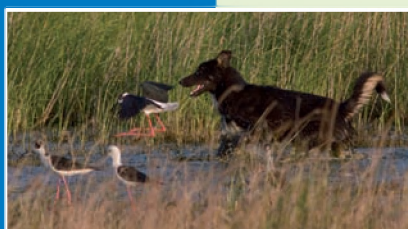


Verstoringsgevoeligheid van vogels

Update literatuurstudie naar de reacties van vogels
op recreatie



K.L. Krijgsveld
R.R. Smits
J. van der Winden


Vogelbescherming
NEDERLAND

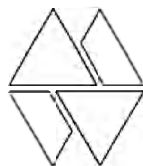


Bureau Waardenburg bv
Adviseurs voor ecologie & milieu

Verstoringsgevoeligheid van vogels

Update literatuurstudie naar de reacties van vogels op recreatie

K.L. Krijgsveld
R.R. Smits
J. van der Winden



Bureau Waardenburg bv
Adviseurs voor ecologie & milieu

Postbus 365, 4100 AJ Culemborg
Telefoon 0345 - 512710, Fax 0345 - 519849
e-mail wbb@buwa.nl website: www.buwa.nl

opdrachtgever: Vogelbescherming Zeist Nederland

foto's voorkaft: Hein Prinsen (grote foto & zeilboten),
Luc Hoogenstein (hond & strandsurfers)

23 december 2008
rapport nr. 08-173

Status uitgave: eindrapport
Rapport nr.: 08-173
Datum uitgave: 23 december 2008
Titel: Verstoringsgevoeligheid van vogels
Subtitel: Update literatuurstudie naar de reacties van vogels op recreatie
Samenstellers: drs. K.L. Krijgsveld
drs. R.R. Smits
drs. J. van der Winden
Aantal pagina's inclusief bijlagen: 245
Project nr.: 07-690
Projectleider: drs. K.L. Krijgsveld
Naam en adres opdrachtgever: Vogelbescherming Nederland
Postbus 925, 3700 AX Zeist
Referentie opdrachtgever: Briefnr. 08-B140 / 11 maart 2008
Akkoord voor uitgave: Teamleider sector Vogelecologie
drs. J. van der Winden
Paraaf:

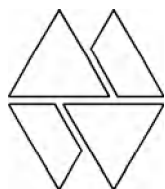


Bureau Waardenburg bv is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Bureau Waardenburg bv; opdrachtgever vrijwaart Bureau Waardenburg bv voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Bureau Waardenburg bv / Vogelbescherming Nederland

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden vervoelvoudigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder vooraf-gaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Bureau Waardenburg bv, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Het kwaliteitsmanagementsysteem van Bureau Waardenburg bv is door CERTIKED gecertificeerd overeenkomstig ISO 9001:2000.



Bureau Waardenburg bv
Adviseurs voor ecologie & milieu

Postbus 365, 4100 AJ Culemborg
Telefoon 0345 - 512710, Fax 0345 - 519849
e-mail wbb@buwa.nl website: www.buwa.nl

Voorwoord

In 2004 is de eerste versie verschenen van het rapport “Verstoringsgevoeligheid van vogels: Literatuurstudie naar de reacties van vogels op recreatie” van Krijgsveld *et al.* Dit rapport is veel gebruikt bij het inschatten van de verstoring die optreedt ten gevolge van allerhande recreatieve en andere menselijke activiteiten. Sinds het verschijnen van dit rapport zijn veel nieuwe studies gedaan naar de effecten van verstoring.

Vogelbescherming Nederland heeft daarom aan Bureau Waardenburg bv gevraagd om het rapport te actualiseren, en nieuwe inzichten te verwerken. In onderhavige geactualiseerde versie is de nieuw verschenen literatuur opgenomen, en is door middel van tabellen inzichtelijker gemaakt hoe verstoringsgevoelig soorten of soortgroepen zijn voor bepaalde typen recreatie.

Het project is vanuit Vogelbescherming begeleid door Luc Hoogenstein en Toon Voets. Gert Ottens schreef de inleidingen van de soortteksten in hoofdstuk 8. Luc Hoogenstein stelde een groot deel van de in dit rapport opgenomen foto's ter beschikking.

Het projectteam bij Bureau Waardenburg bestond uit Karen Krijgsveld, Ralph Smits en Jan van der Winden. Sjoerd Dirksen en Rob Lensink hebben in belangrijke mate bijgedragen aan de gedachtevorming rond effecten van verstoring op vogels. Rob Lensink assisteerde bij het verwerken van gegevens omtrent effecten van vliegtuigen. Daniël Beuker assisteerde bij het verwerken van gegevens omtrent buitenlandse soorten. Vanuit Bureau Waardenburg stelden Joost Bergsma, Rombout van Eekelen, Karen Krijgsveld, Wouter Lengkeek, Martin Poot, Hein Prinsen, Ralph Smits en Jan van der Winden foto's ter beschikking. Ook Martin Bonte stelde foto's ter beschikking.

Wij bedanken alle betrokken personen voor hun bijdragen aan de totstandkoming van dit rapport.

Inhoud

Voorwoord	3
Samenvatting	7
1 Inleiding	13
2 Werkwijze.....	17
2.1 Literatuurstudie	17
2.2 Afbakening onderzoeksvraag	17
2.3 Typen onderzoek	17
2.4 Behandelde soorten	18
3 Wat is verstoring?.....	19
3.1 Definitie.....	19
3.2 Gevolgen van verstoring.....	19
3.2.1 Fysiologische effecten.....	19
3.2.2 Gedrag & verspreiding	20
3.2.3 Voedselbehoefte & energiehuishouding.....	21
3.2.4 Reproductie & overleving	21
3.3 Wat wordt gemeten?.....	24
3.4 Verschillen in verstoringreactie.....	25
3.4.1 Voedselbeschikbaarheid en -behoefte.....	26
3.4.2 Aanwezigheid van en afstand tot alternatieve voedselgebieden	26
3.4.3 Risico van predatie & groepsgrootte	27
3.4.4 Investerings in een locatie.....	28
3.5 Gewenning & facilitatie.....	29
3.6 Jacht	30
3.7 Verschillen tussen verstoringbronnen	31
3.7.1 Intensiteit.....	31
3.7.2 Duur & frequentie	32
3.7.3 Voorspelbaarheid	32
3.7.4 Typen verstoringbronnen.....	32
3.7.5 Afstand	37
4 Verstoringgevoeligheid per soortsgroep	39
4.1 Patronen in verstoringafstanden	39
4.1.1 Inzichten in verstoringafstanden.....	39
4.1.2 Verstoringafstanden van soorten gevonden in de literatuur.....	43
4.2 Verstoringafstanden & –gevoeligheid van Nederlandse soorten	45

4.3	Verstoringsduur & -percentage.....	47
4.4	Verstoringshoogtes door vliegtuigen	49
4.5	Het gebruik van verstoring in effectstudies	50
5	Effecten van recreatievormen op land	51
5.1	Honden	52
5.2	Fietsers	55
5.3	Gemotoriseerd verkeer, geluid & verlichting.....	56
5.4	Wandelaars	59
5.4.1	Bossen	59
5.4.2	Open gebieden: heides, graslanden, kwelders.....	64
5.4.3	Open kustgebieden: platen en strand	68
5.4.4	Moerasgebieden, rivieren en meren.....	78
6	Effecten van waterrecreatie	83
6.1	Waterrecreatie in het algemeen	83
6.2	Motorboten, speedboten, vissersboten & zeilboten	88
6.3	Roeiboten en kano's.....	94
6.4	Windsurfers.....	95
6.5	Kitesurfers	96
6.6	Vissers.....	97
7	Effecten van recreatievormen in de lucht.....	99
7.1	Vliegtuigen in het algemeen	99
7.2	Sportvliegtuigen, watervliegtuigen & ultra-lights.....	105
7.3	Helikopters.....	107
7.4	Zweefvliegtuigen, hang- & paragliders.....	108
7.5	Hete-luchtballonnen.....	109
8	Effecten van verstoring per soort.....	111
9	Literatuur.....	199
	Bijlagen.....	219
	Bijlage 1. Verstoringsafstanden	221
	Bijlage 2. Verstoringsgevoeligheid.....	237
	Bijlage 3. Engelse soortnamen	241

Samenvatting

Doel en achtergrond

Dit rapport geeft een overzicht en samenvatting van nationaal en internationaal gepubliceerde studies naar verstoring van vogels door recreatie. Het is een geactualiseerde versie van het rapport "Verstoringsgevoeligheid van vogels. Literatuurstudie naar de reacties van vogels op recreatie" van Krijgsveld *et al.*, verschenen in 2004 in opdracht van Vogelbescherming Nederland. Studies gepubliceerd sinds 2003 en hieruit voortkomende inzichten zijn in voorliggend rapport verwerkt. De bevindingen zijn geplaatst in het licht van de Nederlandse situatie, waarbij voor Nederland belangrijke vogelsoorten en Nederlandse recreatievormen zijn benadrukt. Tevens wordt besproken hoe verstoring werkt, en welke processen maken dat een vogel minder of meer verstoord wordt. De bevindingen zijn veralgemeniseerd en toegankelijk gemaakt middels tabellen, waarmee per soortgroep en type verstoring inzicht verkregen kan worden in het te verwachten versturende effect. Het rapport vormt daarmee een niet alleen een samenvattend document van wetenschappelijke kennis, maar ook een naslagwerk bij de advisering voor beheer en beleid.

Gebruik van gegevens

De verzamelde kennis in deze uitgave is bedoeld als hulpmiddel om mogelijke effecten in te kunnen schatten van bestaande gebruiksvormen, van inrichting en beheer alsmede van nieuwe plannen en/of projecten met name op het gebied van recreatie. De verstoringafstanden die in het rapport zijn beschreven zijn gebaseerd op bestaand onderzoek in bestaande unieke situaties. Deze verstoringafstanden kunnen niet geïnterpreteerd worden als universele, absolute waarden. Afhankelijk van omgeving, groeps grootte, seizoen, etc., treden verschillen in verstoringafstanden per soort op. Het rapport is uitdrukkelijk niet bedoeld ter vervanging van het onderzoek naar mogelijke effecten van een bepaalde ingreep op bepaalde soorten.

Literatuurreview

Om inzicht te krijgen in de mate waarin recreatie leidt tot verstoring van vogels, is in de nationale en internationale literatuur gezocht naar studies aangaande de effecten van recreatie op vogels. Die onderzoeken zijn geselecteerd waarbij ingegaan wordt op de *directe* effecten van recreatievormen. Hiermee wordt bedoeld verstoring door de directe aanwezigheid en het gedrag van wandelaars, motorboten etc. in een gebied.

Consequenties van verstoring

Verstoring induceert een stressreactie die zich kan uiten in een verandering in fysiologie of in gedrag. Veranderingen in fysiologie zijn bijvoorbeeld wijzigingen in (stress-) hormoonspiegels, een verhoogde hartslag of een verhoogde energie-uitgave. Aangezien er een positief verband bestaat tussen hartslag en energie-uitgave, kunnen niet-zichtbare effecten van verstoring resulteren in extra energie-uitgaven. Chronische stress, zoals bijvoorbeeld een langdurig (licht) verhoogde hartslag, kan op termijn leiden tot ziektes en verlaagde overlevingskansen. Verstoring uit zich tevens in het gedrag van de vogels, met name in verhoogde alertheid of vluchten voor de

verstoringsbron. Deze reacties zijn veel eenvoudiger vast te stellen dan fysiologische reacties, en het merendeel van de studies betreft dan ook waarnemingen aan vluchtgedrag.

De consequenties van verstoring variëren van een tijdelijke onderbreking van het natuurlijke gedrag (bijvoorbeeld stoppen met foerageren) tot het definitief verlaten van een locatie of nestdesertie. Verstoring kan daarmee leiden tot een verhoogde energie-behoefte en daarmee in ernstige gevallen verlaagde overlevingskansen, vermindering van broedsucces, verlaagde dichtheid aan broed- of niet-broedvogels in een gebied.

De reactie van een vogel op een verstoringsbron varieert afhankelijk van de omstandigheden. Een vogel die sterk gebonden is aan een habitat (nest of voedselterritorium) vertoont een kleinere verstoringsafstand. Deze kleinere verstoringsafstand betekent evenwel niet dat de vogel minder verstoringsgevoelig is. Als de vogel uiteindelijk toch vlucht, zijn de negatieve gevolgen vaak extra groot. Op vergelijkbare wijze beïnvloeden voedselbehoefte en –beschikbaarheid de reactie van de vogel op een verstoringsbron, alsook de aanwezigheid van en afstand tot alternatieve voedsel- en broedgebieden, het risico van predatie en grootte van een groep vogels.

De mate waarin verstoringsbronnen leiden tot verstoring hangt af van intensiteit, duur en frequentie, en voorspelbaarheid van de verstoringsbron. Ook het type verstoringsbron heeft effect op de ernst van de verstoring.

Verstoringsafstand

Uit recente studies blijkt dat de verstoringsafstand van vogels gerelateerd is aan een aantal parameters:

- verstoringsafstand is soortspecifiek
- verstoringsafstand neemt toe met toenemende lichaamsgrootte (gewicht)
- verstoringsafstand is groter voor carnivore dan herbivore vogels
- verstoringsafstand is groter voor sociaal voorkomende vogels (koloniebroeders, in groepen foeragerende vogels)
- verstoringsafstand is groter naarmate de groep groter is

Vogels zijn daarnaast kwetsbaarder, of gevoeliger voor verstoring wanneer ze broeden of trekken, wanneer het broed- of foerageerbiotoop beperkt beschikbaar is of wanneer het habitat waar ze voorkomen opener is. In deze gevallen heeft verstoring ernstiger consequenties voor de vogels, en is het belangrijker om verstoring te voorkómen middels ruimer aangehouden bufferzones of beperktere toegang voor recreatievormen.

Tabel 4.4 in §4.1.2 en figuur 4.2 in §4.2 geven een overzicht van in de literatuur gevonden verstoringsafstanden en voorspelde verstoringsgevoeligheid van de verschillende soortsgroepen.

Effecten van verschillende recreatievormen

Er bestaat een groot verschil in de mate waarin vogels reageren op verschillende typen verstoringsbronnen. Dit is gerelateerd aan het gevaar dat ervaren wordt bij nadering van deze verstoringsbronnen. Over het algemeen reageren vogels bijzonder sterk op verstoringsbronnen die veel lawaai maken en/of die zich snel verplaatsen. Daarnaast speelt voorspelbaarheid een rol. De periode dat een verstoringsbron in de buurt van

een vogel is, is sterk gerelateerd aan het type bron. Omdat bijvoorbeeld een vliegtuig het gebied sneller weer verlaten heeft, reageren vogels weliswaar eerder op een vliegtuig, maar is de verstoring in het algemeen van kortere duur.

Lucht, water en land vergeleken: Gemiddeld zijn de versturende effecten van recreatie in de lucht het grootst. Recreatie op land heeft de kleinste effecten. Het verschil in effecten van recreatie op land en water is relatief gering; beide vormen hebben duidelijk minder versturend effect dan recreatie in de lucht. Met name de verstoringafstanden van vliegtuigen zijn groot.

Recreatievormen op land: De versturende effecten van landrecreatie zijn in het algemeen gering in vergelijking met water- en luchtrecreatie. Vanzelfsprekend is dit afhankelijk van lokale omstandigheden zoals intensiteit, frequentie en duur van verstoring. Wandelen heeft beperkt effect op vogels, mits wandelaars op de paden blijven en het padennet niet te fijnmazig is. Honden, hetzij aangelijnd hetzij loslopend, hebben wel een groot versturend effect op vogels, met name op grondbroedende soorten zoals plevieren, hoenders, nachtzwaluw en leeuweriken. Honden lopen vaak buiten paden, en zoeken vogels gericht op om achterna te jagen. Fietsen lijkt het minst versturend, waarschijnlijk omdat fietsers zich voorspelbaar en over paden voortbewegen, en relatief snel een locatie gepasseerd zijn. Gemotoriseerd verkeer heeft een beperkt versturend effect. Langs wegen is onder andere door de gleuidsproductie, de dichtheid aan vogels lager en de doorstroom aan (broed-)vogels hoger. Hoe drukker de weg, hoe groter de versturende effecten. Ook geluid heeft een versturende werking. In diverse studies is aangetoond dat de dichtheden aan vogels lager zijn in de buurt van geluidsbronnen, en dat het versturend effect van een verstoringbron toeneemt als hierbij ook geluid geproduceerd wordt.

Effecten van recreatievormen op water: Er is een grote diversiteit in het soort effecten dat optreedt onder vogels in reactie op de aanwezigheid van watersporters. Behalve vluchtgedrag zijn veranderingen in verspreiding aangetoond onder zowel broed- als niet-broedvogels, afnames in aantallen in een gebied, toenames in energetische kosten en afnames van broedsucces (zie referenties hieronder). Of deze effecten al dan niet optreden hangt af van factoren als overlap in seizoen, tijd van de dag, en locatie, alsook van frequentie en intensiteit van de verstoring, en afstand tussen verstoringbron en vogel. In Engeland is een uitgebreid review verschenen waarin ook de maatregelen besproken worden die getroffen kunnen worden om verstoring door waterrecreatie te beperken.

In het algemeen veroorzaken snelle boten het meest verstoring, vooral wanneer ze bovendien veel lawaai maken, dan wel wanneer ze buiten de vaste vaarroutes varen. Voorbeelden hiervan zijn windsurfers, kitesurfers, speedboten en waterscooters. Langzamer boten, die grotendeels binnen de vaarroutes blijven veroorzaken minder verstoring (motorboten, zeilboten, vissersboten). Het minst verstoring wordt veroorzaakt door kano's en roeiboten als deze op de vaste routes blijven. Wanneer deze categorie zich echter buiten de vaargeulen, in ondieptes begeeft dicht bij grote groepen vogels, kan evenwel grote verstoring optreden.

Snelvarende vaartuigen die veel lawaai maken veroorzaken weliswaar veel verstoring, maar deze verstoring kan vaak van heel korte duur zijn, in tegenstelling tot bijvoorbeeld een vissersbootje dat lang op één plek in het riet blijft liggen. Wanneer het van belang is het aantal verstoorde vogels te beperken, moet verstoring door met name snelvarende en zich onvoorspelbaar gedragende watersporters beperkt worden op die plaatsen waar veel overlap in gebiedsgebruik met vogels. Dit speelt bijvoorbeeld in de herfst en wintermaanden wanneer grote aantallen eenden zich op open water verzamelen. Wanneer het meer van belang is de ernst van een verstoring te beperken, moet vooral verstoring door waterrecreanten die lang op één plek blijven of die veel lawaai produceren beperkt worden. Dit is bijvoorbeeld aan de orde in het broedseizoen, op plaatsen waar kwetsbare vogelsoorten kunnen broeden. In beide gevallen neemt het verstorende effect echter toe naarmate er meer recreanten zijn.

Effecten van recreatievormen in de lucht: Vliegtuigen hebben een groot verstorend effect op vogels. Ze worden vaak genoemd als verstoringsbron met het grootste verstorende effect. Dit komt doordat ze over een grote afstand zichtbaar zijn, een grote snelheid hebben en veel lawaai maken, wat alledrie factoren zijn die in belangrijke mate bijdragen aan verstoring.

Omdat evenwel een vliegtuig vaak ook snel een gebied weer verlaat, is de verstoring door een vliegtuig weliswaar intens, maar ook van korte duur. Verstoring door vliegtuigen wordt met name kritisch voor vogels wanneer de frequentie van vliegtuigpassages hoog is (bv. nabije vliegvelden), of wanneer één verstoring grote effecten heeft door bijvoorbeeld een lage vlieghoogte in een kwetsbaar gebied (broedvogels, broedkolonies).

Hoogte en afstand bepalen mede het geluid waaraan een vogel wordt blootgesteld. Maar ook het visuele aspect, namelijk de bedreiging die de vogel ervaart door het vliegtuig, verandert met hoogte en afstand. Verstorende effecten van vliegtuigen treden op tot grote afstanden en hoogtes; deze zijn veel groter dan bij waterrecreatie en recreatie op land. De in de literatuur aangetroffen maximale vlieghoogte waarbij gedragsveranderingen werden waargenomen bedroeg 3100 m (gemiddeld 650 m), voor vliegafstanden was dit 9000 m (gemiddeld 2500 m). Afstand komt uit verschillende studies naar voren als de belangrijkste voorspeller van de verstoringsreactie.

Zowel het geluid dat een vliegtuig produceert als het feit dat hij over grote afstand in de lucht zichtbaar is, spelen een rol in het optreden van verstoring van vogels door vliegtuigen. Er zijn geen duidelijke aanwijzingen dat geluid dan wel zicht een belangrijker oorzaak zijn van verstoring. De verstoring wordt groter naarmate het geluidsniveau waaraan de vogels worden blootgesteld groter is. Lawaaiiger vliegtuigen veroorzaken dus meer verstoring (helikopters, oude versus nieuwere burgerluchtvaartvliegtuigen). Maar ook vliegtuigen die dichterbij vliegen of op lagere hoogte resulteren in een hoger geluidsniveau voor de vogels.

Het gebruik van verstoring in effectstudies

De in dit rapport gepresenteerde informatie omtrent verstoring toont enerzijds aan dat er zeer veel informatie beschikbaar is die gebruikt kan worden voor effectstudies en

anderzijds dat er zeer veel interpretatie noodzakelijk is per situatie. In effectstudies gaat het er om te bepalen of het gebied kwalitatief minder wordt voor vogels als leefgebied (afname habitatkwaliteit). Dus of een vogel verstoord wordt is niet per sé relevant, maar of daarmee de kwaliteit van het leefgebied afneemt. Dit dient zoveel mogelijk kwantitatief onderbouwd te worden. Door een juiste interpretatie van verstoringafstanden, verstoringduur, typen verstoringbronnen, diversiteit in soorten, groepsgroottes en gebruiksfuncties is op basis van bovenstaande kennis een inschatting te maken. Het is derhalve nodig met ál deze factoren rekening te houden. Een veel voorkomende fout is het feit dat vaak alleen naar de (maximale) verstoringafstanden gekeken wordt en dat daarmee impliciet wordt aangenomen dat het gehele gebied daarmee ongeschikt leefgebied wordt. Omgekeerd wordt er soms te snel verondersteld dat de mate van gewenning zo groot zal zijn dat er een veel lager effect zal zijn dan op basis van maximale afstanden aangenomen zou kunnen worden. Hoewel de tabellen niet bedoeld (en bruikbaar) zijn als “kookboek” voor beoordelingen, geeft onderhavige studie goede handvatten voor het maken van beoordelingen.

1 Inleiding

Overzicht van dit rapport

Voor u ligt een rapport waarin de studies zijn samengevat omtrent verstoring van vogels door recreatie. De belangrijkste resultaten van nationale en internationale studies worden besproken. De bevindingen worden geplaatst in het licht van de Nederlandse situatie, waarbij voor Nederland belangrijke vogelsoorten en Nederlandse recreatievormen het uitgangspunt vormen. Besproken wordt tevens hoe verstoring werkt, welke processen maken dat een vogel minder of meer verstoord wordt. De bevindingen worden veralgemeniseerd en toegankelijk gemaakt in tabellen, waarmee per soortgroep en type verstoring inzicht verkregen kan worden in het te verwachten versturende effect. Het rapport vormt daarmee een niet alleen een samenvattend document van wetenschappelijke kennis, maar ook een naslagwerk bij de advisering voor beheer en beleid.

De opzet van het rapport biedt twee ingangen in de gevonden literatuur: een ingang via verstoringstype en een ingang via een specifieke soort. Hiermee kan de kennis die rond het onderwerp bekend is gemakkelijk gevonden worden.

Dit rapport is een geactualiseerde versie van het rapport "Verstoringsgevoeligheid van vogels: Literatuurstudie naar de reacties van vogels op recreatie" (Krijgsveld *et al.* 2004) in opdracht van Vogelbescherming Nederland. In deze geactualiseerde versie is de nieuw verschenen literatuur opgenomen. Hiermee zijn enkele belangrijke aanvullingen beschikbaar omtrent effecten op populatie-niveau, omtrent verstoringduur en –percentage, alsook verbreding van het inzicht rond het gebruik van verstoringafstanden. Door middel van tabellen is inzichtelijk gemaakt hoe verstoringgevoelig verschillende soorten of soortgroepen zijn voor bepaalde typen recreatie.

Gebruik van gegevens

De verzamelde kennis in deze uitgave is bedoeld als hulpmiddel om mogelijke effecten in te kunnen schatten van bestaande gebruiksvormen, van inrichting en beheer alsmede van nieuwe plannen en/of projecten met name op het gebied van recreatie. De verstoringafstanden die in het rapport zijn beschreven zijn gebaseerd op bestaand onderzoek in bestaande unieke situaties. Deze verstoringafstanden kunnen niet geïnterpreteerd worden als universele, absolute waarden. Afhankelijk van omgeving, groeps grootte, seizoen, etc., treden verschillen in verstoringafstanden per soort op. Het rapport is uitdrukkelijk niet bedoeld ter vervanging van het onderzoek naar mogelijke effecten van een bepaalde ingreep op bepaalde soorten.

Recreatie in Nederland

Nederland is een dichtbevolkt land. Per vierkante kilometer wonen er zo'n 400 mensen. Door een toename van vrije tijd en budget is de recreatiedruk de afgelopen decennia explosief toegenomen. De diverse vormen van recreatie in het buitengebied zijn legio: wandelen, joggen, fietsen of mountainbiken op land; varen, kanoën, zeilen

of wadlopen op het water; en in de lucht vliegen met sportvliegtuigen, zweefvliegtuigen of luchtballonnen. Het huidige Nederlandse beleid is erop gericht natuurgebieden zoveel mogelijk open te stellen voor recreatieve doeleinden (Natuurmonumenten 1999; Staatsbosbeheer 1999; LNV 2000). Het recreatief medegebruik van natuurgebieden kan echter versturende effecten hebben op de vogels die er voorkomen.

Wat is verstoring?

Vrijwel elke wilde vogel vliegt op bij benadering door mensen. Vogels onderbreken hierdoor gedurende kortere of langere tijd hun natuurlijke gedrag, of worden verdreven uit hun foerageer- of broedgebieden. Daarbij treedt een verlies van tijd en energie op, wat uiteindelijk kan resulteren in verlaagd reproductief succes en lagere overlevingskansen op individueel en populatieniveau. De ernst van een verstoring varieert. Zo zullen sommige soorten gevoeliger zijn voor verstoring dan andere, heeft verstoring in een bepaald levensstadium of seizoen een groter effect, en heeft de ene verstoring bron een groter effect dan de andere. Daarnaast zullen ook kleine of versnipperde populaties gevoeliger zijn voor verstoring.

