V.J. Colino-Rabanal & S.J. Peris, 2011. Bird song variations along an urban gradient: the case of the European Blackbird (*Turdus merula*). *Landscape and Urban Planning* 99: 51-57.
- Mockford, E.J. & R.C. Marshall, 2009. Effects of urban noise on song and response behaviour in great tits. *Proceedings of the Royal Society Series B* 276: 2979-2985.
- Mosbech, A. & D. Boertmann, 1999. Distribution, abundance and reaction to aerial surveys of post-breeding king eiders (*Somateria spectabilis*) in western Greenland. *Arctic* 52: 188-203.
- Mosbech, A. & C. Glahder, 1991. Assessment of the impact of helicopter disturbance on moulting pink-footed geese *Anser brachyrhynchus* and barnacle geese *Branta leucopsis* in Jameson land, Greenland. *Ardea* 79: 233-238.
- Oude Voshaar, J. H., 1995. *Statistiek voor onderzoekers met voorbeelden uit de landbouw- en milieuwetenschappen*. Wageningen Pers.
- Palmer, A.G., D.L. Nordmeyer & D.D. Roby, 2003. Effects of jet aircraft overflights on parental care of peregrine falcons. *Wildlife Society Bulletin* 31: 499-509.
- Peris, S.J. & M. Pescador, 2004. Effects of traffic noise on passerine populations in Mediterranean wooded pastures. *Applied Acoustics* 65: 357-366.
- Reijnen, R. & R. Foppen, 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., R. Foppen, C. ter Braak, and J. Thissen. 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., R. Foppen, and H. Meeuwssen. 1996. The effects of car traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grass-lands. *Biological Conservation* 75:255-260.
- Slabbekoorn, H. & M. Peet, 2003. Ecology: birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature* 424: 267.
- Skutch, A. F., 1949. Do tropical birds rear as many young as they can nourish? *Ibis* 91: 430-455.
- Stiboka 2003. *Bodemkaart van Nederland*. Stichting voor Bodemkartering, Wageningen.
- Tinbergen, J.M. & M.C. Boerlijst, 1990. Nestling weight and survival in great tits (*Parus major*). *Journal of Animal Ecology* 59: 1113-1127.
- Tulp I., M.J.S.M. Reijnen, C.J.F. ter Braak, E. Waterman, P.J.M. Bergers, S. Dirksen, R.P.H. Snep & W. Nieuwenhuizen, 2002. *Effecten van treinverkeer op dichtheden van weidevogels*. Rapport 02-034. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Van der Wal H.M.M., P. Vogel & F.J.M. Wubben 2001. *Voorschrift voor de berekening van de L_{den} en L_{night} geluidbelasting in dB(A) ten gevolge van vliegverkeer van en naar de luchthaven Schiphol; Part 1: Berekeningsvoorschrift*. Rapport NLR-CR-2001-372-PT-1, NLR, Amsterdam.
- Van Turnhout, C.A.M., R.B.M. Foppen, R.S.E.W. Leuven, A. van Strien & H. Siepel, 2010. Life-history and ecological correlates of population change in Dutch breeding birds. *Biol Cons.* 143, 173-181.
- Van Turnhout, C.A.M., R.S.E.W. Leuven, A.J. Hendriks, G. Kurstjens, A.J. van Strien, R.P.B. Foppen & H. Siepel, 2012. *Ecological strategies successfully predict the effects of river floodplain rehabilitation on breeding birds*. *River Research and Applications* (in press)
- Van der Zande, A.N., W.J. ter Keurs & W.J. van der Weijden, 1980. The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat – evidence of a long-distance effect. *Biological Conservation* 18: 299-321.
- VSN, 2010. *Genstat 13.0 VSN international, Software for biosciences*. UK.

Zonfrillo, B., 1992. The menace of low-flying aircraft to seabirds on Ailso craig. Scottish Bird News
28: 4.