Studies naar de effecten van recreatie

Met het toenemen van recreatie in natuurgebieden is ook het aantal studies naar de effecten van recreatie op de natuur toegenomen. De eerste studies naar de effecten van verstoring verschenen halverwege de jaren zestig, en namen snel toe in aantal tot een piek eind jaren tachtig. Keller (1995) vond in een literatuuronderzoek een totaal van 200 studies naar het effect van verstoring op vogels. De hoeveelheid studies waarin voor vele soorten negatieve gevolgen van allerlei soorten verstoring wordt aangetoond is daarmee bijzonder groot. Ondanks deze veelheid aan onderzoek, blijkt in veel gevallen de kennis over de invloed van recreatie op vogels onvoldoende om tot een goede oordeelsvorming te komen over de mogelijke invloed van recreatie op vogels. Met name in belangrijke vogelgebieden is inzicht in de gevoeligheid van vogelsoorten voor verstoring gewenst.

Deze kennis kan worden toegepast in de beoordeling over bestaand of toekomstig recreatief gebruik, met name waar het gebieden betreft met een beschermde status, zoals speciale beschermingszones onder de Vogelrichtlijn. Tevens kunnen effectieve maatregelen getroffen worden om verstoring door recreanten terug te dringen.

Leeswijzer

Het rapport is als volgt opgebouwd.

- In hoofdstuk 2 wordt beschreven hoe deze literatuurstudie is opgezet.
- In hoofdstuk 3 wordt een algemene beschrijving gegeven van de werking van verstoring en de gevolgen die verstoring kan hebben voor vogels, zoals veranderingen in fysiologie, gedrag en energiehuishouding, en dientengevolge ook gevolgen voor reproductie en overleving. Ook begrippen als gewinning en facilitatie worden hier toegelicht.

- In hoofdstuk 4 worden verstoringsafstanden, verstoringspercentages en verstoringsduren gepresenteerd. Samen met de aanwezige kennis omtrent factoren die verstoring beïnvloeden, wordt deze kwantitatieve informatie omgerekend tot een aantal tabellen waarmee de ingeschatte verstoringsgevoeligheid van soorten en soortgroepen wordt weergegeven.
- Hoofdstukken 5, 6 en 7 geven een ingang in de gevonden literatuur vanuit de verschillende vormen van recreatie.
 Hoofdstuk 5 betreft recreatie op land, bv. wandelen, al dan niet met honden, en fietsen.
 Hoofdstuk 6 betreft waterrecreatie, bv. zeilen, surfen, kanoën, roeien, vissen en varen met motorboten.
 Hoofdstuk 7 betreft recreatie in de lucht, te weten vliegen met diverse typen vliegtuigen.
- Hoofdstuk 8 geeft een ingang in de gevonden studies vanuit de verschillende doelsoorten. Hier worden per soort de onderzochte versturende effecten van de diverse recreatievormen genoemd.

2 Werkwijze

2.1 Literatuurstudie

Om inzicht te krijgen in de mate waarin recreatie effect heeft op vogels, is in de nationale en internationale literatuur gezocht naar studies aangaande deze effecten. Hiertoe is de literatuur doorgenomen die aanwezig is in de bibliotheken van Bureau Waardenburg en Vogelbescherming Nederland en is middels zoekacties op het internet de gebruikte literatuur uitgebreid. Het gebruikte 'Web of Science' ontsluit een breed scala aan wetenschappelijke tijdschriften en maakt systematische zoekacties naar relevante studies mogelijk.

2.2 Afbakening onderzoeksvraag

De effecten van recreatie op vogels kunnen zeer divers zijn. Er is dan ook een grote hoeveelheid referenties van (inter-)nationale studies over dit onderwerp gevonden. Hieruit zijn onderzoeken geselecteerd waarbij ingegaan wordt op de *directe* effecten van recreatievormen. Hiermee wordt bedoeld verstoring van vogels door de directe aanwezigheid en het gedrag van wandelaars, motorboten etc. in een gebied. Dit zal doorgaans verstoring ten gevolge van visuele stimuli en geluid betekenen.

Dit rapport gaat expliciet niet in op de effecten van de diverse recreatievormen die voortkomen uit biotoopveranderingen door fysiek contact (o.a. beschadiging van (oever)vegetatie, nesten of vertroebeling van het water) of biotoopveranderingen door het toevoegen van stoffen (o.a. vervuiling, uitzetten vis, etensresten recreanten) en biotoopveranderingen via ruimtebeslag bij de aanleg van aan recreatie gerelateerde voorzieningen. Ook studies naar het versturende effect van onderzoekersactiviteiten, waarbij bijvoorbeeld nesten actief worden opgezocht, worden niet behandeld, tenzij relevant in het kader van verstoring door recreanten. Zie hiervoor bv (Götmark 1992). Verder zijn versturende effecten van jacht, en van geluidshinder zoals veroorzaakt door bijvoorbeeld openlucht concerten of –theater buiten beschouwing gelaten. Er bestaat daarnaast een groot aantal publicaties betreffende verstoringsbeperkende maatregelen. Ook deze literatuur valt buiten dit literatuuronderzoek. In dit rapport worden derhalve geen aanbevelingen gedaan betreffende mitigerende maatregelen.

2.3 Typen onderzoek

De gevonden literatuur varieerde in kwaliteit van onderzoeksopzet, analyse en bruikbaarheid voor de Nederlandse situatie. In dit rapport worden alleen studies besproken waar verstoringseffecten in empirisch gevonden resultaten gepresenteerd worden. Literatuur waarin verstoring alleen terloops genoemd wordt of waarin effecten door verstoring niet in enige mate gekwantificeerd zijn, wordt niet besproken. De reden

hiervoor is dat bij anekdotische waarnemingen de gevallen geregistreerd worden waar verstoring optreedt, maar de gevallen waarbij geen verstoring optreedt worden niet geregistreerd. Daardoor ontstaat een vertekend beeld van de effecten.

Verstoringsen kunnen de fysiologie of het gedrag van een vogel beïnvloeden. Veranderingen hierin kunnen doorwerken in energiehuishouding, reproductie en overleving. De onderzoeken die ingaan op effecten op deze laatste schaalniveaus hebben in dit literatuuronderzoek meer nadruk gekregen omdat met name deze studies inzicht verschaffen in de invloed van verstoring op populaties en de soortenrijkdom in een gebied. Daar waar verwezen wordt naar een mondelinge mededeling, betreft het niet een uitgebreid interview maar een antwoord op een gerichte vraag.

2.4 Behandelde soorten

Voor het vaststellen van beleidsmaatregelen om negatieve effecten van recreatie op Nederlandse vogels zoveel mogelijk te beperken, is vooral van belang wat het effect is van recreatie op bedreigde en karakteristieke soorten of op soorten in beschermde gebieden in Nederland. Dit zijn broedvogels van de Rode Lijst (Hustings *et al.* 2004) en de soorten van Bijlage I van de Vogelrichtlijn en trekkende watervogels die als broedvogel en/of niet-broedvogel leidend zijn geweest voor de selectie en begrenzing van aan te wijzen Natura 2000-gebieden in Nederland (Ministerie van Landbouw 2006).

Hoofdstuk 8 geeft een overzicht van deze soorten. Voor iedere soort wordt zo goed mogelijk besproken wat de versturende effecten van recreatie kunnen zijn. De voor deze soort bekende literatuur wordt kort aangehaald. Op basis van deze en de meer algemene inzichten wordt een inschatting gemaakt van de verstoringgevoeligheid van de soort. Veel onderzoek naar verstoring betreft niet de doelsoorten, maar soorten die ofwel heel algemeen kunnen zijn in Nederland, ofwel enkel in het buitenland voorkomen. De kennis die door deze studies beschikbaar is wordt besproken en toegepast op de Nederlandse situatie.

3 Wat is verstoring?

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste processen die verstoring van een vogel bepalen. Dit overzicht is in belangrijke mate gebaseerd op bevindingen uit onderzoek dat besproken wordt in de hoofdstukken 5, 6 en 7.

3.1 Definitie

Het woord 'verstoring' heeft aangaande vogels een ruime betekenis door de grote variatie in mogelijke oorzaken en effecten van het verschijnsel. In het kader van dit literatuuronderzoek wordt onder verstoring verstaan 'alle reacties van gedragsmatige of fysiologische aard ten gevolge van aanwezigheid van mensen' (dit met uitzondering van de in §2.2 genoemde verstoringbronnen). De reactie kan uiteenlopen van een verhoogde hartslag tot een permanent vertrek uit het betreffende gebied. Directe effecten van verstoring zijn verlies van tijd en energie, mogelijk doorwerkend op reproductief succes of overleving (figuur 3.1). Indirecte gevolgen van verstoring hebben vooral betrekking op (kwaliteits-) verlies van leefgebied.

3.2 Gevolgen van verstoring

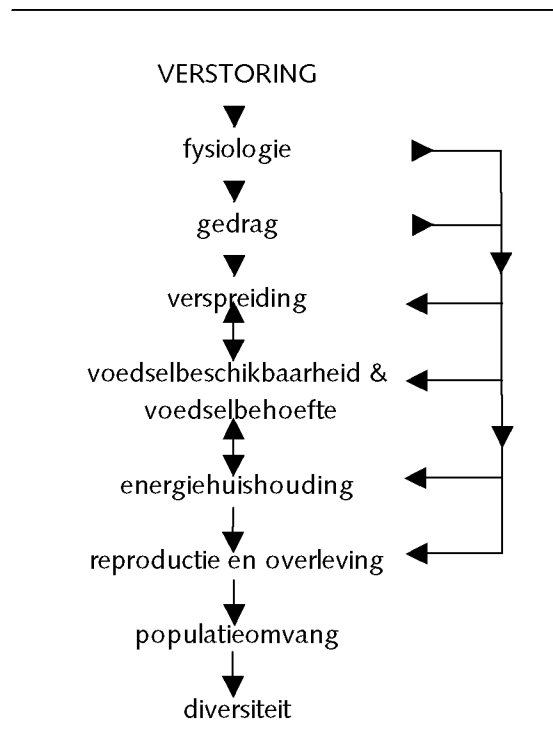
3.2.1 Fysiologische effecten

Verstoring induceert een stressreactie die zich kan uiten in een verandering in fysiologie of in gedrag. Veranderingen in fysiologie zijn bijvoorbeeld een verhoogde hartslag of wijzigingen in hormoonspiegels (Hüppop & Hagen 1990; Ely *et al.* 1999; Fowler 1999; Ikuta & Blumstein 2003)). In vlucht verveelvoudigt de hartslag ten opzichte van die van rustende of foeragerende vogels. Bij ganzen in de VS bijvoorbeeld verdrievoudigde de frequentie (Ackerman *et al.* 2004). Maar ook bij alert gedrag is de hartslagfrequentie licht verhoogd (zie bv. de studie van Ackerman *et al.*). Niet altijd is een verhoogde hartslag waarneembaar aan het gedrag. Zo staan zeevogels op de Galapagos eilanden bekend om hun grote mate van tamheid, waarbij bezoekers tot op enkele meters van broedende vogels kunnen komen. Toch is aangetoond dat de hartslag van vogels die op minder dan 18 m werden benaderd met een factor vier toe kon nemen (Jungius & Hirsch 1979). Bij veelvuldige of langdurige nabijheid van mensen kan er dus langdurig een verhoogd stressniveau optreden, zonder dat dit zichtbaar hoeft te zijn in het gedrag van vogels. Aangezien er een positief verband bestaat tussen hartslag en energie-uitgave (Storch *et al.* 1999), resulteren deze niet-zichtbare effecten van verstoring dus wel in extra energie-uitgaven. En chronische stress, zoals bijvoorbeeld een langdurig (licht) verhoogde hartslag, kan op termijn leiden tot ziektes en verlaagde overlevingskansen (Gray 1971; Seyle 1988).

3.2.2 Gedrag & verspreiding

Verstoringsen die leiden tot een verandering van het gedrag zijn in het veld eenvoudiger vast te stellen dan de daaraan voorafgaande fysiologische reacties (fig. 3.1). Verstoring uit zich in het gedrag van de vogels met name in verhoogde alertheid en vluchten voor de verstoringbron.

Verstoring vóór aanvang van het broedseizoen kan leiden tot een andere nestplaatskeuze, waardoor in het verstoorde gebied een lagere dichtheid aan broedparen gevonden wordt. Verstoring van broedende vogels kan zich uiten in een verlaagd broedsucces door bijvoorbeeld nestdesertie en daaraan gerelateerde hogere kansen op predatie. Buiten het broedseizoen zijn het foeragerende, rustende en ruiende vogels die verstoord worden. Vluchtgedrag leidt in dat geval tot (al dan niet tijdelijk) verlaagde dichtheden aan vogels.



Figuur 3.1 De verschillende niveaus waarop effecten van verstoring waarneembaar kunnen zijn. Verstoring op één niveau kan gevolgen hebben voor de rest van de keten. Dit wordt door middel van pijlen gevisualiseerd.

3.2.3 Voedselbehoefte & energiehuishouding

Zowel verhoogde alertheid (vaker opkijken, alarmeren) als vluchtgedrag confronteert de verstoorde vogels met extra energie-uitgaven waarvoor middels extra voedselopname gecompenseerd moet worden. Zo resulteerde bijvoorbeeld een verstoring van 30 minuten bij aalscholvers in een extra behoefte van 23 gram vis (Gremillet & Smid 1993, in Platteeuw & Henkens 1997). Wanneer een vogel uitwijkt naar een andere locatie kan dit tijdelijk zijn, maar ook permanent. De voedselopname is op de alternatieve locatie over het algemeen lager, wat gevolgen heeft voor de energiehuishouding. Daarnaast houden territoriale soorten, wanneer ze verjaagd zijn uit hun vaste voedselgebied, vaak op met foerageren (Smit & Visser 1989).

3.2.4 Reproductie & overleving

De hiervoor besproken effecten van verstoring kunnen zich vertalen in verlaagde reproductie en overleving, welke vaak het ultieme criterium voor de beoordeling van verstoringvormen. Samen bepalen ze immers de omvang en duurzaamheid van een populatie. Aantonen dat (herhaalde) verstoring kan leiden tot veranderingen in de laatste schakels van de keten, de populatieomvang en de draagkracht van een gebied, is niet eenvoudig. Veel onderzoek richt zich dan ook op de eerste delen van de keten, waardoor het met zekerheid vaststellen van het uiteindelijke effect van verstoring moeilijk blijft. In een aantal studies zijn effecten op overleving en reproductie aangetoond. Met name de laatste jaren zijn studies gepubliceerd waarin dergelijke effecten optreden. Deze studies worden hieronder besproken.

Door menselijke verstoring kan habitat minder geschikt worden als broed- of foerageergebied. Of de gevolgen van deze verminderde habitatcondities merkbaar zijn op populatieniveau hangt o.a. af van de omvang van de verstoring, habitattype en of er alternatieve gebieden in de nabije omgeving aanwezig zijn waar geen verstoring plaatsvindt.

Niet-broedvogels

- Voor *sholeksters* in de Baie de Somme is gemodelleerd bij welke verstoringdruk vogels nadelige effecten beginnen te ondervinden van de verstoring (Goss-Custard *et al.* 2006). De vogels konden 1-1,5 keer per uur verstoord worden zonder dat dit consequenties had voor hun fitness. Onder slechte voedselomstandigheden (weinig kokkels en streng winterweer) konden de vogels slechts 0,2-0,5 keer verstoord worden voordat dit nadelige fitnessconsequenties had.
- Door verstoring verminderde de totale energieopname van *sneeuwganzen* in Canada, wat een slechtere conditie van de vogels opleverde. Met name ganzen in gebieden waar weinig alternatief foerageerhabitat voorhanden was, hadden een verlaagde energie-opname (Béchet *et al.* 2004).
- Voor de *boerenwaluw* is vastgesteld dat door verminderde habitatcondities de conditie verminderde waardoor overleving en reproductie terugliepen (Saino *et al.* 2004b).

- Voor trekvogels is vastgesteld dat verminderde condities van het overwinterings-habitat van invloed waren op overleving, timing en snelheid van rui, opvetten voor vertrek, en in totaliteit dus van invloed op timing van broeden en vruchtbaarheid op populatieniveau (Marra *et al.* 1998; Møller & Szep 2002; Saino *et al.* 2004a; Saino *et al.* 2004b). Deze conclusies zijn gebaseerd op onderzoek aan boerenzwaluw en Amerikaanse roodstaart.
- Voor vogels zoals zwanen, ganzen en steltlopers, die ons land passeren tijdens de voorjaars trek en die in arctische gebieden broeden, is het van wezenlijk belang om voldoende voedsel op te kunnen nemen. Een te lage voedselopname (vet, eiwitten; bijvoorbeeld door verstoring) tijdens stop-overs kan resulteren in een verlaagd broedsucces (Drent *et al.* 2007). Aangetoond werd dat de reserves opgedaan tijdens de trek, werden aangewend voor deze ei-productie. Door het korte arctische broedseizoen hadden de vogels niet de mogelijkheid om pas ter plaatse de eieren aan te maken, en waren de vogels afhankelijk van goede foerageergebieden op de stop-over sites.

Broedvogels

- De verlaging van broedsucces van kustbroedvogels zoals strandplevier, bontbekplevier en dwergstern door verstoring door recreatie is veelvuldig aangetoond (Schulz & Stock 1992; Arts 2000; Colwell *et al.* 2005). Zie ook § 5.4.3.
- In het Deltagebied bijvoorbeeld brachten bontbekplevieren niet genoeg jongen groot om de populatie in stand te houden (Majoor *et al.* 2002; Majoor & Meininger 2005). Deze ontwikkeling werd o.a. veroorzaakt door verstoring door recreanten. Hierdoor wordt niet meer op de stranden gebroed en zijn alternatieven niet voldoende voorhanden.



Strandafscherming ten bate van kustbroedvogels in Spanje. Foto Jan van der Winden.

- Broedende *scholeksters* op de kwelders van Schiermonnikoog verlaagden hun investering in de kuikens wanneer er wandelaars (onderzoekers) in hun territoria liepen. Verstoring van foeragerende adulten tijdens de eifase leidde tot vermindering van voedselopname en tevens tot verminderde incubatieduur van de eieren. Verstoring van families met kuikens leidde ertoe dat minder voedsel aan de kuikens werd overgedragen (Verhulst *et al.* 2001).
- Het nestsucces van *nachtzwaluwen* en *boomleeuweriken* op de Veluwe was aanmerkelijk lager in opengestelde gebieden dan in voor het publiek gesloten gebieden (Bijlsma 2006) (zie ook §5.4.2).
- *Provençaalse grasmussen* hadden door verstoring door met name wandelaars met loslopende honden een grotere kans op mislukte legfels, vooral bij ingangen van wandelgebieden en parkeerplaatsen (Murison *et al.* 2007).
- Verstoring door wandelaars kan leiden tot een verlaging in de dichtheid van broedvogels (Mallord *et al.* 2007).
- Stedelijke ontwikkeling in de buurt van broedende *nachtzwaluwen* had een negatief effect op het aantal nachtzwaluwen, wat los stond van het verlies aan habitat (Murison 2002; Liley & Clarke 2003).
- Ook in Nederland is gevonden dat het broedsucces van de *nachtzwaluw* afnam door verstoring (Bijlsma 2006).
- Eén van de manieren waarop de dichtheid aan broedvogels kan afnemen is door een verminderde vestiging van vogels, wanneer in de vestigingsfase veel verstoring optreedt (Liley & Sutherland 2007). Aan de hand van de verzamelde gegevens en een model werd bepaald dat door het uitrasteren van nesten van de *bontbekplevier* de populatie zou toenemen met 8%. Het totaal ontbreken van menselijke verstoring zou een toename van 85% teweeg brengen.
- Een afname in dichtheid door verstoring door recreatie werd ook gevonden voor *strandplevieren* en *bontbekplevieren* op de Waddeneilanden (Tulp 1998) en voor *bontbekplevieren* in de Delta (Majoer *et al.* 2002).
- De overlevingskansen van *hoatzin*-kuikens in de Amazone waren veel lager bij nesten in gebieden die druk bezocht werden door toeristen dan bij niet-verstoorte nesten (Müllner *et al.* 2004). Met name overleving van bijna vliegvlugge juvenielen werd lager. In drukbezochte gebieden hadden deze kuikens een lager lichaamsgewicht en verhoogde hormonale respons op stress. In jongere nestkuikens traden deze effecten niet op.
- Broedsucces van *lammergieren* in de Franse pyreneeën nam af bij toenemende verstoringfrequentie, met name door activiteiten waarbij veel geluid geproduceerd werd (Arroyo & Razin 2006) (zie ook §5.3).
- Broedsucces van *zwarte sterns* in Nederland was lager ten gevolge van verstoring door recreatie (van der Winden & van der Zijden 2002).

3.3 Wat wordt gemeten?

Om grip te krijgen op de effecten van verstoring op vogels wordt doorgaans één van de onderstaande aspecten van verstoring onderzocht:

- fysiologische aspecten
- verstoringssafstand
- verblijftijden & percentage verstoorde vogels
- dichtheid foeragerende, pleisterende of broedende vogels
- parameters relevant voor broedsucces: bijvoorbeeld uitkomstsucces van de eieren of aantal uitgevlogen jongen
- soortenrijkdom in een gebied

Onderzoek naar fysiologische effecten (bv hartslag) van verstoring levert een helder beeld op van de relatie tussen de verstoring en de gemeten parameter. Vertaling naar de daaraan gerelateerde energetische kosten is vaak ook goed mogelijk. De ecologische interpretatie hiervan en verdere vertaling naar mogelijke effecten op reproductie en overleving is echter zeer lastig.

In veel studies wordt vaak de afstand waarop vogels wegvliegen gebruikt als een maat voor de gevoeligheid voor verstoring. Algemeen wordt daarbij aangenomen dat vogels die heel dicht benaderd kunnen worden, het minst gevoelig voor verstoring zijn. Hoewel dit het geval kan zijn, kunnen er andere processen meespelen waardoor juist het tegenovergestelde aan de orde is, en waardoor een verstoring bij heel *kleine verstoringssafstanden* juist *grote gevolgen* kan hebben voor de vogel. Informatie over vluchtafstanden kan dan ook niet goed geïnterpreteerd worden zonder kennis over een aantal factoren. Dit wordt in § 3.4 verder toegelicht.

Bij onderzoek naar de effecten van verstoring op vogeldichtheid in tijd, waarbij de aanwezige aantallen in het gebied voor en na de verstoring worden vastgesteld, is niet uit te sluiten dat de gemeten dichtheden door andere in tijd variërende factoren beïnvloed zijn. In studies waarbij naar de effecten van verstoring op vogeldichtheid wordt gekeken, worden vaak gebieden met variërende niveaus van verstoring vergeleken. Om te kunnen bepalen of de aantallen verlaagd zijn door de verstoring is het noodzakelijk om te weten hoeveel vogels er in het betreffende gebied aanwezig zijn bij afwezigheid van verstoring. Meestal is dit niet bekend, en wordt het probleem opgelost door gebieden te selecteren die qua habitat vergelijkbaar zijn voor de betreffende soort.

Er zijn in verhouding weinig onderzoeken bekend waarbij de invloed van verstoring op de broedcyclus of op de soortendiversiteit in een gebied onder de loep worden genomen. Hierbij spelen het uitsluiten van storende variabelen maar ook de benodigde onderzoeksduur en ruimtelijke schaal vaak een rol.

3.4 Verschillen in verstoringsreactie

De reactie van een individu of van een groep vogels op een verstoringsbron kan sterk variëren. In het ene geval zijn de gevolgen beperkt, in het andere geval kan verstoring leiden tot reductie van de (lokale) populatie of tot een andere soortsaamenstelling in een gebied. Omdat juist de reactie van de vogel de ernst van de verstoring bepaalt, is het van belang om inzicht te krijgen in de redenen waarom een vogel zich al dan niet laat verstoren. Dit wordt in deze paragraaf behandeld.

Verstoringsgevoeligheid: vluchten of blijven?

De reactie van vogels op één en dezelfde verstoringsbron kan sterk variëren. Deze wisselende reactie is vaak gerelateerd aan de fase in de jaarcyclus waarin de vogels zich bevinden en aan de conditie van de vogels. Dit valt te begrijpen vanuit het evolutionaire principe dat individuen hun totale reproductieve succes maximaliseren. Overleving en voortplanting zijn hierin de belangrijke drijfveren. Voorzien in de dagelijkse voedselbehoefte vormt de invulling van die drijfveren, net als het vermijden van predatie, en het grootbrengen van jongen. De keuze van een vogel voor een bepaalde broed- of foerageerplek is zo bijvoorbeeld het resultaat van een afweging tussen de kosten van die plek (predatierisico, vliegkosten om er te komen) en de baten (broedsucces, voedselopname op die locatie). Vogels zullen derhalve kiezen voor een locatie waar de overlevingskans zich zo gunstig mogelijk verhoudt tot het broedsucces of tot de voedselopname die in die periode noodzakelijk is (Krebs & Kacelnik 1991). Zonder jongen bijvoorbeeld zal de afweging van een vogel om bij verstoring al dan niet een locatie te verlaten heel anders zijn dan wanneer de vogel ook nog jongen heeft op die locatie.

Deze afweging van kosten en baten bepaalt de *verstoringsgevoeligheid* van een vogel. Hoe groter de baten zijn van een bepaalde locatie, hoe minder de vogel geneigd zal zijn de plek te verlaten en hoe meer hij verstoring zal verdragen. Een visuele reactie op de verstoring is dan niet zichtbaar, maar de vogel kan wel zeer gestresst zijn, wat zich uit in een fysiologische stressrespons. Wanneer de vogel dan uiteindelijk toch opvliegt, kunnen de consequenties van de verstoring veel ernstiger zijn dan bij een vogel die eerder is weggevlucht van de verstoringsbron. Bijvoorbeeld omdat een broedvogel het nest permanent verlaat als hij er uiteindelijk van afvliegt; of omdat een trekvogel die op een stop-over site aan het foerageren is, kritische energiereserves verliest door toch op te vliegen. In deze gevallen wijst een keline verstoringsafstand dus juist op een grote kwetsbaarheid van de vogel, en is het van groot belang dat de verstoring voorkomen wordt. De reactie van een vogel op verstoring is een vorm van anti-predatie gedrag (Frid & Dill 2002; Blumstein 2006b). Dit betekent dat de verschillen in 'verstoringsgevoeligheid' van een vogel begrepen kunnen worden op basis van kennis van een aantal factoren en hun mogelijke alternatieven. Verstoringsafstanden worden in meer detail besproken in hoofdstuk 4. De beslissing om wel of niet weg te vluchten uit verstoorde gebieden is afhankelijk van factoren als:

1. voedselbeschikbaarheid en –behoefte (waaronder dichtheid van concurrenten)
2. aanwezigheid van en afstand tot alternatieve voedselgebieden in de omgeving
3. risico van predatie
4. investeringen in een locatie, zoals een gevestigd voedselterritorium, dominante status, gebiedskennis of nest met eieren of jongen

3.4.1 Voedselbeschikbaarheid en -behoefte

Vogels die pas vluchten wanneer de verstoringbron zeer dicht is genaderd, zijn mogelijk nauwelijks in staat om in hun dagelijkse energiebehoefte voorzien, en daarmee om te compenseren voor de kosten die wegvluchten met zich meebrengt (bv. (Gill *et al.* 1996; West *et al.* 2002; Beale & Monaghan 2004a, b).

- Foeragerende vogels in getijdegebieden bijvoorbeeld, zijn op een moment dat er nog een grote motivatie om te foerageren bestaat, moeilijker te verstoren (kleinere verstoringafstand) dan aan het eind van de laagwater periode wanneer al voor het grootste deel in de voedselbehoefte is voorzien (Fox *et al.* 1993; Marsden 2000).
- In een bijvoerexperiment toonden Beale & Monaghan (2004a) aan dat *steenlopers* in een betere conditie een grotere opvliegafstand hadden en verder weg vlogen dan niet bijgevoerde soortgenoten.
- Pleisterende *kleine rietganzen* in Lancashire (Engeland) verschilden in de mate van gevoeligheid voor verstoring tussen verschillende voedselgebieden (Forshaw 1983).
- *Amerikaanse zeearenden* jaagden na aanvankelijke verstoringen vroeg op de dag snel verder, maar naarmate het aantal verstoringen in de loop van de dag toenam, wachtten ze steeds langer alvorens de jacht weer te hervatten 's Ochtends is de motivatie om te foerageren groter, en namen de vogels grotere risico's (Stalmaster & Kaiser 1997).

Ook de competitie om voedsel binnen een soort speelt hierbij een rol. Wanneer, bijvoorbeeld vogels vanuit een verstoord gebied zich voegen bij reeds aanwezige vogels in een ander gebied, neemt de dichtheid aan vogels toe en daarmee ook de intraspecifieke competitie om voedsel. Voedsel raakt hierdoor mogelijk sneller op of voedselopname per tijdseenheid wordt lager door de onderlinge competitie. Dit kan de reactie van de vogels ten opzichte van de verstoring beïnvloeden, en daarmee de verstoringafstand.

3.4.2 Aanwezigheid van en afstand tot alternatieve voedselgebieden

Wanneer alternatieve voedselgebieden niet aanwezig zijn in de nabije omgeving, of van veel slechtere kwaliteit zijn, blijven vogels langer in het verstoord gebied dan wanneer alternatieve gebieden wel voorhanden zijn.

- Overwinterende *rotganzen* in Engeland meden verstoord gebieden nabij wegen in het begin van de winter, en foerageerden in minder verstoord gebieden. Aan het eind van de winter namen de ganzen de verstoord gebieden echter wel in gebruik, nadat de voedselbronnen elders waren uitgeput (Owens 1977).

- *Sneeuwganzen* die werden bejaagd of verjaagd, hadden een verlaagde energie-opname doordat ze uitweken naar minder verstoorde maar ook minder voedselrijke habitats (Béchet *et al.* 2004). Zie ook §5.4.2.

3.4.3 Risico van predatie & groepsgrootte

Als het risico van predatie groter is, wordt de tolerantie voor verstoring kleiner. Een lage tolerantie voor een verstoring kan ook worden veroorzaakt door negatieve ervaringen met de verstoring. In geval van jacht (ook een soort predatie) is vluchten voor vogels zeer adaptief. Jacht verhoogt de vluchtafstanden van zowel bejaagde als niet bejaagde soorten.

- Een meta-analyse over een groot aantal in de literatuur gevonden gegevens (en soorten), liet zien dat de vluchtreactie groter werd naarmate een groter risico ervaren werd. Als risicovol ervaren eigenschappen waren bijvoorbeeld snelheid van de predator (of verstoringsbron), alsook grootte en gerichtheid van nadering. Ook grotere afstand tot beschutting en eerdere ervaring met de predator leidde tot een grotere vluchtafstand van de 'prooi' (Stankowich & Blumstein 2005).
- Vogels verder weg van de beschutting van vegetatie vlogen over het algemeen sneller op (Holmes *et al.* 1993; Hill *et al.* 1997).
- De kans op verstoord gedrag was bij *ganzen* groter tijdens de rui, wanneer ze niet van een predator weg konden vliegen, dan voor de rui (bv (Kahlert 2006)).
- Bij *rotganzen* in Denemarken werden in september vluchtafstanden van 210 m vastgesteld. Een maand later, na de start van het jachtseizoen, waren deze significant toegenomen tot 370 m (Rudfeld 1990) in (Smit & Visser 1993).
- De verstoringsafstand ten opzichte van jagers is groter dan ten opzichte van andere wandelaars, zoals aangetoond werd voor bijvoorbeeld *wilde zwanen* (Rees *et al.* 2005).
- *Roodborstlijsters* in de VS vlogen later weg van mensen die langs ze liepen en niet naar de vogel keken, dan voor mensen die naar de vogel kijkend rechtstreeks op de vogel afliepen (Eason *et al.* 2006).
- Naarmate de verstoringsbron als risicovoller werd ervaren, nam de afstand toe waarover *sneeuwganzen* wegvlogen uit verstoord gebied: in reactie op jacht werd verder gevlogen dan in reactie op verjaging, terwijl na een verstoring door een wandelaar of auto het minst ver werd weggevlogen (Béchet *et al.* 2004).

Ook de grootte van een groep vogels is van invloed op het ervaren risico. Hoe groter een groep vogels, hoe eerder in het algemeen de groep opvliegt of wegvlucht. Met name bij watervogels lijkt dit het geval. Dit is vermoedelijk gerelateerd aan het feit dat de eerste vogel die opvliegt de rest van de groep met zich meeneemt de lucht in. De meest verstoringsgevoelige vogel bepaalt dus de verstoringsafstand van de hele groep.

- Grotere groepen watervogels hadden een grotere verstoringsafstand (Laursen *et al.* 2005; van Rijn *et al.* 2006). Van Rijn *et al.* zagen duidelijk een 'lawine-effect' optreden, waarbij duizenden vogels massaal en op steeds grotere afstand wegvluchten van een colonne kitesurfers en schepen.
- Grotere groepen ruiende *grauwe ganzen* hadden een grotere verstoringsafstand dan kleinere groepen (Kahlert 2006).

- Grotere groepen *sneeuwganzen* vlogen minder ver dan kleinere groepen (Béchet *et al.* 2004). Dit is tegen de verwachting, omdat in het algemeen de verstoringssafstand toeneemt met groeps grootte. De auteurs geven als mogelijke verklaring dat in een grotere groep het aantal vogels groter is dat zich niet bewust is van de oorzaak van het opvliegen, en daarom sneller geneigd zal zijn weer neer te strijken.
- Ook bosvogels in Spanje vlogen eerder op wanneer een groter risico werd ervaren. Hier had een grotere groep echter juist een kleinere verstoringssafstand dan een kleinere groep (safety in numbers); en vogels die hoger in de boom zaten vlogen later op dan vogels in lagere bomen (Fernández-Juricic *et al.* 2002).

3.4.4 Investeren in een locatie

De mate waarin een vogel aan een bepaald gebied gebonden is door bijvoorbeeld een voedselterritorium of een nest met eieren of jongen, varieert gedurende het seizoen. Met name in de broedtijd wordt door vogels veel geïnvesteerd in het verdedigen van een territorium, het leggen van eieren en het grootbrengen van jongen. Tijdens de broedtijd vertonen vogels dan ook een ander gedrag ten opzichte van verstoring dan in de periode daarbuiten. Wanneer een oudervogel het nest verlaat stelt hij eieren of jongen bloot aan een verhoogde kans op predatie en de directe invloed van weersvariabelen zoals zon en neerslag.

- Uit een literatuuronderzoek concludeerde Keller dat het verlaten van nesten vooral vroeg in het seizoen wordt waargenomen, wanneer de oudervogel nog relatief weinig in het legsel geïnvesteerd heeft en grotere kansen heeft op een vervolglegsel (Keller 1995). Pas wanneer de jongen bijna zelfstandig zijn, neemt de kans op nestdesertie weer toe.
- Uit onderzoek naar het effect van verstoring door bezoekers van een kolonie *eidereenden* bleek dat hoe eerder in het broedseizoen verstoord werd hoe groter de kans op het mislukken van het broedsel was (Bolduc & Guillemette 2003).
- *Grauwe ganzen* waren minder geneigd het nest te verlaten, en hadden dus kleinere verstoringssafstanden, naarmate de eieren langer bebroed waren. De vogels gedroegen zich dus risicovoller (kleinere verstoringssafstand) naarmate naarmate de kans groter was dat de eieren uit zouden komen (Osiejuk & Kuczynski 2007).
- De eerder genoemde broedende *albatrossen* die zich door toeristen zeer dicht lieten benaderen werden verstoord (sterk verhoogde hartslag) maar kozen ervoor het nest niet te verlaten (Jungius & Hirsch 1979).
- Overleving van *hoatzin*-kuikens in de Amazone was met name verlaagd bij bijna vliegvlugge juvenielen. In drukbezochte gebieden hadden deze kuikens een lager lichaamsgewicht en verhoogde hormonale respons op stress. In jongere nestkuikens traden deze effecten niet op (Müllner *et al.* 2004).
- Bij een vergelijking van vluchtsafstanden tussen broedende en niet broedende watervogels (*bruine pelikaan*, *slangehalsvogel*, *grote zilverreiger* en *kaalkopooievaar*) blijkt dat vogels op het nest een motorboot significant dichterbij laten komen alvorens te vluchten dan niet-broedende dieren (Rodgers & Smith 1997). (Zie § 6.2).
- Bij *Mexicaanse gevlekte bosuilen* werd bij gelijke prikkelsterkte significant minder vluchtgedrag waargenomen tijdens de eileg- en incubatiefase dan tijdens de uitvliegfase van de jongen (Delaney *et al.* 1999).

3.5 Gewenning & facilitatie

Gewenning

Wanneer er vanuit gegaan wordt dat de keuze van een vogel voor een bepaalde broed- of foerageerplek het resultaat is van een afweging tussen de kosten (onder andere predatierisico, vlieggkosten om er te komen) en de baten (broedsucces, voedselopname op die locatie) is het optreden van gewenning ook goed te begrijpen. In gebieden waar een bepaalde verstoringbron geen werkelijke dreiging vormt en daarnaast ook voorspelbaar is, is het mogelijk dat vogels steeds minder reageren op de verstoringbron.

- Zo kan het voorkomen dat in nabijheid van frequent gebruikte scheepvaartroutes (<50 m van passerende schepen of havens) *meerkooet*, *fuut* en *wilde eend* rustend, poetsend of zelfs broedend worden aangetroffen (Platteeuw & Henkens 1997).
- In Nieuw-Zeeland vertoonden *Nieuwzeelandfuten* geen reactie op passerende boten in distributie en aantallen (Bright *et al.* 2004). Pas bij een hoogfrequente passage van boten, nam de foerageertijd van de vogels af (Bright *et al.* 2003). De Nieuwzeelandfuut maakt gebruik van menselijke structuren als steigers, boothuisjes e.d. om te nestelen en te schuilen voor predatoren. Dit kan het optreden van gewenning bij deze soort verklaren.

Gewenning lijkt ook voor te komen bij soorten die in drukbezochte gebieden kortere opvlieg-afstanden vertonen dan in rustige gebieden, zowel in het broedseizoen als daarbuiten (Cooke 1980; Ruggles 1994; Burger & Gochfeld 1998); in Keller 1995; (Cooke 1980, Burger & Gochfeld 1983, Ruggles 1994; uit Keller 1995; (van de Kam *et al.* 1999).

- Zo vlogen verstoorde *plevieren* op rustige stranden in Nieuw Zeeland eerder op en bleven langer van het nest dan dieren op drukke stranden (Lord *et al.* 2001).
- Een studie in Zwitserland waarbij het gedrag van *futen* in drie meren met een verschillende recreatiedruk werd onderzocht, toonde een afname in verstoringafstand met toenemende recreatiedruk aan. Doordat de vogels minder snel van het nest gingen was het broedsucces van deze futen groter. Gemiddeld echter had een hogere recreatiedruk toch een nadelig effect, omdat op het drukker meer het uiteindelijke uitvliegsucces lager was (Keller 1989).
- Een dergelijke relatie werd ook gevonden voor de *ijsduiker* in Minnesota, VS (Titus & Vandruff 1981).
- Op de Galapagos was de verhoging in hartslag door verstoring groter bij *zeevogels* die verder weg van de drukke toeristenpaden broedden dan vogels dicht bij de paden (Jungius & Hirsch 1979).
- Bij *flamingo's* duiden verschillen in respons erop dat blootstelling aan versturende elementen na verloop van tijd kan leiden tot gewenning (Yosef 1997).
- Wilde zwanen nabij Glasgow in Schotland vertoonden minder alert gedrag naarmate ze vaker werden verstoord (Rees *et al.* 2005).
- Verstoringafstanden van adulte *hoatzins* in de Amazone waren kleiner in drukbezochte gebieden dan in niet-bezochte gebieden (Müllner *et al.* 2004).

Facilitatie

Ook het tegenovergestelde van gewenning kan optreden. In gebieden waar verstoring vaak een werkelijke dreiging vormt zijn de effecten groter en zullen vogels juist steeds vroeger en op grotere afstand verstoord worden en wegvliegen (Platteeuw & Henkens 1997). Bij een dergelijke toename van gevoeligheid voor verstoring wordt gesproken van facilitatie. Met name jacht zorgt voor een in sterkte toenemende verstoringsreactie onder de bejaagde en onder de niet bejaagde vogels. Zie hiervoor ook de volgende paragraaf

- *Koningsbuizerden* in de VS toonden een toenemende verstoringsafstand in de loop van een onderzoek waarbij de vogels actief zwaar verstoord werden op het nest (White & Thurow 1985).
- Bij foeragerende *strandplevieren* leidde toenemende verstoringsdruk tot toenemende verstoringsgevoeligheid (Lafferty 2001a).

3.6 Jacht

De versturende effecten van jacht zelf worden in deze rapportage niet specifiek besproken. Jacht is echter een sterke vorm van facilitatie en resulteert indirect in een substantiële toename van de verstoringsgevoeligheid van veel vogelsoorten. Dit is niet vreemd: jacht wordt door vogels direct gekoppeld aan levensbedreigend gevaar dat uitgaat van menselijke aanwezigheid. In gebieden waar gejaagd wordt zijn vogels veel gevoeliger voor verstoring dan in gebieden waar dit niet gebeurt. Ook soorten die bejaagd worden zijn gevoeliger dan soorten waarop niet gejaagd wordt. Indien soorten niet het gehele jaar bejaagd worden verliezen ze hun schuwheid in de loop van het rustseizoen.

- Bij *rotganzen* in Denemarken werd vastgesteld dat voor het jachtseizoen begon, de vogels opvlogen op gemiddeld 210 m en dat deze afstand na de start van het jachtseizoen opliep tot gemiddeld 370 m (Rudfeld 1990).
- De vluchtafstand van watervogels waarop gejaagd wordt is tijdens het jachtseizoen groter dan daarbuiten (van den Tempel 1992).
- Bij een bejaagde populatie *sneeuwganzen* werd vastgesteld dat door de verstoring/verjaging de ganzen meer vlogen en naar minder geschikt habitat uitweken, waardoor in totaliteit de energie-opname en lichaamsconditie afnamen (Béchet *et al.* 2004).
- *Raven* broedend in drukke gebieden en met een hoge mate van vervolging (vergiftiging, afschot), toonden een toegenomen verstoringsafstand en een veel hogere mate van schuwheid dan raven in een rustige omgeving zonder vervolging (Knight 1984).

Dit alles betekent dat bij analyses over verstoringsgevoeligheid van soorten onderling en tussen soorten goed in ogenschouw moet worden genomen of de soort al dan niet bejaagd wordt (in een deel van het jaar dan wel in het betreffende gebied).

3.7 Verschillen tussen verstoringbronnen

De reactie van vogels op een bepaalde verstoring is (zoals besproken in §3.4) afhankelijk van de situatie waarin vogels zich bevinden en de voor hen aanwezige alternatieven. Bepaalde aspecten van de verstoringbron spelen daarnaast ook een belangrijke rol. Hierbij zijn vooral van belang:

1. intensiteit van verstoring
2. duur en frequentie (continu of infrequent; regelmatig of variabel)
3. voorspelbaarheid van gedrag van de verstoringbron
4. type verstoringbron
5. afstand tussen vogel en verstoringbron

3.7.1 Intensiteit

Hoe groter de groepen mensen, hoe meer deze als bedreigend ervaren worden door vogels. Grotere groepen recreanten veroorzaken op dezelfde afstand dus een groter verstoringend effect dan kleinere groepen.

- Verstoring van broedende *drieteenmeeuwen* en *alken* nam toe met toenemende aantallen bezoekers en nam af met afstand tot nest. Dit werd verklaard doordat grotere aantallen mensen door de vogels ervaren werden als meer potentiële predatoren (Beale & Monaghan 2004b).



*Een grote groep mensen veroorzaakt meer verstoring dan een kleinere groep.
Foto Luc Hoogenstein.*

3.7.2 Duur & frequentie

Hoe langer een activiteit plaatsvindt op een bepaalde plek, hoe langer ook een vogel verstoord wordt, en hoe groter de gevolgen van de verstoring zijn. Hetzelfde geldt voor de frequentie waarmee verstoring optreedt: hoe frequenter een verstoring optreedt, hoe groter het effect op de vogel.

- Het broedsucces van *lammergieren* werd lager naarmate de frequentie van menselijke activiteiten toenam (Arroyo & Razin 2006).
- Modelmatige berekeningen aan de lange-termijn-effecten van verstoring op individuele fitness en populatie-omvang van *scholeksters* lieten zien dat veelvuldige kleine verstoringen meer schade toebrachten dan enkele grote verstoringen (West *et al.* 2002) (Zie §6.1).

3.7.3 Voorspelbaarheid

Voorspelbaarheid speelt een belangrijke rol in het effect van verstoring. Hoe voorspelbaarder het gedrag van de verstoringsbron, hoe kleiner het verstorende effect op de vogel. Voorspelbaarheid heeft veel te maken met gewenning: vogels 'wennen' er bijvoorbeeld aan dat wandelaars over een pad lopen en er niet van afwijken (zie ook §3.5).

- Juist wanneer een normale route, zoals een pad of een weg, verlaten wordt, raken dieren verstoord. Ook wanneer een individu of object recht op de vogel afkomt in plaats van een route volgt die langs de vogel gaat, reageert de vogel veel sterker, bij gelijke afstand tot de verstoringsbron (Koepff & Dietrich 1986; Putzer 1989; Yosef 1997).
- Spreeuwen in een experimentele set-up hervatten het foerageren eerder en hadden een hogere voedselconsumptie wanneer de menselijke predator was afgewend van de vogel, en wanneer de blik van de vogel was afgewend (Carter *et al.* 2008).
- *Roodborstlijsters* in de VS (American robins) vlogen later weg van mensen die langs ze liepen en niet naar de vogel keken, dan voor mensen die naar de vogel kijkend rechtstreeks op de vogel afliepen (Eason *et al.* 2006).
- Vogels die door een afzetting afgeschermd werden van grote aantallen recreanten, gedroegen zich als vogels in onverstoord habitat. Dit is onderzocht voor een tiental soorten *steltlopers* en *reigers* in een wetland in de VS (Ikuta & Blumstein 2003).

3.7.4 Typen verstoringsbronnen

Er bestaat een groot verschil in de mate waarin vogels reageren op verschillende typen verstoringsbronnen. Ook dit is gerelateerd aan het gevaar dat ervaren wordt bij nadering van deze verstoringsbronnen. Over het algemeen reageren vogels bijzonder sterk op verstoringsbronnen die veel lawaai maken en/of die zich snel verplaatsen. Daarnaast speelt voorspelbaarheid een rol. De periode dat een verstoringsbron in de buurt van een vogel is, is sterk gerelateerd aan het type bron. Omdat bijvoorbeeld een vliegtuig het gebied sneller weer verlaten heeft, reageren vogels weliswaar eerder op een vliegtuig, maar is de verstoring in het algemeen van kortere duur.

Algemeen

De mate van verstoring die een bepaalde recreatievorm met zich meebrengt kan tot op zekere hoogte voorspeld worden aan de hand van fysieke eigenschappen van de recreatievorm. De verstorende werking van deze factoren is gerelateerd aan de aspecten intensiteit, duur en voorspelbaarheid die in de paragrafen hierboven zijn besproken. Zo blijkt uit de literatuur dat een hogere geluidsproductie leidt tot een hogere mate van verstoring. Ook een hoge mate van onvoorspelbaarheid leidt tot een hoge mate van verstoring. Samen met de snelheid, de duur van het verblijf en de zichtbaarheid van de verstoringsbron vormen deze factoren de belangrijkste fysieke variabelen die bepalen hoe verstorend een recreatievorm is. In tabel 3.1 is voor de verschillende vormen van recreatie bepaald in welke mate ze voldoen aan deze verschillende variabelen. De waarden zijn bepaald op basis van de fysieke eigenschappen en het gedrag van de recreatievormen. Dit betreft een grove karakterisering, en de verschillende variabelen bestaan daarom steeds uit een beperkt aantal klassen. De totale impact van een verstoringsbron is vervolgens berekend door de waarden te sommeren. Deze impact kan gebruikt worden als indicatie voor het te verwachten effect. Het werkelijke verstorende effect hangt daarnaast natuurlijk af van een aantal andere factoren, zoals verstoringsgevoeligheid van de soort, de frequentie van de verstoring, of het aantal vogels dat zich ergens bevindt.

Tabel 3.1 Classificatie van de verstorende effecten van de verschillende recreatievormen. De totale impact (rechterkolom) wordt bepaald door de sommatie van een aantal factoren die bepalend zijn voor het verstorende effect. Deze factoren zijn: geluidsproductie, mate van onvoorspelbaarheid, snelheid, duur van het verblijf in een gebied, en mate van zichtbaarheid. Hoe hoger de waarde, hoe groter het verstorend effect. N.B. dit betekent niet dat vormen met een lage waarde lokaal niet een groot effect kunnen hebben.

recreatievorm	geluids- productie ¹	onvoorspel- baarheid ²	snelheid ³	duur verblijf ⁴	zicht- baarheid ⁵	impact
<i>Lucht</i>						
helikopter	4	2	2	0	2	10
sportvliegtuig	3	2	2	0	2	9
zweefvliegtuig	0	2	1	0	2	5
hang-/paraglider*	2	3	1	1	2	9
luchtballon	1	3	1	1	2	8
zeppelin	1	2	1	1	2	7
<i>Water</i>						
kitesurfer	0	3	1	1	2	7
windsurfer	0	3	1	1	1	6
speedboot	3	3	1	1	1	9
waterscooter/jetski	3	3	1	1	1	9
motorjacht	2	0	1	1	1	5
zeilboot	0	0	0	1	1	2
roeiboot	0	1	0	1	1	3
kano	0	1	0	1	1	3
<i>Land</i>						
hond	0	4	0	1	0	5
vogelaar	0	3	0	1	0	4
wandelaar	0	1	0	1	0	2
ruiter te paard	0	1	0	1	0	2
fietser	0	0	0	1	0	1
auto	1	0	1	1	0	3

¹ combinatie van geluid geproduceerd en gemiddelde reikwijdte van het geluid

² hoe minder een route gevolgd wordt en hoe meer plotseing een bron kan verschijnen, hoe hoger de waarde

³ gemiddelde snelheid waarmee een locatie genaderd / gepasseerd wordt

⁴ combinatie van snelheid en al dan niet volgen van een vaste route

⁵ combinatie van grootte en hoogte van de bron, en openheid habitat (water)

*betreft hang-/paragliders met motor. Zonder motor is de impact 6.

Lucht, water en land vergeleken

Gemiddeld zijn de verstorende effecten van recreatie in de lucht het grootst. Recreatie op land heeft de kleinste effecten. Het verschil tussen effecten van recreatie op land en water is echter relatief gering; beide vormen hebben duidelijk minder versturend effect dan recreatie in de lucht. Met name de verstoringsafstanden van vliegtuigen zijn groot (zie tekst hieronder, tabel 3.1, en bijlage 1).

Land

Op land veroorzaken in het algemeen honden en jagers veel verstoring, wandelaars minder, fietsers nog minder, en auto's het minst. Hoe voorspelbaarder een wandelaar zich gedraagt, hoe minder verstoring hij veroorzaakt. Afwijken van een pad, stil blijven staan en kijken naar een vogel, en lawaai maken leiden ertoe dat een wandelaar of groep wandelaars meer verstoring veroorzaakt. Vogels in gebieden waar buiten de

paden gewandeld kan worden zijn daarom zeer gevoelig voor verstoring (zie tabel 3.1, 3.2 en HS 5).

Water

Op het water is op gelijke wijze de reactie op snelvarende, lawaaiige speedboten in het algemeen groter dan op langzamer motorboten, en deze weer groter dan die op stille zeilboten. Kano's en windsurfers leidden tot verstoring van een heel ander groep vogels, omdat ze op plaatsen kunnen komen waar het voor andere vaartuigen te ondiep is. Kitesurfers hebben een bijzonder groot verstorend effect omdat de kite in de lucht goed zichtbaar is, en deze zich onvoorspelbaar beweegt. Kano's en roeiboten zijn in algemene zin recreatievormen met weinig effect, al is het nadeel van deze twee typen dat het uit te voeren is op locaties met zeer ondiep water, oevers en zelfs gebieden met waterplanten, waar het effect lokaal juist zeer groot kan zijn. (zie tabel 3.1, 3.3 en HS 6).

Lucht

Vanwege het geproduceerde lawaai is de reactie op helikopters sterker dan op burgerluchtvaartvliegtuigen, en de reactie op deze laatste weer sterker dan op zweefvliegtuigen (Heunks *et al.* 2007). Omdat vliegtuigen vanaf een grote afstand zichtbaar zijn, is hierop de reactie groter dan op verstoringbronnen die zich over land begeven.

In de lucht is het verstorende effect van luchtvaartuigen in belangrijke mate gekoppeld aan de geluidsproductie, aan de gemiddelde vlieghoogte, en aan de mate waarin langs een vaste voorspelbare route wordt gevlogen. Helikopters produceren het meeste lawaai, vliegen laag, en kunnen overal opduiken. Zij hebben dan ook het grootste verstorende effect. Ook verstoring door sport-, watervliegtuigen en ultra-lights is aanzienlijk. Verstoring door burgerluchtvaartvliegtuigen is geringer, waarbij kleinere vliegtuigen en ook modernere, geluidsarmere vliegtuigen minder verstoring veroorzaken. De verstoring veroorzaakt door hanggliders, paragliders en hete-luchtballonnen is waarschijnlijk relatief gering maar iets groter dan verstoring door zweefvliegtuigen, omdat ze lager vliegen en zich voor vogels onvoorspelbaarder bewegen (zie tabel 3.1, 3.4 en HS 7).

Overzicht van de literatuur

- De verstoringafstand van foeragerende *wilde zwanen* in Schotland nam af met respectievelijk de volgende verstoringbronnen: vliegtuig, visser of jager, wandelaar, auto, fiets (Rees *et al.* 2005).
- De afstand waarop *koningsbuizerds* in de VS van het nest vlogen was het grootst voor voertuigen (waaronder landbouw-), vervolgens voor gewerschoten en lawaai van generatoren, en was het kleinst voor wandelaars (White & Thurow 1985).
- Sneeuwganzen vlogen verder weg in reactie op jagers dan in reactie op verjaging. In reactie op wandelaars en auto's werd het minst ver gevlogen (Béchet *et al.* 2004).
- Waterrecreatie had op kuikens van *middelste zaagbekken* het meeste effect, met name *windsurfers*. Vogels toonden twee keer zo vaak reactie op snelle vaartuigen

(visserbootjes, windsurfers, motorboten) dan op wandelaars. Op vliegtuigen werd door een groter percentage vogels gereageerd (helikopters en straaljagers) dan op vaartuigen en wandelaars. Verstoring door vliegtuigen was echter van kortere duur. Effecten van verstoring door vaartuigen duurden het langst (Kahlert 1994) (Zie § 6.1).

- Verschillende vogelsoorten (bv *meeuwen*) zijn in staat om voor hun gevaarlijke personen of situaties van ongevaarlijke te onderscheiden, en tonen gerelateerd daaraan ook een ander gedrag (Drost 1968); overzicht uit (Hüppop & Hagen 1990). Dit geldt bijvoorbeeld ook voor *sterns* die in staat bleken onderzoekers individueel te herkennen (Burger 1998), of voor *ganzen* die sterker reageerden op onderzoekers dan op werklieden in het veld (Gerdes & Reepmeyer 1983).
- Wandelende mensen verstoorden zeearenden meer dan mensen in auto's of boten. Zo hervatten *Amerikaanse zeearenden* bij verstoring door wandelaars pas na 4 uur hun foerageeractiviteiten, terwijl bij een passerende boot het foerageren reeds werd hervat na 36 min (Stalmaster & Kaiser 1997).

Tabel 3.2 *Vergelijking tussen recreatievormen op land. Overzicht van studies waarin effecten van verschillende verstoringbronnen zijn vergeleken. De verstoringbron met het grootste versturende effect op vogels staat steeds vooraan de regel. Bespreking van de gegevens hierboven en in HS 5.*

groter	<----- verstrend effect ----->		kleiner	bron
LAND				
Gemiddeld: hond > jager > wandelaar > fietser > langzame of stilstaande auto > rijdende auto				
visser/jager	> wandelaar	> fietser	> auto	Rees <i>et al.</i> '05
jacht	> verjaging	> wandelaar, auto		Béchet <i>et al.</i> '04
wandelaar	> auto			Stalmaster & Kaiser '97
landbouwvoertuig	> wandelaar			White & Thurow '85
wandelaar met hond	> wandelaar			Taylor <i>et al.</i> '05
wandelaar met hond	> wandelaar			Yalden & Yalden '90
wandelaar met hond	> wandelaar			Ravenscroft '07
hond	> wandelaar			van der Zande '84
hond aangelijnd	> wandelaar rennend			Lord '01
hond	> anders op land			Lafferty '01b
fietser	> auto			Stolen '03
auto langzaam of stil	> auto doorrijdend			Stolen '03

Tabel 3.3 *Vergelijking tussen recreatievormen op water. Overzicht van studies waarin effecten van verschillende verstoringbronnen zijn vergeleken. De verstoringbron met het grootste versturende effect op vogels staat steeds vooraan de regel. Bespreking van de gegevens hierboven en in HS 6.*

groter	<----- verstorend effect ----->	kleiner	bron
WATER			
Gemiddeld: windsurfer, speedboot > motorboot, zeilboot, vissersboot > roeiboot, kano			
Dus: meeste verstoring door snelle boten en lawaaiige boten, die buiten de routes varen			
motorboot	> kano, visser		Titus & van Druff '81
roeiboot kano buiten route	> motor-, zeilboot		Dietrich & Kopff
windsurfer	> vissers-, motor- zeilboot		Madsen '98
windsurfer	> vissers-, motorboot		Kahlert '94
speedboot	> andere vaartuigen		Ravenscroft '07
waterscooter	> andere motorboten		Burger '98

snelle boot, buiten route, dichtbij vogels > langzamer boot, binnen route Burger '98

Tabel 3.4 *Vergelijking tussen recreatievormen in de lucht. Overzicht van studies waarin effecten van verschillende verstoringsbronnen zijn vergeleken. De verstoringsbron met het grootste verstorende effect op vogels staat steeds vooraan de regel. Gegevens naar Lensink et al. 2005 en Heunks et al. 2007. Bespreking gegevens hierboven en in HS 7.*

groter	<----- verstorend effect ----->		kleiner	bron
LUCHT				
Gemiddeld: helikopter sportvliegtuig > straaljager > zweefvliegtuig				
supersonisch vl.	> boeing			Burger '81
modern groot burgervl.	>	oud groot burgervl.		
	Burger '83			
helikopter	> sportvl.	>> straaljager		Stock '92
helikopter	> sportvl.	>> straaljager		Roberts '66
helikopter	> milit. straaljager			Visser '86
helikopter	> straaljager	> klein vl.		Grubb&Bowerman '97
helikopter	> straaljager	> sportvl.	> zweefvl.	Heinen '86
helikopter	> sport	> groot vl.		Owen '73
helikopter	> sport			Forshaw '83
helikopter	> sport			Ward '94
helikopter	> groot burgervl.	> klein vl.		Lensink et al. '07
sportvl.	> helikopter			Kushlan '79
sport & militair vl.	> helikopter			Grubb '92
helikopter	> klein burgervl.			Komenda Zehnder '03
groot burgervl.	> helikopter & sportvl.			Lensink et al. '05
sportvl.	> zweefvl.			Smit&Visser '89
militaire helikopter	> civiele helikopter			Smit '04

3.7.5 Afstand

Naarmate verstoringsbron en vogel verder van elkaar verwijderd zijn, wordt het verstorende effect kleiner. De verstoringsafstand wordt niet alleen bepaald door aspecten van de verstoringsbron, maar ook door aspecten van de vogel zelf en zijn natuurlijke omgeving. Dit is in voorgaande paragrafen reeds uitvoerig uiteengezet. Verstoringsafstanden van vogels worden, samen met verstoringsduren en verstoringspercentages, besproken in hoofdstuk 4. Hier wordt ook ingegaan op de factoren die van invloed zijn op de verstoringsafstand.

4 Verstoringsgevoeligheid per soortsgroep

De gevoeligheid voor verstoring verschilt aanzienlijk tussen soorten (of soortgroepen), en tussen gebieden of seizoenen. In de laatste jaren is er veel gepubliceerd over de factoren die deze verstoringsgevoeligheid beïnvloeden. Zo zijn er recente publicaties waarin wetmatigheden van verstoringafstanden worden beschreven. Hiermee is het inzicht in verstoringafstanden wezenlijk vergroot.

In dit hoofdstuk geven we een overzicht van zowel de gevonden verstoringafstanden voor de diverse soorten, als een overzicht van de kennis rond verstoringafstanden (§4.1). Deze gegevens worden in §4.2 toegepast om te komen tot verstoringgevoeligheid en verstoringafstanden van de voor Nederland relevante soorten. In §4.3 wordt een ander aspect van verstoringgevoeligheid besproken, namelijk de tijd dat vogels verstoord zijn en het percentage vogels dat verstoord wordt door een verstoringbron. In §4.4 wordt de hoogte besproken waarop vliegtuigen verstoring van vogels veroorzaken.

4.1 Patronen in verstoringafstanden

Vrijwel elke wilde vogel vliegt vroeger of later op bij benadering door mensen. Deze vluchtreactie is vrijwel altijd zichtbaar, en is daarom ook de meest gebruikte maat in verstoringsonderzoek: de verstoringafstand. De vluchtreactie is echter van veel verschillende factoren afhankelijk, zoals uitgebreid beschreven in hoofdstuk 3. Verstoringafstanden die in de literatuur worden gegeven zijn daarom ook vrijwel altijd momentopnamen: de gevonden afstand wordt in belangrijke mate bepaald door bijvoorbeeld het seizoen, het habitat, de groepsgrootte, of de frequentie van verstoring tijdens de metingen.

Omdat de verstoringafstand zo'n inzichtelijke maat is wordt hij ondanks de serieuze beperkingen toch zeer veel gebruikt. In deze paragraaf geven we daarom de handvatten om verstoringafstanden goed te kunnen inschatten en gebruiken.

4.1.1 Inzichten in verstoringafstanden

Voorspelbare factoren die verstoringafstand bepalen

Uit recente studies komt naar voren dat de verstoringafstand bepaalde fysieke wetmatigheden vertoont. De belangrijkste van deze wetmatigheden zijn:

- verstoringafstand is soortspecifiek
- verstoringafstand neemt toe met toenemende lichaamsgrootte (gewicht)
- verstoringafstand is groter voor carnivore dan herbivore vogels
- verstoringafstand is groter voor sociaal voorkomende vogels (koloniebroeders, in groepen foeragerende vogels)
- verstoringafstand is groter naarmate de groep groter is

Hieronder worden de studies besproken waarin deze aspecten aangetoond zijn.

- De mate van alertheid en vluchtgedrag als reactie op verstoring is soortspecifiek (Blumstein *et al.* 2003).
- De afstand waarop een vogel opvliegt wordt bepaald door de lichaamsgrootte, dieet, leeftijd van eerste reproductie en sociaal gedrag. Deze relatie werd gevonden in een studie waarbij verstoringafstanden vergeleken werden van 150 soorten vogels uit Australië, de VS en Europa, en werden gerelateerd aan verschillende fysieke parameters (Blumstein *et al.* 2005; Blumstein 2006a). De opvliegafstand was significant gecorreleerd met lichaamsgrootte. Soorten die levend voedsel eten vlogen sneller op, alsook sociaal levende soorten (kolonievogels). De auteurs vonden geen relatie met de openheid van het habitat. Vooral gedrag dat gerelateerd was aan fitness correleerde met de afstand waarop een verstoring werd opgemerkt door een vogel (Blumstein *et al.* 2005). Deze detectie-afstand correleerde sterk met de opvliegafstand. De auteurs stellen dat relevante responses daarnaast ook sterk beïnvloed werden door bijvoorbeeld de frequentie van verstoring.
- De alertheid en de afstand waarop een vogel opvliegt nemen toe met lichaamsgrootte (Fernández-Juricic *et al.* 2001; Blumstein *et al.* 2004; Fernández-Juricic 2004; Blumstein 2006a).
- Grotere soorten zijn makkelijker te detecteren door predatoren dan kleine soorten. Dit kan verklaren waarom grotere soorten een grotere verstoringafstand hebben. Daarnaast hebben kleinere soorten relatief een minder grote energiereserve, waardoor zij zich naar verwachting minder goed kunnen permitteren op te vliegen (Weimerskirch *et al.* 2002). Immers, de stofwisselingssnelheid is lager per gram lichaamsgewicht met toenemende lichaamsgrootte (Bennett & Harvey 1987; Daan *et al.* 1989).
- Een positieve relatie is vastgesteld tussen de leeftijd van de eerste reproductie en de lichaamsgrootte (Newton 1998 in (Blumstein 2006a)). Wanneer reproductie op latere leeftijd begint, valt te verwachten dat deze soorten waakzamer zijn, teneinde te overleven en zich voort te planten.
- Carnivoren en koloniebroedende vogels waren gevoeliger voor verstoring dan herbivoren en solitair broedende soorten. Carnivoren waren meer gefocust op beweging en sociale soorten pikten gevaar eerder op (Blumstein 2006a).
- Bij een vergelijking van vluchtafstanden tussen broedende en niet broedende watervogels (*bruine pelikaan, slangehalsvogel, grote zilverreiger & kaalkopooievaar*) blijkt dat vogels op het nest een motorboot significant dichterbij laten komen alvorens te vluchten dan niet-broedende dieren (Rodgers & Smith 1997).
- Voor watervogels in de Deense Waddenzee (*eenden, ganzen, steltlopers en meeuwen*) werd gevonden dat de vluchtafstand correleerde met lichaamsgewicht, groter was voor bejaagde soorten dan voor niet bejaagde soorten, en groter werd met toenemende groepsgrootte. De auteurs beargumenteren het gebruik van zones (core area en buffer zones), waarin zowel de gemiddelde verstoringafstand als de variatie in verstoringafstand wordt opgenomen (Laursen *et al.* 2005).

- Volwassen *roodborstlijsters* (American robin) in de VS hadden een kleinere verstoringsafstand dan juveniele vogels (Eason *et al.* 2006). Mogelijk is bij adulte vogels een vorm van gewenning opgetreden.
- Grotere groepen *sneeuwganzen* vlogen minder ver weg na een verstoring dan kleinere groepen (Béchet *et al.* 2004). Een mogelijke verklaring hiervoor werd daarin gezocht dat in grotere groepen het aantal vogels groter is dat niet goed in de gaten heeft waarom überhaupt de groep de lucht in ging, en daarom sneller weer zal willen landen.
- Verstoring trad vaker op wanneer meer *ganzen* in een gebied aanwezig waren (Bélanger & Bédard 1989).
- Grotere groepen *rotganzen* vlogen op grotere afstand op dan kleinere groepen (Owens 1977).
- Ook groepen *kleine rietganzen* vlogen op grotere afstand van de verstoringsbron op wanneer de groep groter was (Madsen 1985).
- Vliegafstanden van *sneeuwganzen* in Canada waren vier tot zeven maal groter na verstoring door verjagen en jagen dan na andere vormen van verstoring (Béchet *et al.* 2004).

Voorspelbare factoren die verstoringsgevoeligheid bepalen

Een kleinere verstoringsafstand betekent niet per definitie dat de vogel minder verstoringsgevoelig is (zie ook §3.4). De verstoringsafstand is voor bijvoorbeeld hongerige trekvogels met een hoge energie-uitgave kleiner dan voor niet-trekkende vogels, omdat de motivatie om op een locatie te blijven groter is. Deze vogels zijn feitelijk gevoeliger voor verstoring, omdat de negatieve consequenties van de verstoring groter zijn. Deze grotere verstoringsgevoeligheid moet verrekend worden in de afstand die aangehouden wordt tot een vogel om verstoring te voorkomen. De belangrijkste factoren die aan deze grotere verstoringsgevoeligheid bijdragen zijn:

- het betreft een broedvogel
- het betreft een trekkende vogel
- het betreft een kwetsbare soort, qua voorkomen in Nederland
- het biotoop is beperkt beschikbaar
- de openheid van het habitat is zeer groot

- Een goed voorbeeld wordt gegeven door Beale & Moaghan. *Steenlopers* die door bijvoeren in een betere conditie waren, reageerden eerder gealarmeerd, vlogen eerder op en vlogen weg over grotere afstanden dan steenlopers in minder goede conditie (Beale & Monaghan 2004a). Dit resultaat geeft aan dat individuen die meer te verliezen hebben van een vermindering van foerageertijd, minder gedragsmatig reageren op een verstoringsbron. Het gebruik van verstoringsafstand als maat voor verstoringsgevoeligheid kan dus een geheel verkeerde weergave geven van de werkelijke verstoringsgevoeligheid van een individu. De auteurs stellen voor de ruimste verstoringsafstand te nemen.

Niet-voorspelbare factoren die verstoringafstand bepalen

Naast bovengenoemde factoren, die helpen om te bepalen wat de verstoringafstand van een vogel is, is er een flink aantal factoren die eveneens van invloed zijn op de verstoringafstand, maar die veel meer van de lokale situatie afhankelijk zijn en daarmee minder goed voorspelbaar.

Niet goed voorspelbare factoren zijn bijvoorbeeld:

- intensiteit van verstoring: grotere groepen mensen hebben een groter verstorend effect
- frequentie van verstoring: op een locatie waar nooit een mens is heeft een recreant een groter verstorend effect (facilitatie); de andere kant op is het verstorende effect groter wanneer de frequentie van verstoring toeneemt
- voorspelbaarheid: het verstorend effect is kleiner wanneer recreanten zich verplaatsen langs vaste routes zoals paden of vaargeulen (zie bv §5.4 en §6.3).

- In een studie waarbij verstoringafstanden van 150 soorten vogels met elkaar werden vergeleken, bleek dat ook bijvoorbeeld de frequentie van verstoring van invloed was op de verstoringafstand (Blumstein *et al.* 2005).

Vluchtafstand is de helft van de alertafstand

Of een vogel wordt verstoord door een recreant komt tot uiting in het gedrag van de vogel. Het natuurlijke gedrag stopt en maakt plaats voor alertheid (opkijken) of wegvluchten. De consequentie van een verstoring is groter wanneer de vogel daardoor wegvlucht uit een gebied dan wanneer hij enkel even alert wordt. De alertafstand geeft wel aan dat het punt begint te naderen dat een vogel last krijgt van de verstoringbron. Op het moment dat de vogel wegvlucht, is de verstoring al een feit. De afstand waarop vogels alert worden is daarmee feitelijk een betere maat voor het optreden van verstoring dan de opvliegafstand. Bij alert gedrag nemen hartslagfrequentie en stresshormoonspiegels al licht toe, wat bij langdurige of frequente verstoring fitness-consequenties voor de vogels kan hebben (Ely *et al.* 1999; Ackerman *et al.* 2004). Het merendeel van de literatuur rapporteert echter opvliegafstanden, niet alertafstanden.

Wanneer verstoring voorkómen moet worden, is de alertafstand om bovengenoemde redenen een belangrijker maat om te hanteren wanneer dan de vluchtafstand. Beide maten zijn aan elkaar gecorreleerd (Eason *et al.* 2006). De vluchtafstand van broedende vogels is ongeveer de helft (0,44) van de alertafstand (Whitfield *et al.* 2008). Voor foeragerende vogels is dit verschil naar verwachting groter (waarde > 0,44), omdat deze vogels minder gebonden zijn aan een locatie en eerder zullen vluchten. In de gevonden literatuur werd voor slechts 4 soorten foeragerende vogelsoorten zowel een opvlieg- als een alertafstand gevonden. Gemiddeld was voor deze soorten de vluchtafstand gelijk aan 0.68 de alertafstand. In de tabellen is de waarde 0,44 gebruikt om de alertafstand te berekenen. Dit is dus een conservatieve maat.

- Voor *roodborstlijsters* werd een significant positieve relatie gevonden tussen alert- en opvliegafstand (Eason *et al.* 2006).
- Uit een vergelijkende studie waarbij verstoringsafstanden van 150 soorten vogels met elkaar werden vergeleken, bleek dat de afstand waarop een verstoringsbron werd opgemerkt (alertafstand) sterk correleerde met de opvliegafstand (Blumstein *et al.* 2005).

4.1.2 Verstoringsafstanden van soorten gevonden in de literatuur

Teneinde inzicht te krijgen in de verstoringsafstanden van de verschillende soorten en /of soortsgroepen, zijn alle verstoringsafstanden die in de gevonden literatuur werden gerapporteerd opgenomen in een tabel. Hierbij is tevens vastgelegd om wat voor verstoringsbron het ging, wat het gedrag van de vogels was voorafgaand aan de verstoring, en wat voor reactie de vogels lieten zien in respons op de verstoring (geen, alert, vluchten). De verstoringsafstanden zijn vervolgens per soortgroep gemiddeld (tabel 4.4). De basisgegevens per soort en studie zijn weergegeven in bijlage 1.

Uit tabel 4.4 blijkt dat recreatievormen op land en op water resulteren in een vergelijkbare verstoringsafstand (tot twee keer zo groot of klein). Voor sommige soortgroepen (*eenden, steltlopers*) was de verstoringsafstand door waterrecreatie iets groter, voor andere soortgroepen (*ganzen, zwanen, meeuwen*) juist andersom. De verstoringsafstanden ten gevolge van recreatievormen in de lucht waren vrijwel altijd groter dan die ten gevolge van recreatie op land of water (gemiddeld drie keer zo groot). De verstoringsafstand van broedvogels was ongeveer tweederde van die van foeragerende of rustende vogels. De alertafstand is ca. 2,3* zo groot als de vluchtafstand (Whitfield *et al.* 2008). Deze alertafstand zou gehanteerd moeten worden om verstoring te voorkomen.

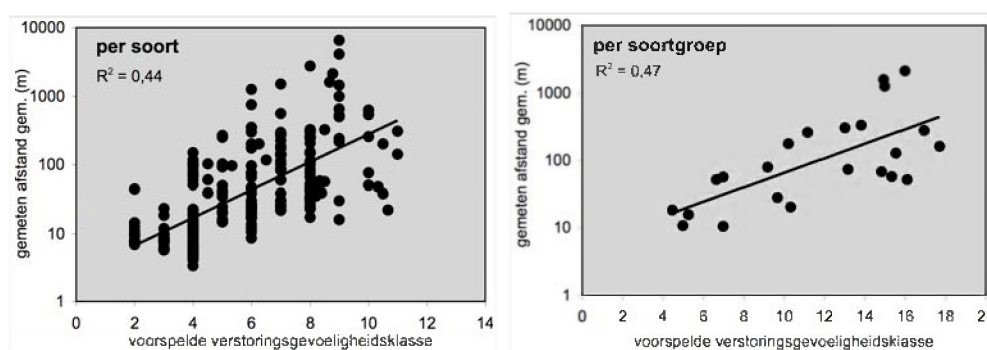
Tabel 4.4 Verstoringsafstanden van vogels in binnen- en buitenland. Gegevens weergegeven voor foeragerende/rustende vogels en voor broedende vogels, per soortgroep en voor de verstoringsbronnen land & water gecombineerd, en lucht. Afstanden in m, gemiddeld per soortgroep. **Vluchtafstand** = gemiddelde gemeten afstand waarop vogels vluchten voor een verstoringsbron, weergegeven als gemiddelde van de opgegeven verstoringsafstanden; **alertafstand** = geschatte afstand tot de verstoringsbron waarop vogels alert worden, berekend als $2,3 \times \text{vluchtafstand}$ (zie tekst); n = aantal studies. Afstanden afgerond naar bovenliggende 25-tal.

soortgroep	verst.type	gemiddelde afstanden (m)					
		foeragerend/rustend			broedend		
		vluchten	alert	n	vluchten	alert	n
duikers	land&water	875	2025	2			
	lucht	2000	4600	1			
futen	land&water	200	450	6	75	150	1
aalscholvers	land&water	75	150	8	50	75	3
	lucht	300	700	1			
reigers & ibissen	land&water	75	125	30	25	75	13
	lucht	300	700	1			
zwanen	land, water&lucht				100	250	1
	land&water	175	400	11			
	lucht	1375	1	1			
ganzen	land&water	566	3125	7	25	50	1
	lucht	2175	4975	16	1000	2300	1
eenden	land&water	250	575	48			
	lucht	350	825	3			
zee-eenden & eiders	land&water	1500	3450	1			
	lucht	2750	6325	1			
roofvogels	land&water	100	175	6	125	275	8
	lucht				500	1125	27
	land, water&lucht				275	600	1
hoenders	land&water	50	75	3			
meerkoet, waterhoen steltlopers	land&water	100	200	8			
	land&water	125	300	68	100	200	2
	lucht	375	850	2			
griel, scholeksters, kluten & plevieren	land&water	100	175	45	175	400	3
	lucht	1400	3225	3			
meeuwen	land&water	75	125	14			
	lucht	300	700	1			
sterns	land&water	50	75	9	125	275	5
	lucht						
duiven	land&water	25	50	6	25	50	1
koekoeken	land&water	25	25	1			
uilen	lucht				300	700	4
ijsvogels, scharrelaar	land&water	25	50	3			
spechten	land&water	25	25	1	125	250	1
lijsters	land&water	25	25	3	25	50	1
kraaien	land&water	25	75	7	25	50	1
	land, water&lucht				275	625	1
kleine zangvogels	land&water	25	25	71	100	225	9

4.2 Verstoringsafstanden & –gevoeligheid van Nederlandse soorten

Verstoringsafstanden voorspeld

Uit de literatuur blijkt dat er een aantal parameters te definiëren is dat van invloed is op de verstoringsafstand van vogels. Deze parameters hebben we gebruikt om een inschatting te maken van de verstoringsafstand van die vogelsoorten waarvan de werkelijke verstoringsafstanden bekend waren uit de literatuur. Op deze manier kan getoetst worden of de voorspelde afstand overeenkomt met de werkelijk gemeten afstand. Er bestaat een significant verband tussen de voorspelde verstoringsgevoeligheid en de gemeten vluchtafstand (figuur 4.1). Wanneer alle parameters worden gebruikt die naar verwachting van invloed zijn op de verstoringsgevoeligheid, dan wordt met de voorspelling bijna 50% van de variatie in verstoringsafstanden verklaard ($r^2=0,47$; afstand in m = $5,4771 * e^{0,2473x}$). Dit betekent dat vluchtafstanden van vogels ruwweg ingeschat kunnen worden. Dit niettegenstaande, blijft evenwel 50% van de variatie hiermee onverklaard. Deze kan toegeschreven worden aan bijvoorbeeld frequentie van verstoring, mate van gewenning, groeps grootte etc. (zie §4.1). Deze variatie impliceert dat een ruime marge gehanteerd moet worden wanneer verstoringsafstanden geschat worden.



Figuur 4.1 Verband tussen voorspelde verstoringsgevoeligheid en gemeten vluchtafstand. Verstoringsgevoeligheidsklasse is voor alle individuele soorten bepaald op basis van alleen grootte-, dieet-, en socialiteit (links); voor de soortgroepen op basis van grootte, dieet, socialiteit, broedend, kwetsbaar, trekkend, lage beschikbaarheid biotoop, openheid habitat (rechts). Y-as logaritmisch weergegeven.

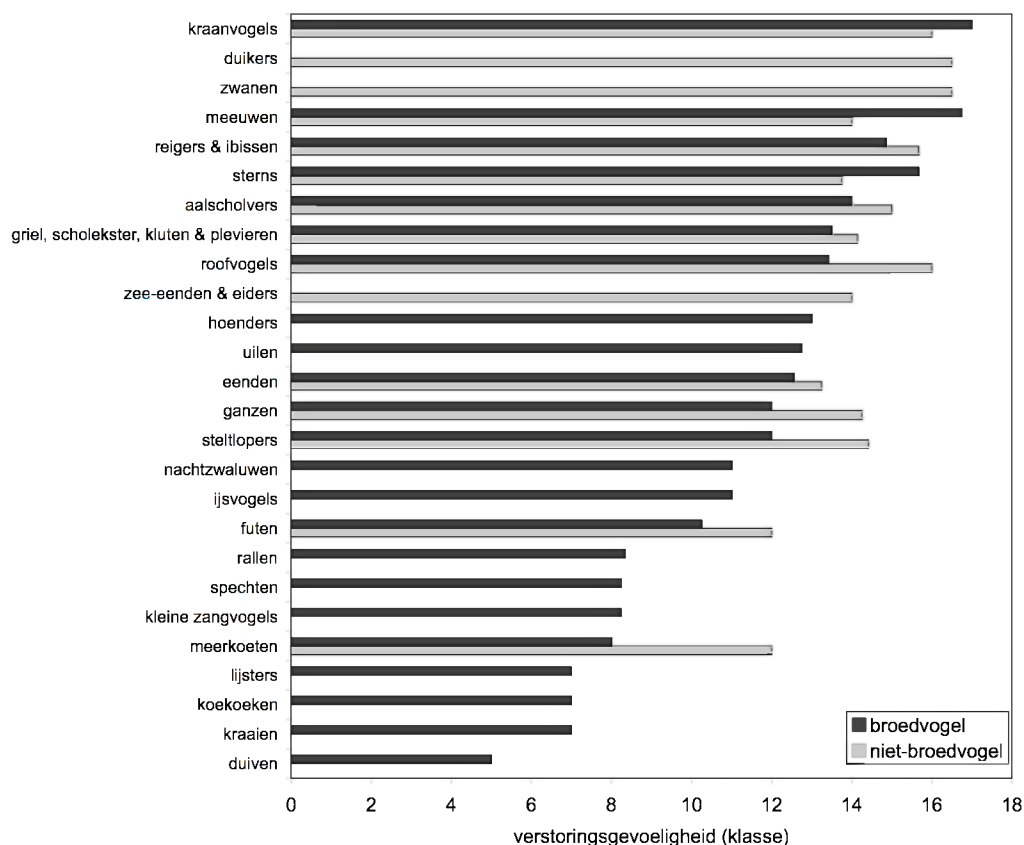
Verstoringsgevoeligheid

De in de literatuur gevonden verstoringsafstanden betreffen veelal afstanden voor soorten die in Nederland niet voorkomen of niet kwetsbaar zijn. Voor veel van de voor Nederland relevante soorten zijn verstoringsafstanden onbekend. De verstoringsgevoeligheid kan echter wel voorspeld worden, op basis van de hierboven beschreven relatie tussen gemeten vluchtafstanden en verstoringsgevoeligheidsklasse. Voor de relevante Nederlandse soorten zijn, als hierboven (fig. 4.1), de waarden bepaald van de parameters weergegeven in onderstaande box (ingedeeld in klassen; voor een nadere toelichting op de indeling zie onderaan bijlage 2).

De **verstoringsgevoeligheid** van een soort wordt o.a. bepaald door:

- **grootte** van de soort (5 klassen, waarde telt 2*)
- **dieet** (3 klassen: herbivoor, omnivoor, carnivoor)
- **sociaal** (2 klassen: koloniebroedend / sociaal foeragerend of niet)
- **broedvogel** (2 klassen: wel of niet)
- **trekvogel** (2 klassen: trekkend of niet; bv. broedende zangvogels gelden hier als niet-trekkend, foeragerende steltlopers als trekkend)
- **biotoop** beperkt beschikbaar (3 klassen: niet, enigszins of sterk)
- **openheid van het habitat** (4 klassen: gesloten, half-open, open of zeer open, waarde telt 2*)

Inschatting van deze waarden resulteert in een totale waarde die de verstoringsevoeligheid van vogels reflecteert (fig. 4.2, bijlage 2). De correlatie tussen verstoringsevoeligheid en vluchtafstand is niet sterk genoeg om de eerste om te kunnen rekenen naar vluchtafstand voor de relevante Nederlandse soorten. Daarbij zou te veel informatie verloren gaan. Wel geeft deze waarde, samen met de in tabel 4.4 gepresenteerde vluchtafstanden, een indicatie van de verstoringsevoeligheid.



Figuur 4.2 Verstoringsgevoeligheid van de verschillende soortsgroepen, (gemiddelden van relevante Nederlandse soorten). Waarden zijn weergegeven voor zowel broed- als niet-broedvogels. Onder niet-broedvogels vallen zowel foeragerende als rustende vogels.

4.3 Verstoringsduur & -percentage

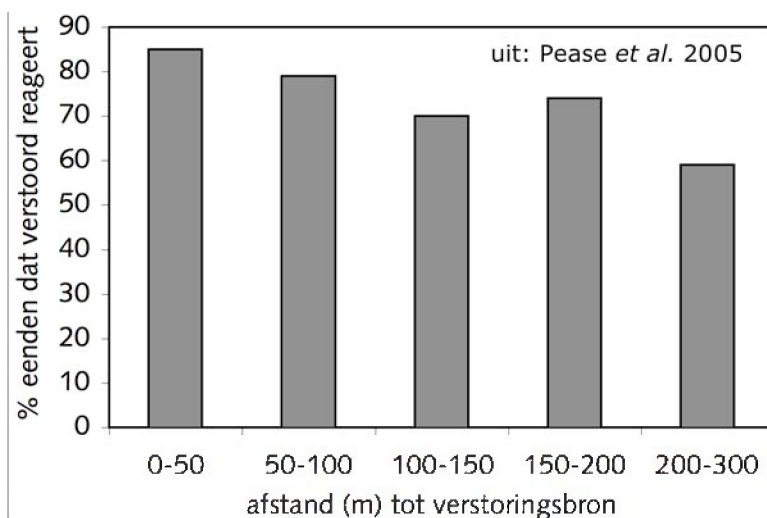
De verstoringsafstand van een vogel bepaalt slechts ten dele het effect van een verstoring. De gevolgen voor overlevingskansen voor vogels, en daarmee voor het vóórkomen van een soort in een gebied, worden mede bepaald door het percentage vogels dat verstoord wordt en door de duur van de verstoring.

Informatie over dit verstoringspercentage of deze verstoringsduur zijn slechts zeer beperkt voorhanden in de literatuur. Dit type gegevens is evenwel van groot belang om de gevolgen van een verstoring voor vogels in te kunnen schatten. Immers, hoe meer vogels in een groep verstoord worden, en hoe langer vogels verstoord gedrag vertonen na een verstoring, hoe groter de kans wordt dat de soort het gebied permanent zal verlaten en/of wezenlijke energetische kosten ondervindt van de verstoring. In recente jaren lijkt er wat meer aandacht voor dit type gegevens te komen. In het algemeen geldt dat met toenemende afstand tot de verstoringsbron, het percentage vogels in een groep kleiner wordt dat reageert met een verstoorde reactie. De gevonden gegevens zijn in tabel 4.5 per soortgroep samengevat naar verstoringsbron en voor broedende en niet-broedende vogels.

Om beter inzicht te krijgen in de consequenties van verstoring voor het vóórkomen van soorten, is het van belang inzicht te krijgen in het verband tussen verstoringsafstand en het percentage vogels dat vlucht, alsook in wetmatigheden rond verstoringsduur.

Onder meer de volgende studies naar verstoringsduur en verstoringspercentage zijn in de literatuur gevonden (zie ook HS 5, 6 & 7):

- In een studie naar verstoring van watervogels door waterrecreatie (met name vissers in bootjes), werd gevonden dat vogels gemiddeld bijna 4 min stopten met foerageren na een verstoring, en dat gemiddeld 66% van de vogels in een groep verstoord werden (Schummer & Eddleman 2003).
- Kuikens van *oeverlopers* drukten zich gemiddeld 3 minuten bij een passerende wandelaar. Bij hoogfrequente verstoring kon deze periode van oplopen tot een half uur. Dit kan met name bij koude of regenachtige weersomstandigheden leiden tot een lagere voedselopname en bij jongen kuikens ook tot onderkoeling, met als gevolg een groter predatierisico en slechtere overlevingskansen (Yalden 1992).
- Vluchtgedrag bij ruiende *ganzen* leidde gemiddeld tot een verlies van foerageertijd van 19 min (Kahlert 2006).
- Terugkeertijden van Engelse *scholeksters* duurde gemiddeld 27 min, maar was korter naarmate de vogels een grotere voedselbehoefte hadden (in de winter) (Stillman & Goss-Custard 2002). Bij groepen van verschillende soorten eenden in de VS reageerde tussen de 60 en 95% van de vogels op een verstoringsbron. Hoe verder weg de verstoringsbron, hoe kleiner het percentage vogels in de groep dat verstoord reageerde (Pease *et al.* 2005). Zie figuur 4.3.



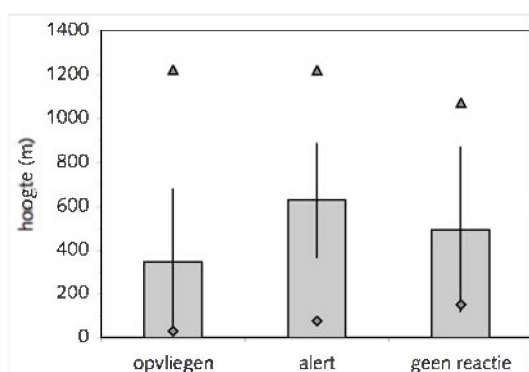
Figuur 4.3 Bij grotere afstand tot de verstoringsbron reageerde een kleiner percentage van de eenden met verstoord gedrag. Data uit Pease et al. 2005, diverse soorten Amerikaanse eenden.

Tabel 4.5 Overzicht van verstoringsduren en verstoringspercentages, weergegeven als gemiddelde per soortgroep en per type verstoringsbron, voor zowel broed- als niet-broedvogels. In de rechterkolommen is het aantal studies weergegeven waarop de gemiddelden zijn gebaseerd.

soortgroep	verstoringsstype	verstoringsduur (gem. n)		verstorings% (gem. n)	
		B	F/R	B	F/R
futen	water		120 2		100 2
aalscholvers	lucht		12 1		
reigers & ibissen	lucht		12 1		
zwanen	land		4 4		58 5
	lucht		2 1		32 1
ganzen	land		11 3		
	water		1 1		
	lucht		5 6	30 1	81 8
eenden	lucht, water, land				
	land				
	water		83 5		96 7
	lucht	5 1	3 5	100 1	2 4
	lucht, water, land	48 2			
roofvogels	land	90 1		25 1	
meerkoet, waterhoen	land		1 1		54 1
	water		4 1		54 1
steltlopers	land	20 1			
	water		50 1		100 1
	lucht		1 3		
scholeksters, kluten & plevieren	land	1 1	42 4		
meeuwen	water		3 1		58 1
	lucht		12 1		
sterns	water		3 1		64 1
spechten	land	4 1			
kleine zangvogels	land	3 8			

4.4 Verstoringshoogtes door vliegtuigen

De vlieghoogtes waarbij effecten zijn waargenomen verschillen aanzienlijk (fig. 4.4). Heunks *et al.* 2007 berekenden op basis van in de literatuur gevonden gegevens over verstoringshoogtes de gemiddelde hoogtes van vliegtuigen waarbij verstoring optrad. De gemiddelde vlieghoogte waarbij vogels opvlogen was 345 m (n=15). Het hoogst vliegende vliegtuig waarbij werd waargenomen dat vogels opvlogen, vloog op 1220 m. De gemiddelde hoogte waarbij vogels alert waren was 625 m (n=10). Het hoogst vliegende vliegtuig waarbij werd waargenomen dat vogels alert waren, vloog op 1220 m. De gemiddelde vlieghoogte in studies waar geen reactie werd waargenomen was 490 m (n=11). Het laagst vliegende vliegtuig waarbij geen verstoringsreactie van vogels werd waargenomen, vloog op 150 m. De kritische afstand in het horizontale vlak is groter dan die in het verticale vlak (Heunks *et al.* 2007).



Figuur 4.4 Hoogte van overvliegende vliegtuigen waarbij vogels opvlogen, alert waren, dan wel geen reactie vertoonden. Gemiddelde=gemiddelde van alle gevonden waarden, minimum = minimum waarde die gevonden is, maximum = maximum waarde die gevonden is, sd = standaard deviatie rond het gemiddelde, geeft aan dat er veel variatie in de waarden bestaat. Gegevens uit Heunks *et al.* 2007.

In het algemeen kan geconcludeerd worden dat bij toenemende hoogte, het verstorend effect op vogels afneemt. Er zijn geen verstoringen waargenomen boven een hoogte van 1200 m. Er zijn echter ook geen waarnemingen bekend bij grotere vlieghoogtes. Dit kan de effecthoogte kleiner doen lijken dan ze werkelijk is. Het aantal waarnemingen waarbij geen effect is gevonden is bovendien ook beperkt. Lensink *et al.* (2005) concludeerden op basis van hun literatuuronderzoek dat geen verstoringen te verwachten zijn boven vlieghoogtes van 1000 m. Wij hebben geen aanwijzingen gevonden dat verstoringen op substantieel grotere hoogte plaatsvinden. Hieronder enkele voorbeelden:

- Door Nijland (1997) zijn gegevens van Rottumerplaat (1986-1996) bewerkt over verstoring door sportvliegtuigen. Tot vlieghoogtes van 350 m had vrijwel iedere passage van een vliegtuig verstoring tot gevolg. Pas boven deze hoogte leidde een substantieel deel niet meer tot verstoring. De door Nijland bewerkte set gegevens is tot vlieghoogtes tot 500 m omvangrijk, daarboven zeer beperkt. Van Rijn *et al.* (2000) berekenden op basis van de gegevens van Nijland middels een extrapolatie

dat zware verstoringen boven een vlieghoogte van 500 niet meer zouden voorkomen, matige verstoringen niet meer boven een hoogte van 700 m en lichte verstoringen niet meer boven een hoogte van 900 m.

- Versturende effecten van vliegbewegingen rond vliegveld Den Helder op met name *steltlopers* in de Waddenzee is onderzocht door Smit (2004) en Smit *et al.* (2003). Passage van vliegtuigen rond de 200 en 300 m leidde variërend van geen zichtbaar effect tot meest heel kortstondig (tot c. 1 minuut) opvliegen van enkele tot duizenden vogels. In het gebied is veel vliegactiviteit, en metingen zijn derhalve gedaan in een reeds verstoorde situatie. Dit kan van invloed zijn op de resultaten.
- Op grond van een studie aan *rotganzen* in een Engels overwinteringsgebied zijn door Owens (1977) de volgende conclusies geformuleerd. Kleine vliegtuigen die op een hoogte van minder dan 500 m passeerden op afstanden tot 1500 m leidden vrijwel zonder uitzondering tot verstoring. Onder verstoring werd in dit geval verstaan dat vogels opschrikken en vervolgens 1 tot 2 minuten rondvliegen.
- Door Stock (1992) werd in een onderzoek aan *rotganzen* in de Duitse Waddenzee geen verschil gevonden in de mate van verstoring door kleine vliegtuigen die hoger of lager dan 150 m overvlogen. Ongeveer 80% van de aanwezige vogels vloog op om gemiddeld ruim een minuut rond te vliegen. Helikopters hadden een vergelijkbaar effect waarbij het iets langer duurde voordat de ganzen hun oorspronkelijke bezigheid weer vervolgden.

4.5 Het gebruik van verstoring in effectstudies

De informatie in de voorgaande paragrafen toont enerzijds aan dat er zeer veel informatie beschikbaar is die gebruikt kan worden voor effectstudies en anderzijds dat er zeer veel interpretatie noodzakelijk is per situatie. Er is inmiddels wel bruikbare informatie voor deze interpretaties. In effectstudies gaat het er om te bepalen of het gebied kwalitatief minder wordt voor vogels als leefgebied (afname habitatkwaliteit). Dus of een vogel verstoord wordt is niet per sé relevant, maar of daarmee de kwaliteit van het leefgebied afneemt. Dit dient zoveel mogelijk kwantitatief onderbouwd te worden. Door een juiste interpretatie van verstoringsafstanden, verstoringsduur, typen verstoringsbronnen, diversiteit in soorten, groepsgroottes en gebruiksfuncties is op basis van bovenstaande kennis een inschatting te maken. Het is derhalve nodig met ál deze factoren rekening te houden. Een veel voorkomende fout is het feit dat vaak alleen naar de (maximale) verstoringsafstanden gekeken wordt en dat daarmee impliciet wordt aangenomen dat het gehele gebied daarmee ongeschikt leefgebied wordt. Omgekeerd wordt er soms te snel verondersteld dat de mate van gewenning zo groot zal zijn dat er een veel lager effect zal zijn dan op basis van maximale afstanden aangenomen zou kunnen worden. Onderhavige studie geeft goede handvatten voor beoordelingen, maar de tabellen zijn niet bedoeld (en bruikbaar) als “kookboek” voor beoordelingen.

5 Effecten van recreatievormen op land

Dit hoofdstuk behandelt de effecten op vogels van recreatieve activiteiten die plaatsvinden op het land. Hieronder valt dus verstoring van soorten voorkomend in habitats als bossen, open gebieden als graslanden, kwelders en strand, en moerasgebieden. Recreatieve verstoringbronnen zijn hier met name honden, fietsers en wandelaars. Ook de effecten van wegen, nachtelijk kunstlicht en geluid worden hier beschreven.

De verstorende effecten van landrecreatie zijn in het algemeen gering in vergelijking met water- en luchtrecreatie. Vanzelfsprekend is dit afhankelijk van lokale omstandigheden zoals intensiteit, frequentie en duur van verstoring. Wandelen heeft beperkt effect op vogels, mits wandelaars op de paden blijven en het padennet niet te fijnmazig is. Wandelaars met hond, alsook loslopende honden, hebben wel een groot verstorend effect op vogels, met name op grondbroedende soorten zoals plevieren, hoenders, nachtzwaluw en leeuweriken. Dit is te wijten aan het feit dat honden meer dan mensen als predatoren ervaren worden. Ze lopen bovendien vaak door het vrije veld, en zoeken vogels op om achterna te jagen. Fietsen lijkt het minst verstorend, waarschijnlijk omdat fietsers zich voorspelbaar en over paden voortbewegen, en relatief snel een locatie gepasseerd zijn. Gemotoriseerd verkeer heeft een beperkt verstorend effect. Langs wegen is onder andere door de gleuidsproductie, de dichtheid aan vogels lager en de doorstroom aan (broed-)vogels hoger. Hoe drukker de weg, hoe groter de verstorende effecten. Ook geluid heeft een verstorende werking. In diverse studies is aangetoond dat de dichtheden aan vogels lager zijn in de buurt van geluidsbronnen, en dat het verstorende effect van een verstoringbron toeneemt als hierbij ook geluid geproduceerd wordt.



Wandelen is één van de minst verstorende vormen van recreatie, zeker als wandelaars over een pad lopen. Foto Luc Hoogenstein.

5.1 Honden

Honden kunnen een sterk verstorend effect hebben op met name broedende vogels. Ook buiten het broedseizoen kunnen honden echter een oorzaak van ernstige verstoring zijn. In alle studies waarin het verstorend effect van honden is onderzocht, hadden honden een groter verstorend effect dan wandelaars zonder hond. Met name niet-aangelijnde honden wijken af van de paden, en vinden het leuk om achter vogels aan te jagen. Daarmee is het goed voor te stellen dat vogels honden als een groter gevaar beschouwen dan mensen.



Honden zijn gek op rondstruinen en kunnen daarbij veel vogels verstoren. Foto Ralph Smits.

Honden en broedvogels

- In het Verenigd Koninkrijk is uitgebreid onderzoek gedaan naar wandelaars en honden. Veel wandelende mensen lopen samen met een hond: rond 5-7% van de wandelaars in bergachtig terrein tot 25-50% van de wandelaars in het laagland (Taylor *et al.* 2005). Van deze honden liep 50-90% los en liep tot 14% buiten controle rond. De afstand waarop werd opgevlogen was voor wandelaars met hond significant hoger dan zonder hond. De auteurs vonden verder dat door honden onder controle te houden het broedsucces duidelijk kan verbeteren, met name in kustmilieus. Sommige vogelsoorten vertoonden geen duidelijk zichtbare reactie, maar hadden wel een verslechterd broedsucces.
- Honden hadden een groter effect op de afnemende dichtheid van zangvogels langs paden dan wandelaars (van der Zande 1984), in (Pouwels & Vos 2001).
- Loslopende honden waren één van de oorzaken waardoor kuikens van zwarte sterns in de veenweidegebieden hun nestvlotjes verlieten, met de negatieve

gevolgen van dien voor het broedsucces (van der Winden & van der Zijden 2002) (Zie ook § 6.3 over kano's).

- Op stranden in Nieuw Zeeland leidde een langskomende aangelijnde hond bij de rosse plevier (*Charadrius obscurus*) tot de grootste mate van verstoring, meer nog dan wanneer naar het nest toe werd gerend (Lord *et al.* 2001).
- Ook goudplevieren in Engeland waren meer geneigd het nest te verlaten wanneer een wandelaar samen met een hond langskwam, terwijl de vogels vaker op het nest bleven zitten wanneer alleen een wandelaar passeerde (Yalden & Yalden 1990). Ook werd vastgesteld dat de soort gevoeliger was voor verstoring gedurende de eileg dan daarna. Dit werd eveneens vastgesteld voor de bonte strandloper (Pearce-Higgins *et al.* 2007).
- De gemodelleerde groeisnelheid van goudplevierkuikens was lager bij verstoring door wandelaars met honden (inclusief dood bijten van jongen door honden) dan zonder verstoring (1,02 versus 1,07) (Pearce-Higgins & Yalden 2003).
- De dichtheid van territoria van boomleeuweriken op heideterreinen werd lager naarmate het niveau van verstoring toenam. De meest frequent voorkomende vorm van verstoring hier waren wandelaars met hond. Opvallend was dat het broedsucces toenam bij toenemende verstoring. Dit wordt verklaard door een afnemende dichtheid broedvogels bij toenemende verstoring. Hoe lager de dichtheid hoe hoger het broedsucces. Er werd berekend dat zonder verstoring het aantal territoria boomleeuweriken 13% hoger kon liggen (Mallord *et al.* 2007). Wandelaars met hond op de Britse heidevelden waren voor het merendeel afkomstig uit de nabije omgeving (binnen 5 km), waarbij de lengte van de wandeling gemiddeld minder dan 2,5 km was en de hond over het algemeen los liep (Underhill-Day & Liley 2007).
- Het merendeel (60-72%) van verstoringen van territoriale Provençaalse grasmussen in Zuid-Engeland werd veroorzaakt door wandelaars met hond (Murison *et al.* 2007). Op heideterreinen gingen honden zo'n 45 m van het pad af, terwijl dit in delen met dichte gaspeldoorn nooit het geval was. Het verstoringseffect was derhalve groter in open heideterreinen dan in gaspeldoornvegetaties. Vastgesteld werd dat door verstoring het broedsucces van de Provençaalse grasmus significant verminderd werd in de territoria gedomineerd door struikheide. Het later in het seizoen starten met broeden had een negatieve impact op het broedsucces. Territoria nabij terreindelen met een hoge verstoringgraad hadden een significant hogere kans te mislukken dan succesvol jongen groot te brengen. De resultaten suggereren dat door de verstoring situaties ontstaan waarin ofwel de timing van het broeden verkeerd valt ofwel het foerageren van de oudervogels en voeren van de jongen wordt onderbroken. De sterkste verstoringen werden vastgesteld nabij ingangen en parkeerplaatsen, daarnaast werd ook een hogere verstoring vastgesteld nabij meer verstedelijkte gebieden.
- Bij goudplevieren werd ook vastgesteld dat de soort gevoeliger is voor verstoring gedurende de eileg dan daarna (Yalden & Yalden 1990).
- Een recent onderzoek in Australië naar het effect van het uitlaten van honden in boslandschappen liet zien dat dit tot wezenlijke verstoring kon leiden. Vastgesteld werd dat het wandelen met de hond in een boslandschap een achteruitgang van

35% in diversiteit en 41% in dichtheid van de vogelbevolking veroorzaakte. Een analyse naar alleen grondgebonden vogels leverde voor deze groep een achteruitgang in dichtheid op van 50% (Banks & Bryant 2007).

Honden en niet-broedvogels

- Een Engelse studie naar de effecten van verstoring op overwinterende steltlopers en eenden door allerlei recreatieve activiteiten op land en water liet zien dat het versturende effect van wandelaars met honden dubbel zo groot was als het versturende effect van wandelaars alleen. Met name bij hoog tij was dit verschil aanwezig (Ravenscroft *et al.* 2007).
- Overwinterende strandplevieren (ondersoort *nivosus*) aan de kust van Californië werden disproportioneel meer verstoord door loslopende honden dan door andere bronnen van verstoring (Lafferty 2001b).
- Een slaapplek van overwinterende sterns in Ghana werd in zijn geheel verlaten na een bezoek van een hond in de avond (mond. med. J. van der Winden).
- Voor overwinterende *steltlopers* in het Dee-estuarium vormden honden samen met paardrijders en wandelaars de voornaamste oorzaken voor verstoring (Mitchell *et al.* 1988). Onbekend is of dit loslopende honden of aangelijnde honden betrof, wat een aanzienlijk verschil kan uitmaken omdat een loslopende hond 'uitgelaten' door een groep vogels heen kan rennen, waardoor verstoring onvermijdelijk is, terwijl een aangelijnde hond die met de baas meeloopt niet meer verstoring hoeft te veroorzaken dan een wandelaar alleen.



Een spelende hond verstoort steltkluten foeragerend in een plas. Foto Luc Hoogenstein.

5.2 Fietzers

Over het effect van fietsers in tegenstelling tot wandelaars is vrijwel niets gevonden. De meeste onderzoeken maken gewag van 'recreanten' zonder verder te specificeren wat voor type recreatie er werd beoefend. Toch valt hier wel iets over te zeggen. De gemiddelde fietser zal zich over de aangegeven fietspaden bewegen. Omdat de fietser zich relatief snel en geruisloos verplaatst, is te verwachten dat de verstoring zeer beperkt zal zijn, en in ieder geval minder zal zijn dan door wandelaars of gemotoriseerd verkeer. Immers, de verstoring duurt minder lang en de voorspelbaarheid van het gedrag van de fietser is groot, namelijk rechtdoor zonder te stoppen.

Voor mountainbikers ligt het waarschijnlijk iets anders. Deze groep recreanten gedraagt zich veel onvoorspelbaarder dan andere fietsers. Ze fietsen met grote snelheid over kleine wandelpaadjes, of geheel buiten paden. De snelheid en onvoorspelbaarheid van mountainbikers betekent dat het verstoring effect van deze groep veel groter is dan van andere fietsers.

- In een studie aan wilde zwanen in Schotland (Rees *et al.* 2005, zie ook §5.4.2) werden voor fietsers de kortste verstoringafstanden gevonden (116 m ten opzichte van 280 m gemiddeld voor andere activiteiten). De verstoringduur door fietsers was erg kort, gemiddeld 1 min. Het percentage vogels in een groep dat reageerde op fietsers was 58%, wat vergelijkbaar was met dat voor wandelaars.
- In een studie aan foeragerende reigers veroorzaakten fietsers meer verstoring dan auto's (Stolen 2003). Zie §5.3.



Fietzers volgen een fietspad door de duinen. Foto Karen Krijgsveld.

5.3 Gemotoriseerd verkeer, geluid & verlichting

Verkeer

Verstoring langs wegen, door het (gemotoriseerd) verkeer zelf of door het gerelateerde lawaai, is vastgesteld in alle betreffende onderzoeken (Reijnen *et al.* 1995; Reijnen *et al.* 1996; Burton *et al.* 2002b; Forman *et al.* 2002). De verstoring uit zich in een verlaging van de aantallen broedende vogels en van de aantallen vogels op zich. Dergelijke effecten zijn groter naarmate de weg drukker is, zoals drukke hoofdverbindingswegen en snelwegen.

- Langs drukke hoofdverbindingswegen kon tot op een kilometer afstand van de weg een verlaagde vogeldichtheid worden gemeten (Forman *et al.* 2002; bij >30.000 voertuigen per dag; bepaald voor een viertal kleine Amerikaanse zangvogels en een steltloper). Langs rustige b-wegen was nauwelijks sprake van verstoring.
- Auto's die langzamer gaan rijden of af en toe stilstaan, veroorzaakten meer verstoring dan auto's die met gelijke snelheid door bleven rijden (onderzocht aan foeragerende reigers in de VS (Stolen 2003). Auto's op zich echter leken in veel mindere mate als een bedreiging ervaren te worden dan fietsers of wandelaars.
- Een groot onderzoek naar de invloed van wegen op de dichtheid van broedvogels laat zien dat voor het merendeel van de onderzochte soorten in de habitattypen grasland, heide, oud loofbos en naaldbos die onder invloedsfeer staan van de weg het merendeel van de soorten een lagere kans op voorkomen hadden en in een lagere dichtheid voorkwamen (Foppen *et al.* 2002). De effecten waren het grootst in de meer natuurlijke omgevingsvormen zoals moeras.
- Eenzelfde resultaat werd gevonden in een studie in Engeland, waar dichtheden van verschillende soorten steltlopers en eenden werden vastgesteld in relatie tot nabijheid van wandelpaden, wegen en spoorwegen. Het gros van de soorten kwam in significant lagere aantallen voor dichtbij paden, wegen of spoorwegen (Burton *et al.* 2002a).
- Overwinterende rotganzen in Engeland meden verstoorde gebieden nabij wegen in het begin van de winter, en foerageerden in minder verstoorde gebieden. Aan het eind van de winter namen de ganzen de verstoorde gebieden echter wel in gebruik, nadat de voedselbronnen elders waren uitgeput (Owens 1977).
- Ook kleine rietganzen meden voedselbronnen nabij wegen (Gill *et al.* 1996).
- In een studie aan wilde zwanen (Rees *et al.* 2005; zie ook §5.4.2) werden voor auto's kleinere verstoringafstanden waargenomen dan voor wandelaars (176 m t.o.v. 281 m gemiddeld). De verstoringduur door auto's was kort, gemiddeld 3 min. Het percentage vogels in een groep dat reageerde op auto's was 58%, wat vergelijkbaar was met dat voor wandelaars.
- Een uitgebreide literatuurstudie (inclusief data analyse) toonde aan dat een aantal soorten negatief werden beïnvloed door wegen, inclusief de soorten *Coopers sperwer*, *Spaanse keizerarend*, *monniksgier*, *dwergarend*, *oehoe*, *buizerd*, *Amerikaanse zeearend* en *slechtvalk* (Martínez-Abraín *et al.* 2008). Voor een aantal van de voornoemde soorten werden ook positieve verbanden gevonden (slechtvalk, dwergarend en buizerd). Dit suggereert dat de gevonden resultaten voor verschillende soorten eerder populatiespecifiek is dan soortspecifiek. Daarnaast

werd geconcludeerd dat hoe groter de soort hoe gevoeliger voor de aanwezigheid van een weg (monniksgier en Spaanse keizerarend).

- Onderzoek tijdens de TT van Assen in 2007 (begin september) naar de verstoring van vogels resulteerde niet in aantoonbaar negatieve effecten op de aanwezige vogels (de Molenaar & Henkens 2007). De resultaten kunnen niet gegeneraliseerd worden naar andere seizoenen van het jaar of langere races, omdat de race van relatief korte duur was.

Geluid

Geluid is een belangrijke factor in het al dan niet optreden van verstoring. Diverse studies geven aan dat wanneer een verstoringsbron geluid produceert, het verstorende effect vele malen groter is dan bij vergelijkbare bronnen die geen geluid produceren. Zie hiervoor ook hoofdstuk 7 over vliegtuigen.

- Activiteiten waarbij veel geluid geproduceerd werd leidden er bij *lammergieren* in de Franse Pyreneeën toe dat de vogels vaker afwezig waren van het nest, en het legsel vaker mislukte (Arroyo & Razin 2006). Onder lawaaiige activiteiten werd verstaan: helikopters, motorfietsen, infrastructureel werk, militaire activiteiten, bosbouw activiteiten, jacht. Dit trad op bij afstanden tot de verstoringsbron van meer dan 1,5 km weg, terwijl mensen te voet, auto's en vliegtuigen pas binnen een afstand van 500-700 m tot verstoring leidden. Dit geeft aan dat geluid tot op zeer grote afstand tot verstoring van broedvogels kan leiden, en zelfs een verlaging van broedsucces in de hand kan werken indien de verstoring frequent optreedt.
- Overwinterende eenden in de VS (*zwarte eend*, *Amerikaanse smient*, *krakeend* en *Amerikaanse wintertaling*) verloren slechts 1,5% van de tijd als gevolg van alert gedrag bij overvliegende militaire vliegtuigen met een geluidsproductie van gemiddeld 85 dB (Conomy *et al.* 1998) (zie ook §7.1).
- Uit een studie naar verstoring van overwinterende *steltlopers* en eenden in een Engels estuarium kwam naar voren dat behalve snel-bewegende objecten, ook geluid tot een disproportioneel aantal verstoringen van vogels leidde (Ravenscroft *et al.* 2007).
- De dichtheid van broedende *weidevogels* langs wegen nam met ca. 35% af boven een geluidsproductie van 40 dB(A) (Reijnen *et al.* 1996).
- Op *graslandsoorten* had het lawaai van treinen een nadelig effect; de drempelwaarde waarboven een reductie in dichtheid van broedende vogels optrad bedroeg voor alle soorten ca. 45 dB(A). Gemiddeld lag de dichtheid aan *steltlopers* 50% lager bij geluidsbelastingen tussen 45 en 60 dB(A) (Tulp *et al.* 2002).
- Constructiewerk in Cardiff Bay in Wales leidde tot een significante afname van vijf soorten eenden en *steltlopers*. Bovendien nam bij *schaleksters* de foerageeractiviteit af (Burton *et al.* 2002b). Geluid vormde een wezenlijk onderdeel van de verstoring. In het artikel wordt niet genoemd wat het aantal dB's was dat geproduceerd werd door het constructiewerk.
- *Grote kuifsterns* in Australië reageerden op door speakers afgespeeld vliegtuiggeluid van 65 dB met opkijken en alert gedrag. Bij 90 dB reageerden de vogels met schrikreacties en vluchtgedrag. Naarmate de geluidbelasting groter werd, reageerde een groter percentage van de kolonie. Interessant genoeg kwam het geluidsniveau

waarbij alert werd gereageerd amper uit boven het niveau van het achtergrondgeluid (55 - 75 dB. *Brilsterns* vertoonden al bij een lagere geluidbelasting verhoogd vluchtgedrag (Brown 1990) (zie ook §7.1).

- In reactie op 'sonic booms' vlogen *bonte sterns* massaal op van het nest, om korte tijd boven de kolonie te cirkelen en vervolgens weer op het nest neer te strijken. Het betrof een kolonie van ca. 50.000 paar in de VS (Austin *et al.* 1970) in (Gladwin *et al.* 1988). De eieren in de kolonie kwamen massaal niet uit in een seizoen met dagelijks zware sonic booms waarbij ramen van nabijgelegen huizen sneuvelden.
- De dichtheid van meerdere soorten kleine *zangvogels* in Canadees bosgebied was lager nabij energiecentrales waar veel geluid werd geproduceerd dan nabij energiecentrales die stil waren (Bayne *et al.* 2008).
- Achtergrondgeluid kan nadelig zijn voor vogels door het veroorzaken van stress, het niet op tijd opmerken van predatoren of het niet opvangen van alarmgeluiden (Slabbekoorn & Ripmeester 2008). In gebieden met veel achtergrondlawaai kunnen over het algemeen alleen die soorten zich handhaven die hun gedrag en zang aan kunnen passen.
- In het stedelijk milieu begonnen, in respons op het stadsgeluid, *zangvogels* 's morgens eerder met zingen (Bergen & Abs 1997).
- Bij de *koolmees* zijn aanpassingen in zang vastgesteld. In plaats van de gebruikelijke zang (verdeeld over een vrij brede range van geluid) werd tijdens veel stadsgeluid gezongen op alleen een hoge frequentie (Katti & Warren 2004; Slabbekoorn & Ripmeester 2008)
- Bij *boomzwaluwen* is vastgesteld dat de bedelroep veranderde onder invloed van achtergrondgeluid, wat suggereert dat geluid de ontwikkeling van verschillende roepjes/zangvormen beïnvloedt (Leonard *et al.* 2008).

Vuurwerk

- Verstoring door *vuurwerk* werd tot een afstand van 3000 m waargenomen bij wadvogels in Zeeland en bij grauwe ganzen op Texel (van Apeldoorn & Smit 2006). Lichte reacties werden waargenomen tot een afstand van 5700 m. Het belangrijkste gevolg van verstoring was een afgenomen foerageertijd. Cumulatieve effecten traden op indien vogels overdag ook werden verstoord door recreatieve activiteiten. Waarnemingen gedaan met het ROBIN-radar van de Koninklijke Luchtmacht lieten zien dat op middernacht tijdens de jaarwisseling een explosie van vogelbewegingen plaatsvond (van Gasteren in van Apeldoorn & Smit 2006).

Verlichting

- Nachtelijk kunstlicht van lantaarnpalen had bij broedende grutto's in weidevogelgebied een negatief effect op het ruimtegebruik en de eilegdatum (de Molenaar *et al.* 2000).

5.4 Wandelaars

In deze paragraaf wordt besproken welke versturende effecten van wandelaars en daaraan gekoppelde activiteiten gevonden zijn. Er is veel onderzoek gedaan naar verstoring door wandelaars. Derhalve zijn de effecten ingedeeld naar type habitat, waarbinnen verschillende relevante soortsgroepen worden besproken.

Algemeen

Voor een aanzienlijk aantal soorten werd, zoals hieronder wordt beschreven, vastgesteld dat de dichtheid aan broedvogels en/of aan foeragerende vogels afneemt in de buurt van wegen of paden. Behalve effecten op dichtheid, zijn ook effecten aangetoond op broedsucces en foerageersucces. De mate waarin een gebied toegankelijk is voor recreatie, is van belang voor de mate waarin soorten verstoord worden: wanneer een foerageer- of een broedgebied in zijn geheel openstaat voor recreatie, of wanneer recreatie voortdurend voorkomt in een gebied, zijn de gevolgen van verstoring veel groter dan wanneer een vogel zich terug kan trekken in een gebied zonder verstoring, of wanneer een dag grotendeels onverstoord verloopt. Omdat sommige soorten gevoeliger zijn voor verstoring dan andere, neemt de soortenrijkdom (van zangvogels) in gebieden met veel recreatie af. Juist voor deze gevoeliger soorten is beschikbaarheid van niet verstoord gebied noodzakelijk. Negatieve effecten van verstoring door wandelaars zullen vooral op lokale populaties een meetbaar negatief effect hebben.

Voorspelbaarheid speelt een belangrijke rol bij verstoring. Een wandelaar die over een pad loopt en hierover door blijft lopen in de buurt van een vogel, zal deze vogel minder verstoren dan een wandelaar die van het pad afwijkt of stil blijft staan.

Vogelaars en natuurfotografen kunnen grote verstoring veroorzaken. Zij naderen liefst een vogel zo dicht mogelijk, wijken regelmatig van paden af om een specifieke vogel op te zoeken, blijven stilstaan op één plek om de vogel te bekijken, en kijken daarbij de vogel recht aan. Dit zijn allemaal factoren die een vogel interpreteert als 'bedreigend'.

5.4.1 Bossen

Verstoring in bosgebieden treedt vooral langs wandelpaden op. Effecten die optreden betreffen met name veranderingen in dichtheid en soortsaanpak. Door de beslotenheid van het habitat zijn de verstoringsafstanden relatief klein. De mate waarin verstoring optreedt hangt daarom samen met de mate waarin het bos toegankelijk is voor recreanten. Wanneer een netwerk van paden zich uitstrekt door het gehele bos zal het effect van verstoring een stuk ernstiger zijn dan wanneer slechts in een deel van het bos paden lopen. Vooral de bosrand is een kwetsbare zone waar wandelaars een grote versturende werking kunnen hebben.

Roofvogels

- *Torenvalken* meden het gebruik van nestkasten die dicht langs paden of andere publiekelijk toegankelijke wegen liggen (<50-100 m). Verstoring door recreanten leidde in een studie eind jaren '70 tot een vermindering van het broedsucces, vermoedelijk middels een vermindering van de beschikbare foerageertijd (van der Zande & Verstrael 1985).
- Ook *buizerds* broedden bij voorkeur enigszins verwijderd van wegen en paden (Waardenburg 1976). De nestkeuze was in de studie zodanig dat een afstand van tenminste 75 m werd aangehouden tot het dichtstbijzijnde pad of weg, waarbij met name wandelaars de verstoring hadden. Wanneer binnen deze afstand werd gebroed, was steeds een ongestoorde vliegroute aanwezig, bijvoorbeeld via een open bosrand. Wanneer in een bos dus voldoende habitat aanwezig is zonder een pad in de nabijheid, hoeft de buizerd weinig last te hebben van recreatie. Ook in Duitsland werd een negatief verband gevonden tussen vestiging van buizerds en menselijke verstoring. Bovendien was broedsucces negatief gecorreleerd met menselijke verstoring (Krüger 2002).
- Voor de *havik* werd vastgesteld dat verstoring binnen een straal van 200 m van een potentieel nest een negatief effect had op vestiging (Krüger 2002). De soort was gevoeliger voor verstoring dan buizerds. Er werd echter geen effect op broedsucces waargenomen. In een studie in Nederland waren de horsten zodanig gelegen dat ze bereikbaar waren via een route waarlangs weinig verstoring plaatsvond (Waardenburg 1977). Verstoring lijkt geen rol te spelen voor de havik wanneer recreatie beperkt blijft tot een vastgesteld padennet. Wanneer dit net te fijnmazig wordt en/of een te groot deel van het bos beslaat, worden haviken (en andere dagroofvogels) beperkt in hun gebruik van het bos en kunnen broedgevallen achterwege blijven. Net als voor de buizerd geldt dat met name verstoring van bosranden een groot verstoring effect heeft op haviken.

Over andere roofvogels die in gemengd bos en open gebied voorkomen, zijn weinig gegevens omtrent gevoeligheid voor recreatie bekend. Sperwers zijn vergelijkbaar met haviken qua nestplaatskeuze ten opzichte van paden, en verstoring zou derhalve op vergelijkbare wijze kunnen werken. Er zijn geen gegevens zijn beschikbaar over wespandief en boomvalk.

- *Spaanse keizerarenden* reageerden nauwelijks op langsrijdende auto's, maar wel sterk op wandelaars (passanten, ecotoeristen, vissers, jagers). De reacties werden zeer sterk op een afstand minder dan 450 m van het nest, en werden verwaarloosbaar op een afstand van 800 m of meer van het nest. Het aantal jongen dat werd grootgebracht was negatief gecorreleerd met toenemende menselijke activiteiten. Naar verhouding vlogen Spaanse keizerarenden die het meest benaderd werden minder vaak op. Tot op zekere hoogte is hier waarschijnlijk sprake van gewenning (González *et al.* 2006).
- *Amerikaanse zeearenden* foeragerend langs een rivier bleken veel gevoeliger te zijn voor verstoring door wandelaars dan door boten. Hervatten van de

foerageeractiviteiten duurde maar liefst 4 uur nadat een wandelaar langs kwam en 36 min nadat een boot langs kwam (Stalmaster & Kaiser 1997).

- Een verstoringsexperiment bij *koningsbuizerden* in de VS resulteerde bij 33% van de nesten tot desertie door de adulten (White & Thurow 1985). Binnen een afstand van 120 m vloog 40% van de vogels op, binnen een afstand van 250 m vloog nog 10% van de adulten op. In slechte voedseljaren waren de vogels gevoeliger voor verstoring (grotere verstoringafstanden).
- Broedsucces van *lammergieren* in de Franse pyreneeën nam af bij toenemende verstoringfrequentie, met name door activiteiten waarbij veel geluid geproduceerd werd (Arroyo & Razin 2006) (zie ook §5.3).

Nachtwaluw

Recent is in Engeland uitgebreid onderzoek gedaan naar de mate van verstoring van nachtzwaluwen door recreatie. Hieruit blijkt een negatief verband tussen recreatiedruk en voorkomen en broedsucces van nachtzwaluwen.

- Aanwezigheid van nachtzwaluwen op Britse heidevelden werd beïnvloed door omgevingsgebruik en de mate van verstedelijking (Liley & Clarke 2003).
- Verstoring werd veroorzaakt door wandelaars en honden (Langston *et al.* 2007).
- Mislukte nesten lagen significant dicht bij paden, hoofdtoegangen van heidegebieden, bij gebieden met een hoge dichtheid aan wandelpaden en hoge gebruiksdichtheid en bij spaarzaam begroeide delen. Een belangrijke oorzaak van mislukken van nesten was eipredatie. De verzamelde data suggereren dat opvliegen overdag, al is het slechts eenmaal, de kans op predatie van eieren door kraaiachtigen sterk vergrootte. Een groot deel van de bezoekers van heideterreinen in Engeland is afkomstig uit de nabije omgeving (binnen 5 km), komt met de auto, en een groot deel gaat wandelen met de hond (Underhill-Day & Liley 2007).
- In het bos- en heidegebied op de Veluwe werd voor *nachtzwaluwen* een hoger broedsucces vastgesteld in voor wandelaars afgesloten gebieden (Bijlsma 2006). Het nestsucces in opengesteld gebied (n=6) was 13%, in gesloten gebied (n=77) 60%.



Nachtwaluw op de bosgrond. Foto Luc Hoogenstein.

Kleine zangvogels

Het effect van recreatie op kleinere zangvogels in bossen is zeer variabel. Voor sommige soorten werd een lagere dichtheid gevonden rond druk bezochte paden en wegen (bv (van Koersveld & Kooy 1976), in (Winkelman 1984): tot 20 m van het pad), maar andere soorten toonden helemaal geen sporen van verstoring (bv (van der Zande 1984): 5 van 15 soorten hadden een lagere dichtheid; en (Gutzwiller & Anderson 1999): 3 van 9 soorten hadden een lagere dichtheid in verstoorde gebieden).

Welke factoren bepalen of een soort verstoord wordt of niet, is niet geheel duidelijk. In ieder geval is het effect sterker en het verstoorde gebied groter naarmate het aantal recreanten dat over de paden passeert groter is (Slings 1999) in (Pouwels & Vos 2001). De verstoring zal ook groter zijn wanneer de verstoring plaatsvindt op een plaats of tijdstip die van groter belang is voor de vogel, zoals in voedselrijke habitats of 's ochtends vroeg. Daarnaast kan ook gedrag (foerageren in groepsverband, manier van foerageren) of opvallendheid qua kleur van de vogel van invloed zijn op de respons van de soort op menselijke verstoring.

- Opvallende soorten en soorten die laag boven de grond foerageren, verdwenen sneller uit het zicht bij benadering (Gutzwiller *et al.* 1998b). Vogels die op de grond foerageren zijn mogelijk gevoeliger voor hoge recreatiedruk van wandelaars. In een andere studie naar de verticale verdeling van de vogels, waardoor vogels mogelijk in problemen zouden kunnen komen door het onbereikbaar worden van foerageerhabitat, werd echter geen effect gevonden van verstoring door recreatie (Gutzwiller *et al.* 1998a).
- Cooke vond dat soorten in verstedelijkte gebieden zich dichter lieten benaderen dan in landelijke gebieden. Hier speelt gewinning mogelijk een rol (Cooke 1980).
- Een ander effect van verstoring door recreatie ligt in de zangactiviteit van de vogels. *Vinken* zongen minder en gingen meer over tot roepjes wanneer de frequentie aan passerende wandelaars toenam (Bergen & Abs 1997). Dit kan van invloed zijn op territoriumgrootte van de vogels, op partnerselectie en indirect op het broedsucces.
- In een studie naar de invloed van verstedelijking in de nabijheid van het broedgebied en de daarmee gepaard gaande verstoring op een Noord-Amerikaanse trekkende *kleine zangvogel*, de beukenfeetiran (acadian flycatcher), werd een negatief verband aangetoond tussen de betreffende soort en de mate van verstedelijking in de nabijheid van het broedgebied (Rodewald & Shustack 2008). Zo nam de reproductie af in rivierbegeleidend bos naarmate de nabije omgeving meer verstedelijkte.
- Zowel de dichtheid aan foeragerende vogels, als de soortenrijkdom en de broeddichtheid van grond-foeragerende soorten (*merel*, *ekster*, *spreeuw* en *houtduif*) namen af naarmate meer wandelaars het studieplot passeerden, in studies in beboste parken in Madrid (Fernández-Juricic 2000; Fernández-Juricic & Telleria 2000; Fernández-Juricic *et al.* 2001; Fernández-Juricic & Jokimaki 2001). Sterk aan mensen aangepaste soorten als *huismus* en *stadsduif* namen echter toe in de buurt van hoge aantallen passanten, waarschijnlijk door betere voedselomstandigheden in de buurt van mensen (afval, voederen) en beschikbare nestplaatsen.

- In een onderzoek naar de vogelpopulaties in parken in Madrid werd een relatie gevonden tussen het aantal wandelaars en de veranderingen in het soortenspectrum over de jaren (Fernández-Juricic 2002). Er werd geconcludeerd dat als gevolg van verstoring door wandelaars er een afname van beschikbare tijd en ruimte om te foerageren en gelegenheid voor broeden optreedt. Als gevolg hiervan neemt de geschiktheid van habitatsegmenten af en vindt lokaal in zwaar verstoord gebied een toename van uitsterfing en afname van kolonisatiemogelijkheden plaats.
- In een ander onderzoek werd vastgesteld dat de mate van alertheid niet alleen wordt bepaald door de afstand van de wandelaar maar ook door het habitatype (Fernández-Juricic *et al.* 2001). In het onderzoek waren vijf verschillende soorten betrokken. De *huismus* was de enige soort waarvan de afstand vanaf waar alert werd gereageerd toenam in de omgeving van wandelpaden. Voor alle soorten (*huismus*, *merel*, *houtduif*, *ekster*) werd een relatie tussen afstand vanaf waar alertheid werd vastgesteld en de structuur van het habitat vastgesteld. De tolerantie werd groter naarmate er meer schuilgelegenheden waren (Fernández-Juricic 2004). De vogels vlogen bovendien eerder op in relatie tot de detectie-afstand wanneer een groter risico werd ervaren. Bijvoorbeeld een grotere groep vloog later op (kleinere verstoringafstand) dan een kleinere groep; vogels die hoger in de boom zaten vlogen later op dan vogels in lagere bomen (Fernández-Juricic *et al.* 2002). Voor de genoemde soorten gold dat hoe groter de soort, hoe minder tolerant voor verstoring. Dat laatste is in meerdere andere onderzoeken ook vastgesteld (Fernández-Juricic 2004; Blumstein 2006a). Zie hiervoor hoofdstuk 4.

Hoenderachtigen

- Het *auerhoen* is gevoelig voor verstoring (Thiel *et al.* 2008). Auerhoenders vlogen eerder op in gebieden met een hoge verstoring dan in ongestoorde gebieden. De gemiddelde afstand waarop een auerhoen opvloog was 27 m. Hoe opener het terrein hoe eerder werd opgevlogen en hoe langer de vluchtafstand was. Onafhankelijk van overige factoren vlogen mannetjes auerhoenders eerder op dan vrouwtjes.
- *Korhoenders* in gebieden met veel menselijke verstoring hadden hogere niveaus van stresshormonen dan korhoenders in ongestoorde gebieden (Arlettaz *et al.* 2007). Gezenderde korhoenders die vier dagen achtereen werden opgejaagd lieten een toename zien in stresshormoon. Voor het auerhoen werden vergelijkbare effecten gevonden, waarbij de niveaus van stresshormoon in gebieden met weinig verstoring door skirecreatie significant lager waren dan in gebieden met hoge niveaus van skirecreatie (Thiel *et al.* 2008).
- *Korhoenders* die werden blootgesteld aan regelmatige verstoring (tweemaal per week) vertoonden een 32% grotere vluchtafstand dan korhoenders die slechts eenmaal per twee weken werden verstoord (Baines & Richardson 2007). Er werden geen verschillen in vruchtbaarheid en overleving gevonden.

5.4.2 Open gebieden: heides, graslanden, kwelders

Ook in open gebieden kunnen wandelaars op wegen een verstorend effect hebben op soorten die langs deze wegen foerageren, broeden, of rusten. Dit betreft met name ganzen, steltlopers en kleine zangvogels.

In het algemeen vliegen de vogels op bij afstanden tussen de 50 en 300 m (zie hieronder en hoofdstuk 4). Eenmaal verstoord, keren veel vogels niet of slechts langzaam terug in het foerageergebied, waardoor dichtheden van vogels rond verstoringbronnen een stuk lager zijn. Broedende vogels zijn vooral in de vestigingsfase verstoringsegevoelig. Ook het broedsucces kan door de verstoring aangetast worden.

Ganzen & zwanen

Omdat door verstoringmijdend gedrag het beschikbare foerageergebied kleiner wordt, zal bij verstoring eerder een limiet ontstaan aan het aantal ganzen dat het gebied kan herbergen. Een ander gevolg van de verstoring is dat verstoorde *rotganzen* vaker opvlogen waardoor ze meer energie kwijt waren aan het vliegen (Riddington *et al.* 1996) (zie § 7.1) en minder tijd konden besteden aan foerageren. Hierdoor konden ze minder reserves opbouwen voor de trek naar de broedgebieden in het noorden. De ganzen zullen proberen dit tijdverlies op andere momenten van de dag te compenseren (bv 's nachts tot een uur extra moeten foerageren), maar bij zware verstoring kan dit onmogelijk of onvoldoende blijken. Door verstoring kan het broedsucces op deze wijze achteruit gaan: Individueel herkenbare ganzen die vaak verstoord waren namen minder snel toe in gewicht en kwamen na het broedseizoen terug met minder jongen dan onverstoorde ganzen (Madsen 1985, 1994).

- Ganzen foeragerend op graslanden namen in aantal af in de buurt van wegen met veel menselijk verkeer (inclusief wandelaars etc). Owens (1977) liet zien dat de *rotgans* in dergelijke situaties eerst gebruik maakte van minder verstoorde gebieden, en later in het seizoen wanneer het voedsel opdraakt toch naar de velden met meer verstoring trok.
- Ook de *kleine rietgans* meed velden die dicht in de buurt van wegen lagen, en liet een aanzienlijk deel van de voedselvoorraad op velden in de buurt van wegen onbenut (Gill 1996),
- Ook ganzen die in het Leekstermeergebied foerageerden (diverse soorten waaronder *kolgans*), meden de foerageergebieden nabij wegen met verkeer en wandelaars (Venema 1988).
- *Kleine rietganzen* in zuidwest-Friesland vlogen door diverse menselijke activiteiten vaak op (Schilperoord & Schilperoord-Huisman 1981) (in Venema 1988).



Brandganzen foeragerend nabij een pad. Foto Luc Hoogenstein.

- Foerageeractiviteit van overwinterende *wilde zwanen* in Schotland was vooral afhankelijk van ecologische factoren als voedselbeschikbaarheid (Rees *et al.* 2005). Daarnaast had verstoring een klein maar significant negatief effect op de foerageeractiviteit. De verstoringafstand was gemiddeld 280 m (vogels alert). Het verschil in afstand waarop vogels alert werden dan wel opvlogen was klein (voor verstoring door wandelaars: alert 209 m versus opvliegen 197 m). Gemiddeld reageerde 58% van de zwanen in een groep op verstoring. De verstoringduur was beperkt en lag tussen de 1 (fietser) en 6 min (visser, jager).
- Door verstoring verminderde de totale energieopname van *sneeuwganzen* in Canada, wat een slechtere conditie van de vogels opleverde. Met name ganzen in gebieden waar weinig alternatief foerageerhabitat voorhanden was, hadden een verlaagde energie-opname. Naarmate de verstoringbron als risicovoller werd ervaren, nam de afstand toe waarover sneeuwganzen wegvlogen uit verstoord gebied: in reactie op jacht werd verder gevlogen dan in reactie op verjaging, terwijl na een verstoring door een wandelaar of auto het minst ver werd weggevlogen (Béchet *et al.* 2004).
- Voor vogels die ons land passeren tijdens de voorjaars trek en in arctische gebieden broeden, zoals *zwanen*, *ganzen* en *steltlopers*, is het van wezenlijk belang om voldoende voedsel op te kunnen nemen. Een te lage voedselopname (vet, eiwitten; bijvoorbeeld door verstoring) tijdens stop-overs kan resulteren in een verlaagd broedsucces. (Drent *et al.* 2007) hebben aangetoond dat de reserves opgedaan tijdens de trek, werden aangewend voor deze ei-productie. Door het korte arctische broedseizoen hadden de vogels niet de mogelijkheid om pas ter plaatse de eieren aan te maken, en waren de vogels afhankelijk van goede foerageercondities op de stop-over sites.

Broedende steltlopers

- Broedende *goudplevieren* in Engeland (Peak District) vlogen vaker op van het nest wanneer mensen in de buurt aanwezig zijn. De vogels bleven soms een uur of meer van het nest. Vooral bij slecht weer en in een laat ontwikkelingsstadium van het ei kan dit negatieve gevolgen hebben voor het uitkomstsucces. De totale incubatietijd liep slechts in beperkte mate terug (van 98 naar 96%), maar dit zegt weinig over de consequenties van verstoring, omdat die bepaald worden door de tijd dat een vogel aaneengesloten van het nest is en de fase van de eieren of kuikens. Vogels met kuikens besteedden 11% van de dag aan reageren op mensen, zoals opvliegen en alarmeren. Hierdoor nam naar schatting de energie-uitgave van de adulten met 15% toe. Door het frequente alarmeergedrag konden de kuikens minder tijd besteden aan foerageren of opgewarmd worden door de ouders. Bij zeer frequente aanwezigheid van mensen verplaatsten families zich uit het eigen territorium, wat leidde tot toegenomen agressieve interacties met territoriale soortgenoten. Ook tijdens de pre-incubatie periode waren de vogels erg gevoelig voor aanwezigheid van wandelaars, wat zich uitte in een toegenomen interactie met vogels in naastliggende territoria, en mogelijk kan leiden tot verplaatsing van vogels uit het verstoorde gebied (Yalden & Yalden 1989; Yalden & Yalden 1990). Recreatie kan in dergelijke gevallen dus bijdragen aan een achteruitgang van de aantallen vogels in een potentieel geschikt broedgebied.
- In het Peak District (Engeland) vermeden *goudplevieren* een zone van 50 m rondom wandelpaden (Finney *et al.* 2005). Het onderzoek had plaats in de omgeving van een bestraat deel van een wandelroute, de zogenaamde Pennine Way. Voordat dat deel van de route werd aangelegd, staken veel wandelaars middendoor gebiedsdelen heen, waardoor de zone rondom het wandelpad die *goudplevieren* meden circa 200 m bedroeg. Het verbeteren van het pad waardoor wandelaars slechte delen van de paden niet meer afsneden maar over het pad bleven lopen, resulteerde dus in een forse vermindering van de verstoring. De auteurs geven aan dat een enkel pad door een wijds gebied heen geen kwaad kan voor de *goudplevier*, maar dat doorsnijding met een scala aan paden met een tussenafstand van 400 m of minder de *goudplevier* kan doen verdwijnen uit geschikt habitat.
- De *scholekster* is een weinig verstoringgevoelige steltlopersoort die ook in de directe nabijheid van mensen nog tot broeden komt (bv. (Wolf *et al.* 1982) in (van de Kam *et al.* 1999) en (Koepff & Dietrich 1986)).
- Toch is ook de *scholekster* gevoelig voor verstoring. Broedende *scholeksters* op de kwelders van Schiermonnikoog verlaagden hun investering in de kuikens wanneer er wandelaars (onderzoekers) in hun territoria liepen. Verstoring van foeragerende adulten tijdens de eifase leidde tot vermindering van voedselopname en tevens tot verminderde incubatieduur van de eieren. Verstoring van families met kuikens leidde ertoe dat minder voedsel aan de kuikens werd overgedragen. Verstoring kan hier dus leiden tot een verlaagd reproductief succes (Verhulst *et al.* 2001).
- Daarnaast kan een broedende *scholekster* door verstoring van het nest opvliegen. Een broedend paar reageerde op verstoring met een verhoging van de hartslag.

Verdubbeling van de hartslag naar 300 slagen per minuut trad bij de minste of geringste verstoring op, zoals het naderen van wandelaars of een hond, het overvliegen van een vliegtuig, maar ook bijvoorbeeld het naderen van een soortgenoot of een overvliegende meeuw. Bij een hartslag boven de 350 slagen per minuut vlogen de vogels op van het nest (Hüppop & Hagen 1990).

- In een studie naar verstoring door wandelaars in het Deense reservaat Tipperne werd vastgesteld dat wanneer één wandelaar dagelijks zeven maal een vaste route door het terrein aflegde, het aantal broedterritoria van *grutto's* in een omtrek van 300-500 m afnam (Holm & Laursen 2008). De energiekosten per dag namen bij twee bezoeken toe met 0,9% en bij zeven bezoeken met 3,5%. De afstand waarop verstoring optrad was groter bij twee bezoeken dan bij zeven bezoeken (95 m respectievelijk 79 m), wat kan duiden op gewenning. Tijdens verstoring door de wandelaar werd het studiegebied significant vaker verlaten door *grutto's* dan voor of na de verstoring. De duur dat nesten in de steek gelaten werden was tijdens verstoringen langer dan daarbuiten, waardoor predatierisico's groter werden.
- *Grielen* reageerden sterk op wandelaars en dan met name met hond, zelfs op een afstand van 500 m (Taylor *et al.* 2007).



In de duinen wijken wandelaars vaak van het pad af, vooral in de buitenste rij vlakbij het strand. Grondbroedende soorten zoals velduil, tapuit en leeuwerik zijn daarmee kwetsbaar voor verstoring door recreatie. Foto Karen Krijgsveld.

Kleine zangvogels

- Voor een aantal soorten *kleine zangvogels* van open habitats is aangetoond dat de dichtheid aan broedvogels afnam in de buurt van paden en wegen. Dit betrof *veldleeuwerik*, *graspieper*, *boompieper*, *tapuit* en *paapje* (van der Zande 1984; Vos & Peltzer 1987), beide in (Pouwels & Vos 2001). Voor de broeddichtheid van *boomleeuwerik* en *roodborsttapuit* echter werd geen effect gevonden van de nabijheid van wegen of paden. Net als voor zangvogels in bosgebieden geldt hier klaarblijkelijk dat er sterke verschillen tussen soorten bestaan in de gevoeligheid voor verstoring. In een simulatie lieten Pouwels & Vos voor een 'open duinvogel' als de *veldleeuwerik* zien dat zonering van een gebied bij kan dragen aan de instandhouding van een soort. Hierbij werd de recreatiedruk gevarieerd in rustiger en drukker gebieden afhankelijk van de belangrijkste locaties van territoria van doelsoorten.
- In een langlopend onderzoek naar de effecten van menselijke verstoring op grondbroedende vogels in het Planken Wambuis (Veluwe) werd voor verschillende *kleine zangvogels* de verstoringsafstand voor wandelaars vastgesteld (Bijlsma 2006). Voor negen soorten zangvogels werd weergegeven vanaf welke afstand deze opvlogen of terugkeerden naar het nest. Daarnaast werd de snelheid van terugkeer vastgesteld. *Roodborsttapuit*, *geelgors* en *boompieper* bleken het minst verstoringsgevoelig (70-80 m terugkeerafstand) en *duinpieper* het meest verstoringsgevoelig (150 m terugkeerafstand). Tussen deze groepen in zaten in oplopende volgorde van verstoringsgevoeligheid *boomleeuwerik*, *klapekster*, *draaihals*, *tapuit* en *veldleeuwerik*. In een vergelijking tussen opengestelde gebieden en gebieden gesloten voor wandelaars was het nestsucces voor *nachtzwaluw* en *boomleeuwerik* aanmerkelijk lager in de opengestelde gebieden (zie voor *nachtzwaluw* ook § 5.4.1).
- In een onderzoek naar de relatie tussen recreatie en broedvogels in de Amsterdamse Waterleidingduinen werd geen significant effect gevonden van recreatiedruk op de 16 betrokken vogelsoorten afzonderlijk. Voor alle soorten bij elkaar werd wel een significant effect gevonden van recreatiedruk. De algehele trend van de vogelstand voor rustige gebieden was positief, voor matig drukke gebieden gelijkblijvend en voor de drukste plots licht afnemend. Dit effect verschilde niet over de habitats (Hootsmans *et al.* 2006; Ehrenburg & Hootsmans 2007).

5.4.3 Open kustgebieden: platen en strand

Vanwege de openheid van deze gebieden zijn de afstanden waarop verstoring op kan treden groot. Verstoring in dit habitat treft met name steltlopers en eenden. Voor deze groep vogels geldt, meer nog dan in voorgaande paragraaf, dat wanneer eenmaal verstoord, veel vogels niet of slechts langzaam terugkeren in het foerageergebied. Hierdoor zijn de dichtheden van vogels rond verstoringsbronnen duidelijk lager.

Op wadplaten betreft een verstoring vaak grote aantallen foeragerende vogels, die vaak extra gevoelig zijn voor verstoring omdat ze op doortrek zijn. Of deze vogels kunnen compenseren voor verloren foerageertijd en energie-opname hangt af van lokale omstandigheden. Diverse studies melden een duidelijke afname van aantallen

vogels door recreatie. Op stranden worden vooral broedvogels verstoord, al dan niet in kolonies, die door de hoge recreatiedruk op onze stranden meestal niet tot broeden komen, of een sterk verlaagd broedsucces hebben.



Strandsurfen is slechts één van de vele vormen van recreatie op het strand. Foto Luc Hoogenstein.



De Nederlandse stranden worden vrijwel overal druk bezocht door recreanten, met name in de zomermaanden. Hier rijdt de Vliehors-express over het strand van Vlieland. Nederlandse stranden zijn grotendeels gesloten voor gemotoriseerde voertuigen. Foto Karen Krijgsveld.

Broedende eenden

- Uit onderzoek naar het effect van verstoring door bezoekers van een kolonie *eiders* bleek dat hoe eerder in het broedseizoen verstoord werd, hoe groter de kans op het mislukken van het broedsel was (Bolduc & Guillemette 2003). Mislukking van nesten had vooral plaats na het eerste bezoek, waarbij het niet uitmaakte of dit eerste bezoek aan het begin van het seizoen plaatsvond of later. Het aantal mislukte nesten na het eerste bezoek was wel hoger aan het begin van broedseizoen dan bijvoorbeeld halverwege. Geconcludeerd kan worden dat nestelende eidereenden in het begin van de nestfase gevoeliger zijn later in de nestfase. Het is mogelijk dat verstoring mogelijkheden schiep voor predatie van eieren en jongen van eidereenden door meeuwen.

Foeragerende steltlopers en eenden

Mensen die over het wad lopen zorgen voor verstoring van de daar foeragerende steltlopers. Om grip te krijgen op het effect van deze verstoring, is vooral veel gekeken naar de afstanden waarop deze verstoring plaatsvindt (zie hoofdstuk 4). De afstanden varieerden gemiddeld tussen de 40 en 350 m voor alle soorten steltlopers.

- Tussen de verschillende soorten steltlopers zijn grote verschillen in verstoringsgevoeligheid vastgesteld. Zo varieerden de afstanden waarop een steltloper wordt verstoord van circa 25 m voor *oeverlopers* (Yalden 1992) tot een kilometer voor *wulp en tureluur* (Yalden & Yalden 1989).
- In een andere studie waren *goudplevieren* redelijk tolerant, terwijl *wulp en tureluur* opvlogen op meer dan twee keer de afstand van de goudplevier (Smit & Visser 1993).
- Voordat vogels opvlogen trad al een verandering op in gedrag, welke gemiddeld 30% boven de afstand lag waarop vogels opvlogen (van der Meer 1985).
- Verstoringgevoeligheid binnen een soort verschilt per locatie. *Bonte strandlopers* in de Mokbaai op Texel vlogen op op een afstand van ca. 20 m, terwijl de soort op het Wad ten oosten van Texel al tussen de 100-200 m opvlogen (Smit & Visser 1993). De reden voor dit verschil ligt mogelijk in de continuïteit waarmee activiteiten plaatsvinden in de Mokbaai, wat tot een zekere mate van gewenning geleid kan hebben. Alternatieve oorzaken liggen in bijvoorbeeld de openheid van het habitat, de tijd van het jaar of weersomstandigheden.
- Bij *strandplevieren* werd geen gewenning vastgesteld, sterker nog, een toename in verstoring resulteerde in een toegenomen gevoeligheid van verstoring (Lafferty 2001a).
- In zes verschillende kustgebieden in Engeland werd vastgesteld dat aantallen eenden en steltlopers (*bergeend, kanoet, bonte strandloper, grutto, wulp, tureluur*) in de nabijheid van voetpaden significant lager waren, terwijl die van *rotganzen* hoger lagen (Burton *et al.* 2002a).
- Eenzelfde effect werd vastgesteld als gevolg van constructiewerkzaamheden in getijdengebieden van Cardiff Bay (Engeland). Hier werden aantallen watervogels (*wintertaling, scholekster, bonte strandloper, wulp, tureluur*) door constructiewerkzaamheden significant gereduceerd (Burton *et al.* 2002b). Bij *wilde eenden* trad geen significante verandering op. De aantallen van *bonte strandloper* en

tureluur waren ook in andere gebieden in dezelfde periode lager, wat erop duidt dat mogelijk een verlaging van aantallen jongen de oorzaak was van de achteruitgang van beide soorten.

- Foeragerende (niet-broedende) vogels op een strand in Australië hervatten hun oorspronkelijke gedrag gemiddeld 30 sec na een verstoring (range 0-300 sec). Het betrof ruim 700 waarnemingen aan acht soorten steltlopers, meeuwen en reigerachtigen (Blumstein *et al.* 2003).
- Foeragerende *dwergplevieren* (*Piping plover*) op stranden in de VS zochten die gedeelten van het strand op waar minder mensen aanwezig waren. Aanwezigheid van mensen leidde tot een verhoogde alertheid, waardoor het percentage van de tijd die besteed werd aan foerageren achteruit kon lopen van 90 naar 50% (Burger 1994).



Drieteenstrandlopers foeragerend op het strand. Foto Karen Krijgsveld.

Door verstoring zal in ieder geval de *voedselopname* van de vogels achteruitgaan, zoals werd aangetoond voor bv. de *Amerikaanse bontbekplevier* (Yasué 2005). Of hiervoor *gecompenseerd* kan worden, is afhankelijk van de soort en de duur van de verstoring, en daarnaast ook van alternatieve prooien en foerageergebieden. Als een verstoring beperkt is in duur en gevolgd wordt door een periode van rust, kan verloren foerageertijd mogelijk gecompenseerd worden door extra tijd te besteden aan foerageren, en blijven effecten van verstoring beperkt. Wanneer verstoring echter langdurig of frequent is, zal een dergelijke compensatie onwaarschijnlijker zijn. Dit kan tot gevolg hebben dat niet alleen het aantal vogels dat gebruik maakt van een voedselgebied achteruit gaat, maar ook dat de overlevingskansen slechter worden of het broedsucces minder doordat de vogels niet voldoende energiereserves op kunnen

bouwen voor trek of broedseizoen (vergelijk de studie aan de *kleine rietgans* (Madsen 1985, 1994)).

- Een studie aan het foerageergedrag van vijf individueel herkenbare *scholeksters* in verstoorde en onverstoorde omstandigheden liet zien dat wanneer minder dan een half uur tot een uur aan foerageertijd verloren ging door verstoring, de *scholeksters* hiervoor konden compenseren door langer te foerageren. Dit op voorwaarde dat die extra foerageertijd beschikbaar is, wat niet altijd het geval is in het getijdengebied. Er was geen sprake van een versnelde voedselopname na verstoring, in tegenstelling tot resultaten gevonden voor foeragerende vogels in gevangenschap (Urfi *et al.* 1996).
- *Wulpen* die in een intergetijdengebied in Spanje foerageerden, hadden een lagere voedselopname wanneer er in het gebied schelpdiervissers actief waren dan wanneer het gebied niet verstoord werd. Deze afname in voedselopname werd evenwel gecompenseerd door de vogels (Navedo & Masero 2007).
- Na verstoring door wadlopers, keerden *wulpen* en *scholeksters* heel geleidelijk terug naar het foerageergebied, maar hadden na 2 uur nog niet de helft van hun dichtheid bereikt van voor de verstoring. *Stormmeeuwen* daarentegen hadden een uur na de verstoring hun oorspronkelijke dichtheid al weer bereikt (Spaans *et al.* 1996).
- Aantallen *rosse grutto's*, *kanoeten* en *bonte strandlopers* overtijgend in het Dee-estuarium in Wales zijn drastisch afgenomen in de jaren 80. Hoewel hier geen bewijs bestaat dat de afname veroorzaakt is door menselijke verstoring, wordt vermoed dat de toegenomen recreatie (wandelaars, honden, paardrijders) op het Dee-estuarium hier mee te maken heeft (Mitchell *et al.* 1988). De *kanoeten* en *rosse grutto's* verhuisden naar een nabijgelegen estuarium waar de recreatieve druk lager was. Ook studies in het Firth of Forth estuarium in Schotland suggereren dat verstoring hier heeft geleid tot een afname in kwaliteit van het rustgebied en dat dit in belangrijke mate samen is gegaan met een toename van verstoring (Furness 1973b, a) in (Mitchell *et al.* 1988).
- Voor *scholeksters* in de Baie de Somme is gemodelleerd bij welke verstoringdruk vogels nadelige effecten beginnen te ondervinden van de verstoring (Goss-Custard *et al.* 2006). De vogels konden 1-1,5 keer per uur verstoord worden zonder dat dit consequenties had voor hun fitness. Onder slechte voedselomstandigheden (weinig kokkels en streng winterweer) konden de vogels slechts 0,2-0,5 keer verstoord worden voordat dit nadelige fitnessconsequenties had.
- *Wulpen*, *tureluurs* en *scholeksters* arriveerden later in foerageergebieden aan de kust en vertrokken eerder wanneer er mensen in het gebied aanwezig waren, en waren alerter. De tijd besteed aan voedsel zoeken en de voedselopname was echter niet korter (Fitzpatrick & Bouchez 1998).
- Ook de tijd van de dag lijkt van belang te zijn voor de mate waarin vogels verstoord worden door mensen op het strand. *Drieteenstrandlopers* weken rond zonsopgang vaker uit voor mensen en in de avond weken ze juist minder vaak uit. Het percentage foerageertijd ging omlaag naarmate meer mensen binnen een straal van 100 m van de vogels aanwezig waren, maar vogels compenseerden 's nachts voor de verloren foerageertijd (Burger & Gochfeld 1991).



Foeragerende grutto's. Foto Luc Hoogenstein.

Steltlopers op hoogwatervluchtplaatsen

- Hoogwatervluchtplaatsen van *steltlopers* zijn in het algemeen erg verstoringgevoelig. Motorboten en zeilboten veroorzaakten in een studie op het Duitse Wad minder verstoringreacties dan roeiboten en surfers (Dietrich & Koepff 1986). De auteurs stelden op grond van de resultaten voor om een onverstoorde zone van 500 m rond hoogwatervluchtplaatsen te handhaven.
- Waarschijnlijk onder invloed van toenemende recreatiedruk gedurende het zomerseizoen gebruikten *rosse grutto's* in de zomer een andere hoogwatervluchtplaats dan in de winter (Boer *et al.* 1970 in Smit & Visser 1993).
- Een slaapplek van *wulpen* werd na een toenemend aantal verstoringen door toeristen verlaten (Zwarts 1972, in Smit & Visser 1993).



Steltlopers vliegen op van een hoogwatervluchtplaats aan de rand van de kwelder.
Foto Karen Krijgsveld.

Broedende steltlopers

In de kustgebieden zijn ook broedende steltlopers gevoelig voor verstoring door recreatie. Een bijkomend gevolg van verstoring van met name steltlopers met jongen, is dat bij verstoring de adulten met het gezin van de verstoring weg proberen te lopen. Hierbij bestaat de kans dat ze in het territorium van een ander broedpaar terechtkomen, wat leidt tot langdurige conflicten met energetische consequenties, zoals bv. bij broedende *oeverlopers* (zie hieronder). Ook kan de familie terechtkomen in minder geschikt habitat qua voedselbeschikbaarheid en predatierisico.

- Voor broedende steltlopers was de verstoringafstand groter dan voor foeragerende en niet-broedende steltlopers. Broedende *oeverlopers* hadden een verstoringafstand van gemiddeld 75 m, terwijl foeragerende vogels gemiddeld pas bij een afstand van 25 m opvlogen. Wanneer territoriale vogels door verstoring terechtkwamen in territoria van andere broedparen, konden conflicten ontstaan die tot een half uur duurden (Yalden 1992).
- Evenzo reageerden overwinterende *strandplevieren* aan de kust van Californië pas op wandelaars, honden en paarden op een afstand van 40 m, terwijl broedende strandplevieren al op circa 80 m werden verstoord (Lafferty 2001b).
- Een studie op Vlieland wees uit dat aantallen broedende *scholeksters* veel lager waren in gebieden die intensief door mensen werden bezocht dan in voor publiek gesloten gebieden (de Roos 1972) in (van de Kam *et al.* 1999).
- Broedende *rosse plevieren* (*New Zealand dotterel*) op het strand in Nieuw Zeeland vlogen van het nest wanneer wandelaars passeerden op een afstand van minder dan 50 tot 70 m. Wanneer een aangelijnde hond meeliep, was de verstoringafstand groter, namelijk 100 m. De vogels bleven gemiddeld 200-300 sec van het nest (Lord *et al.* 2001).

- Het broedsucces van kustbroedvogels heeft flink te lijden onder de enorme recreatiedruk op o.a. onze stranden. Het verlies van nesten en verlaging van broedsucces van bv. *strandplevier*, *bontbekplevier* en *dwergstern* door verstoring door wandelaars, honden en andere recreanten veelvuldig aangetoond (Schulz & Stock 1992; Arts 2000; Colwell *et al.* 2005).
- In het Deltagebied brachten *bontbekplevieren* niet genoeg jongen groot om de populatie in stand te houden (Majoer & Meininger 2005). Deze ontwikkeling werd o.a. veroorzaakt door verstoring door recreanten. Door hoge verstoringsdruk wordt hier niet meer op de stranden gebroed en alternatieven zijn niet voldoende voorhanden.
- Op Terschelling, Vlieland en Griend is onderzocht wat het effect was van verstoring op broedende *strandplevieren* en *bontbekplevieren*. Hoewel effecten als van weersomstandigheden en voedselbeschikbaarheid moeilijk los te koppelen waren van effecten van recreatie, leek het er op dat vogels in onverstoorde gebieden een hoger broedsucces hadden dan in verstoorde gebieden. In de vestigingsfase was met name in de buitendijkse gebieden aan de zuidzijde van Terschelling het aantal baltsende vogels veel hoger dan het uiteindelijke aantal broedparen. Vermoedelijk hield dit verband met een druk gebruikt fietspad door het gebied (Tulp 1998).
- Aan de kust broedende *Afrikaanse zwarte scholeksters* hadden een flink lager broedsucces op kuststroken waar werd gerecreëerd (inclusief rijden met auto's) dan op delen die waren bestempeld als natuurreservaat (Leseberg *et al.* 2000). Door verstoring van auto's, wandelaars en honden was het broedsucces slechts eenderde in vergelijking met het voor recreatie gesloten kustdeel.



Bord dat bezoekers van de Kwade Hoek informeert over het voorkomen en beschermen van vogels die op het strand broeden. Foto Martin Poot.

Kustbroedvogels in kolonies

Kustbroedvogels die in kolonies broeden gaan pas over tot het leggen van eieren als een bepaalde mate van rust heerst in de kolonie (Jovani & Grimm 2008). Stress, bijvoorbeeld in de vorm van verstoring, heeft een negatieve invloed op de timing van broeden. Menselijke verstoring kan daarmee negatieve effecten hebben op kolonievogels, afhankelijk van de aard en de intensiteit van de verstoring. Dit kan resulteren in een vermindering van het aantal vogels in de kolonie of een vermindering van de productiviteit. De negatieve effecten kunnen ook optreden door vernieling van nesten en doordat nesten met eieren of kuikens na een bezoek aan de kolonie worden verlaten.

In kolonies broeden veelal meerdere soorten vogels bij elkaar, en sommige van deze soorten zullen gevoeliger zijn voor verstoring dan andere. Bovendien zal de kolonie gevoeliger zijn voor verstoring in de periode met jonge kuikens, bij extreme

weersomstandigheden en ook gedurende tijdstippen van de dag waarop er veel gevoerd wordt.

- Het bezoeken van kolonies broedende *meeuwen* kan negatieve effecten hebben op de overleving van de kuikens, doordat deze worden verdreven uit hun territoria en in naastliggende territoria door oudere kuikens en adulten kunnen worden aangevallen. Dit is aangetoond voor beringmeeuwen (glaucous-winged gull) (Gillett *et al.* 1975), voor Californische meeuwen (western gull) (Robert & Ralph 1975) en voor drieteenmeeuwen (Sandvik & Barret 2001). Zie echter ook een studie over ringsnavelmeeuwen (ring-billed gull) (Brown & Morris 1995).
- In veel soorten treedt echter gewenning op, waardoor deze negatieve effecten gereduceerd kunnen worden (Robert & Ralph 1975; Nisbet 2000) (de laatste in (Yorio *et al.* 2001)).
- In een kolonie *wenkbrauwalbatrossen* werd door de aanwezigheid van bezoekers in de nabijheid van een nest of na het aanbrengen van ringen de hartslag van de betrokken vogels verdubbeld voor een periode van 2 tot 3 uur (Weimerskirch *et al.* 2002). Een dergelijke verstoring kan in een verhoging van het energieverbruik resulteren. Mannetjes wenkbrauwalbatrossen verhoogden hun hartslag sneller dan vrouwtjes, maar herstelden ook weer sneller dan vrouwtjes.



Excursie op Texel naar een meeuwenkolonie (zilver- en kleine mantelmeeuwen).
Foto Hein Prinsen.

5.4.4 Moerasgebieden, rivieren en meren

Veel soorten vogels die in kolonies in moerassen of wetlands broeden zijn gevoelig voor verstoring door onderzoekers. Met name vroeg in het seizoen is de kans aanzienlijk dat een nest verlaten wordt. Daar waar kolonies van bijvoorbeeld aalscholvers worden bezocht door groepen toeristen wordt dan ook aangeraden deze bezoeken vooral laat in het seizoen plaats te laten vinden wanneer de kuikens tenminste half volgroeid zijn (Kury & Gochfeld 1975; Ellison & Cleary 1978; Fernández-Juricic *et al.* 2007).



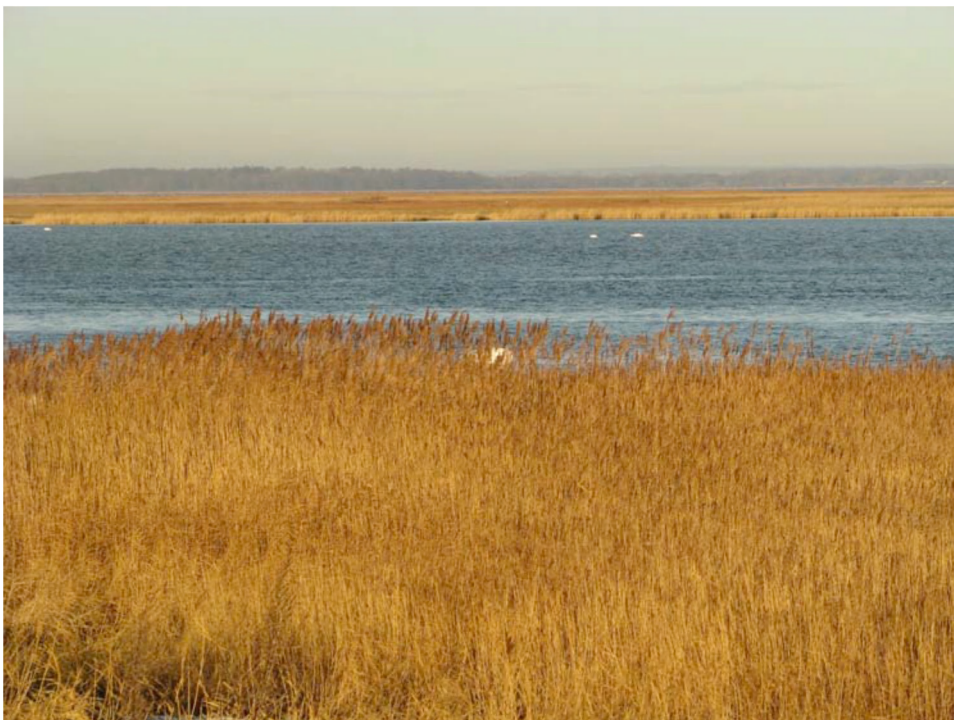
Foeragerende grote zilverreiger. Foto Luc Hoogenstein.

De effecten van recreatie op land op moerasvogels zijn zeer soortafhankelijk. Vogels die individueel in rietvegetaties broeden lijken minder gevoelig voor verstoring dan soorten die in kolonies broeden, maar dit kan niet onderbouwd worden. Verstoring van foeragerende vogels in dichte moerasvegetaties zal minder groot zijn wanneer de vogels bij verstoring beschuttende vegetatie op kunnen zoeken. In verschillende studies zijn effecten aangetoond van recreatie op vestiging van broedparen en op broedsucces.

- In een kolonie van meerdere soorten *reigers* in de VS, waarvan het merendeel koereigers, werd geen effect gevonden van een hogere versus een lagere bezoekersdruk op de overleving van de kuikens (Goering & Cherry 1971).
- De aanwezigheid van wandelpaden in de nabijheid van grindgaten in het zuidwesten van Frankrijk had een reductie in zowel aantallen als in diversiteit van *watervogels* als gevolg door de menselijke verstoring (Santoul *et al.* 2004). In de studie werden grindgaten met en zonder wandelpaden met elkaar vergeleken. Er is in deze studie geen onderscheid gemaakt in het wandelen met of zonder hond. In totaliteit ging het om 39 soorten watervogels. De hoogste aantallen werden

vastgesteld in de winter, waarvan het vooral ging om de soorten *meerkoet*, *wilde eend* en *tafeleend*.

- *Waterhoenen* lijken niet erg gevoelig voor menselijke aanwezigheid. In geval van slechte ervaringen, zoals bij jacht, kan de soort schuwer worden. Zo werd door Engler een vluchtafstand van 100 m opgegeven (Engler 1983). Daarnaast zijn kuikens van waterhoenen gevoeliger gebleken voor verstoring dan kuikens van *meerkoeten* (Fisch *et al.* 1985).
- In respons op verstoring dromden groepen foeragerende *flamingo's* meer samen, waarbij als resultaat minder of helemaal niet meer gefoerageerd werd. Bij *flamingo's* in Israël werd deze verstoring waargenomen in reactie op groepen toeristen die expliciet naar de *flamingo's* komen kijken, en ook op passerende terreinwagens en ATV's. Bij passerende wandelaars, joggers en personenauto's verwijderden de *flamingo's* zich weliswaar van de verstoringbron, maar het foerageergedrag werd onverminderd voortgezet (Yosef 1997).
- Volgens Cramp (1977, in Yosef 1997) tonen *flamingo's* zich juist uitermate intolerant tegenover menselijke verstoring. Mogelijk speelt bij deze soort gewenning een belangrijke rol, en zijn *flamingo's* die pas kort in een gebied aanwezig zijn, gevoeliger voor verstoring dan vogels die vaker met recreanten te maken hebben gehad.
- De overlevingskansen van *hoatzin*-kuikens in de Amazone waren veel lager bij nesten in gebieden die druk bezocht werden door toeristen dan bij niet-verstoorde nesten (Müllner *et al.* 2004). Met name overleving van bijna vliegvlugge juvenielen werd lager. In drukbezochte gebieden hadden deze kuikens een lager lichaamsgewicht en verhoogde hormonale respons op stress. In jongere nestkuikens traden deze effecten niet op.
- Foeragerende watervogels als *rallen*, *koeten* en *reigerachtigen* (Amerikaanse verwanten van de Nederlandse soorten, die in het algemeen veel kleinere verstoringafstanden hebben dan hun Europese verwanten) een lager foerageersucces en besteedden ze minder tijd aan foerageren wanneer recreanten in de buurt waren. De vogels verwijderden zich bij verstoring van de locatie waar de recreanten waren. Wanneer er voldoende foerageergelegenheid was op verder van de verstoringbron gelegen locaties, of wanneer met de aanwezigheid van de foeragerende vogels rekening werd gehouden door te voorzien in vegetatie waar de vogels zich schuil konden houden wanneer er mensen langskwamen, dan was het negatief effect op het foerageersucces van de vogels minimaal (Burger & Gochfeld 1998).
- In een studie aan Amerikaanse *kwakken* werd een effect gevonden van kano's en wandelaars die een kolonie passeerden. De jongen waren hierdoor alerter en sliepen en rustten minder. Dit effect trad vooral op aan het begin van het broedseizoen, in de periode dat de kuikens klein zijn. Effecten namen af met toenemende afstand tot de route en met afnemende frequentie van verstoring. De auteurs stellen een bufferzone van 50 m voor (Fernández-Juricic *et al.* 2007).



Rietvelden, vooral de nattere, zijn vaak alleen aan de randen toegankelijk voor recreanten. Foto Karen Krijgsveld.

Een belangrijke soort in de Nederlandse moerasgebieden is de *zwarte stern*. Deze soort broedt tegenwoordig veelal op vlotjes, in kolonies tussen watervegetatie in moerassen en veenweidegebieden.

- Er zijn aanwijzingen dat de soort in de vestigingsfase erg gevoelig is voor verstoring (Baggerman *et al.* 1956, Shealer & Haveland 2000).
- Uit onderzoek (van der Winden 2002) bleek dat verstoring geen invloed had op uitkomstsucces van de eieren of op voedselvoorziening van de kuikens. Het risico bestaat echter dat nesten wegspoelen door golven van langsvarende boten. Wanneer de kolonie verstoord werd in de periode dat er niet-uitgevlogen jongen waren, verlieten deze jongen in grote getale de vlotjes. Als gevolg hiervan ging het broedsucces aanzienlijk omlaag (1,1 jong per paar in niet-verstoorde kolonies versus 0,4 jong per paar in verstoorde kolonies). De verstoring werd veroorzaakt door maaiactiviteiten op aanliggende percelen, maar ook door loslopende honden en kanoërs die langs of door de kolonie varen.
- Deze verlaging van het broedsucces komt overeen met resultaten uit een onderzoek aan een Amerikaanse stern, waarbij gevonden werd dat aanzienlijk minder jongen per paar werden groot gebracht in verstoord dan in onverstoord gebied (Gaddy & Kohlsaas 1987 in Pouwels & Vos 2001).
- *IJsvogels* in Twente verkozen rustige broedplaatsen boven drukke (verkeer en bebouwing). De vogels leken vooral tijdens de vestigingsperiode gevoelig te zijn voor verstoring (Kwak *et al.* 1976). Bovendien wordt regelmatig melding gemaakt van het instorten van nestpijpen ten gevolge van vertrapping door mensen of vee (o.a. Kwak *et al.* 1976, Heijnen 1982).

- In Engeland leidden menselijke activiteiten (waaronder recreatie) langs waterrijke gebieden in 46% van de gevallen tot verstoring van watervogels. Verstoring varieerde van matig tot zwaar. Verstoring vond vooral plaats in de zomer, en was hoger aan de kust, moerassen en langs rivieren, dan bij meren met stilstaand water. Verstoring werd vooral veroorzaakt door gemotoriseerde voertuigen (deltavliegers, jetski's) en jagers, en veel minder door de veel frequenter aanwezige wandelaars. Kustvogels werden in grotere mate verstoord door wandelaars, jagers en grotere vliegtuigen, terwijl inlandse watervogels meer verstoring ondervonden door motorboten en niet-gemotoriseerde bootjes (Robinson & Pollitt 2002).



Wandelaars lopen langs de oever van een ven. Foto Luc Hoogenstein.

6 Effecten van waterrecreatie

Dit hoofdstuk behandelt de effecten op vogels van waterrecreatie. Hieronder valt verstoring van soorten voorkomend op en langs open water als zee en meren, langs rivieren, en in geringe mate ook soorten die voorkomen in rietlanden.

Recreatie in, op en rond het water kent zeer veel verschillende vormen. Zeilen is in Nederland één van de meest voorkomende vormen van waterrecreatie (ter Haar *et al.* 1995 in Platteeuw & Henkens 1997, Heidemij 1993 in Platteeuw & Henkens 1997). Daarnaast maken ook grote aantallen motorboten, speedboten, windsurfers, kitesurfers, kano's en roeiboten gebruik van Nederlandse wateren, alsook vissers op de oever of in een boot. Recreatie aan onze kusten (bv. schelpdiervissers op zandplaten, dagjesmensen op het strand) is besproken in het vorige hoofdstuk over recreatie op land (§5.4.3).

Veel van de studies naar effecten van waterrecreatie op vogels maken geen specifiek onderscheid tussen de verschillende typen boten, maar beschouwen 'waterrecreatie als één geheel, waaraan de effecten op vogels gemeten worden. Om die reden bespreken we een groot deel van de gevonden literatuur in een paragraaf over waterrecreatie in het algemeen. Daaropvolgend gaan we nader in op specifieke effecten van de diverse vormen van waterrecreatie.

6.1 Waterrecreatie in het algemeen

De aantallen vogels op het water kunnen in Nederland relatief groot zijn. Duizenden steltlopers kunnen foerageren op zandplaten of dicht bij elkaar overtijen bij hoogwater; grote groepen futen, zwanen, ganzen of eenden kunnen rusten langs de oevers van meren of foerageren ver op het open water. Wanneer hier verstoring optreedt, kunnen in één keer grote aantallen vogels worden verstoord. De lengte van het watersportseizoen neemt langzamerhand toe, en ook de intensiteit van waterrecreatie neemt toe (Lensink *et al.* 2007a). Hierdoor kan ook het aantal vogels (en vogelsoorten) dat bloot komt te staan aan verstoring verder toenemen. Om deze redenen is het van belang te weten wat de effecten zijn van waterrecreatie op vogels, en wanneer deze optreden.

Effecten die optreden

Er is een grote diversiteit in het soort effecten dat optreedt onder vogels in reactie op de aanwezigheid van watersporters. Behalve vluchtgedrag zijn veranderingen in verspreiding aangetoond onder zowel broed- als niet-broedvogels, afnames in aantallen in een gebied, toenames in energetische kosten en afnames van broedsucces (zie referenties hieronder). Of deze effecten al dan niet optreden hangt af van factoren als overlap in seizoen, tijd van de dag, en locatie, alsook van frequentie en intensiteit van de verstoring, en afstand tussen verstoringbron en vogel (zie § 3.4 en HS 4). In Engeland is een uitgebreid review verschenen waarin ook de maatregelen besproken

worden die getroffen kunnen worden om verstoring door waterrecreatie te beperken (Kirby *et al.* 2004).

Vogels en waterrecreanten zitten niet per definitie in elkaars vaarwater. Overdag rustende en slapende kuif- en tafeleenden bijvoorbeeld die windluwe plekken opzoeken met weinig golfslag hebben weinig last van windsurfers die juist de wind opzoeken. Grote wateren bieden daarom gelegenheid voor een haast natuurlijke zonering. In kleine wateren is een dergelijke zonering niet mogelijk. Andere soorten zullen veel meer last hebben van elkaar, zoals bijvoorbeeld geoorde futen die overdag foerageren op het open water en hierbij door vaartuigen ernstig verstoord kunnen worden.



*Knobbelzwanen in een voor recreatie afgesloten rustgebied op het Lauwersmeer.
Foto Karen Krijgsveld.*

Verschillen tussen verstoringsbronnen

Over het geheel genomen veroorzaken snel bewegende vormen van waterrecreatie de meeste verstoring, vooral wanneer ze bovendien veel lawaai maken, dan wel wanneer ze buiten de vaste vaarroutes varen. Voorbeelden hiervan zijn speedboten, waterscooters, windsurfers en kitesurfers. Langzamer boten, die grotendeels binnen de vaarroutes blijven veroorzaken minder verstoring (motorboten, zeilboten, vissersboten). Het minst verstoring wordt veroorzaakt door kano's en roeiboten als deze op de vaste routes blijven. Wanneer deze categorie zich echter buiten de vaargeulen, in ondieptes begeeft dicht bij grote groepen vogels, kan evenwel grote verstoring optreden (zie de referenties hieronder en §3.7.4).

Snelvarende vaartuigen die veel lawaai maken veroorzaken weliswaar veel verstoring, maar deze verstoring kan vaak van heel korte duur zijn, in tegenstelling tot bijvoorbeeld een vissersbootje dat lang op één plek in het riet blijft liggen. Wanneer het van belang is het aantal verstoorde vogels te beperken, moet verstoring door met name snelvarende en zich onvoorspelbaar gedragende watersporters voorkomen worden op die plaatsen waar veel overlap is in gebiedsgebruik met vogels. Dit speelt bijvoorbeeld in de herfst en wintermaanden wanneer grote aantallen eenden zich op open water verzamelen. Wanneer het meer van belang is de ernst van een verstoring te beperken, moet vooral verstoring door waterrecreanten die lang op één plek blijven of die veel lawaai produceren beperkt worden. Dit is bijvoorbeeld aan de orde in het broedseizoen en op plaatsen waar kwetsbare vogelsoorten kunnen broeden. In beide gevallen neemt het verstorende effect echter toe naarmate er meer recreanten zijn.



*Klein zeilbootje negeert het toegangsverbod in een ondiep rustgebied voor vogels.
Foto Karen Krijgsveld.*

Zee

- Op grond van vastgestelde verstoringafstanden van diverse soorten *steltlopers* (scholekster, zilverplevier, tureluur, bonte strandloper, kanoet, rosse grutto, kluut, wulp) en bergeend in de omgeving van Wilhelmshaven (Duitsland) stelden Dietrich & Koepff (1986) voor om hoogwatervluchtplaatsen in dit gebied niet dichterbij dan op een afstand van 500 m te benaderen. Motorboten en zeilboten veroorzaakten in deze studie minder verstoringreacties dan roeiboten en surfers. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat roeiboten en surfers door hun geringe diepgang de rustplaatsen dichterbij benaderden.

Meren

- De energie-uitgave neemt toe bij meer verstoring. Wanneer *watervogels* zo'n zes tot zeven uur verstoord werden kon de dagelijkse energie-uitgave meer dan 20-50% hoger liggen op een dag met veel recreatie dan op een stille dag (Platteeuw & Henkens 1997). Zes tot zeven uur is de gemiddelde duur van recreatieve activiteiten op het IJsselmeer en omgeving (Henkens 1996, in Platteeuw & Henkens 1997).
- Platteeuw & Henkens (1997) toonden aan dat bij een hoge dichtheid aan recreatief scheepverkeer, de groepsgrootte van sociaal foeragerende *aalscholvers* afnam.
- In een ander onderzoek werd vastgesteld dat ook *futen*, die weinig gevoelig lijken voor recreatie, gedurende de dag in grotere aantallen rustige gebieden op bleken te zoeken wanneer de dichtheid aan recreatieve scheepvaart toenam (Platteeuw & Henkens 1997).
- Bij broedende *futen* werd gevonden dat watersport in de nabijheid van het nest de mate van nestonderhoud beïnvloedde (Ingold *et al.* 1983; Keller 1992). Op meren met een hoge recreatiedruk werd bovendien een lager broedsucces gemeten (Keller 1989).
- Tuite (1982) en Tuite *et al.* (1984, beide in Reijnen 1989) onderzochten de invloed van waterrecreatie in Groot-Brittannië. Zij signaleerden een duidelijke invloed op de winterverspreiding van *watervogels* door de verschillende vormen van watersport, met name zeilen, windsurfen, roeien en sportvissen. Het verstoring gevoeligst waren *wintertaling*, *slobeend* en *brilduiker*, het minst verstoring gevoelig waren *knobbelzwaan*, *kuifeend*, *tafeleend* en *wilde eend*.



Groep rustende kuifeenden op een voor vaarverkeer afgesloten water. Foto Hein Prinsen.

- In Wales werden twee meren met verschillende recreatiedruk vergeleken (Tuite *et al.* 1983). Het meer met weinig recreatie (Talybont) werd door grotere aantallen watervogels (*wilde eend, kuifeend, tafeleend, brilduiker, grote zaagbek*) gebruikt dan het meer met veel recreatie (Llangorse). Dit ondanks het feit dat Llangorse gezien de omvang en het habitat meer geschikt verondersteld werd. *Kleine en wilde zwanen* gebruikten Talybont om te rusten en te foerageren en Llangorse alleen om overdag te foerageren. Alleen de aantallen *futen, knobbelzwanen en meerkoeten* waren hoger in Llangorse. Llangorse wordt gebruikt door recreanten met kano's, roeiboten, zeilboten, surfplanken, waterski's, motorboten en door vissers. De auteurs concluderen, na het evalueren van dagpatronen, historische data en recente populatieontwikkelingen, dat de recreatie in Llangorse sterk beperkend werkt op de draagkracht van het gebied voor overwinterende watervogels.
- Kuikens van de *middelste zaagbek* bleven door verstoring langer te water (toename van de in water doorgebrachte tijd van 3-25%). Ook verplaatsten wijfjes met tomen zich vaker en over grotere afstanden door verstoring. Hierdoor nam de beschikbare tijd voor foerageren, rusten en poetsen af. Waterrecreatie had het meeste effect, met name *windsurfers*. Vogels toonden twee keer zo vaak een reactie op snelle vaartuigen (vissersbootjes, windsurfers, motorboten) dan op wandelaars. Op vliegtuigen werd nog vaker gereageerd (helikopters en straaljagers). Verstoring door vliegtuigen was echter van korte duur, terwijl verstoring door met name vaartuigen langer tot zichtbare effecten leidde. Foeragegedrag werd daarbij na gem. 3 min hervat. Rust- en poetsgedrag namen direct na de verstoring af, om gecompenseerd te worden tot 90 min na de verstoring (Kahlert 1994).
- West *et al.* (2002) ontwikkelden een model dat de lange-termijn-effecten van verstoring op individuele fitness en populatie-omvang van *scholeksters* in het Exe-estuarium (Engeland) voorspelt. Het model voorspelde dat bij een gebied van overeenkomstige omvang, veelvuldige kleine verstoringen meer schade toebrengen dan enkele grote verstoringen. Wanneer tijd en energetische kosten ten gevolge van de verstoring werden meegerekend, bleek dat een relatief laag niveau van verstoring de sterfte onder scholeksters meer deed toenemen dan permanent habitat verlies (de kosten meegenomen in de simulaties waren niet hoog: 30 minuten verloren foerageertijd en extra energie-uitgaven vergelijkbaar met 1 minuut vliegen). Door verstoring aan het einde van de winter te voorkomen, wanneer voedsel voor scholeksters beperkt is, bleven mortaliteit ten gevolge van verstoring en de daaraan gerelateerde populatie effecten afwezig.
- Een Engelse studie naar de effecten van verstoring op overwinterende *steltlopers en eenden* door allerlei recreatieve activiteiten op land en water liet zien dat het verstorende effect op vogels van speedboten bij hoogwater drie tot vier keer zo groot was als dat van andere vaartuigen. De oorzaak hiervoor lag vooral in het lawaai en de hoge snelheid. Bij laagwater trad vooral een verstrend effect op van containerschepen, veroorzaakt door de boeg golf die over de zandplaat spoelt. De langzame en geluidloze zeilboten veroorzaakten nauwelijks verstoring (Ravenscroft *et al.* 2007).

- Op de Pampas wetlands in Argentinië werd vastgesteld dat recreatie een negatieve invloed had op de soortenrijkdom en de dichtheid van watervogels (Cardoni *et al.* 2008).

Besloten meren, rivieren en rietkragen

- In de Biesbosch zijn waarnemingen vergeleken van *futen*paren en -nesten in kreken met verschillende recreatie-intensiteit. De broedcyclus bleek in verschillende maanden in drukker gebieden achter te lopen op die in stillere gebieden. Het onderzoek leverde aanwijzingen op voor een latere legdatum waardoor de kuikens als gevolg van verstoring door de watersport aan het eind van het broedseizoen jonger waren (Saris & van der Salm 1984).
- Ook het foerageergedrag van broedende *ijsvogels* is onderzocht in de Biesbosch. Hierbij werd het foerageergedrag bij het nest gedurende perioden met verschillende aantallen langsvarende boten vergeleken. Bij de twee geobserveerde nesten namen bij een toenemend aantal boten per tijdseenheid zowel het totale aantal foerageervluchten als ook het aantal foerageervluchten met voer af. Op basis hiervan kan geconcludeerd worden dat langsvarende boten het foerageergedrag van ijsvogels negatief beïnvloedden, wat bij een hoge frequentie kan leiden tot een afname van het broedsucces (Saris & van der Salm 1984).
- In de Nieuwkoopse Plassen is de invloed van watersport op broedvogels (voornamelijk *rietbewonende vogels* en in mindere mate *water- en weidevogels*) onderzocht op het niveau van afzonderlijke soorten en op het niveau van vogelgemeenschappen. Hiervoor werden vaarttrajecten geselecteerd waarlangs naar verwachting de gehele range van recreatie-intensiteit en verschillende vegetatiestructuren aanwezig was. Langs deze trajecten werden aan weersijden de broedvogels geïnventariseerd. Op het niveau van de afzonderlijke soorten werd geen duidelijke invloed van watersport op broedvogels gevonden (Rodenburg & ter Stege 1983; van der Hoeve *et al.* 1984; van Schaik 1985) (alle drie in Reijnen 1989). Er waren wel aanwijzingen voor een negatief effect van watersport op de dichtheid van broedvogels, met name voor de *rietzanger* (Reijnen 1989). De kans op het detecteren van een effect was echter gering door met name de grote invloed van de vegetatiestructuur. Effecten op het niveau van vogelgemeenschappen waren te verwachten wanneer op soortsniveau duidelijke effecten aanwezig waren die in een zelfde richting wezen (positief of negatief); deze werden dan ook niet aangetoond (Reijnen 1989).

6.2 Motorboten, speedboten, vissersboten & zeilboten

Roeiboten en kano's veroorzaken ten opzichte van andere vaartuigen relatief weinig verstoring als ze in de vaste vaargeul blijven. Dit heeft te maken met het feit dat ze stil zijn en zich relatief langzaam voortbewegen. Anderzijds kunnen roeiboten en kano's door hun geringe diepgang wel doordringen in gebieden waar grotere motorboten en zeilboten niet kunnen komen. Vaak zijn dit gebieden waar vogels veel voorkomen juist vanwege het gebrek aan recreanten, of omdat er vanwege de geringe diepte veel voedsel te halen valt. Ook het aspect van voorspelbaarheid speelt een rol: nabij open

wateren verplaatsen de vaartuigen zich vaak langs een voorspelbare route. Kano's en roeiboten wijken van deze route af en hebben om deze reden een relatief groot verstoring effect.

Motor- en speedboten veroorzaken (samen met waterscooters en jetski's) van de diverse vormen van waterrecreatie de meeste verstoring. Alleen kitesurfers hebben waarschijnlijk evenveel verstoring effect. De reden hiervoor is de hoge geluidsproductie, en de hoge snelheid. Ook volgen deze vaartuigen vaak niet de vaarroutes, maar bewegen zich kriskras over het water, waardoor het verstoring effect verder toeneemt. Zeilboten zijn minder verstoring, door het stille en langzame karakter. Grotere zeilboten met een grotere diepgang zullen vaker de vaargeulen volgen, en minder in ondiepere gebieden doordringen dan kleinere zeilbootjes, waardoor grotere zeilboten in de regel minder verstoring veroorzaken dan kleinere.

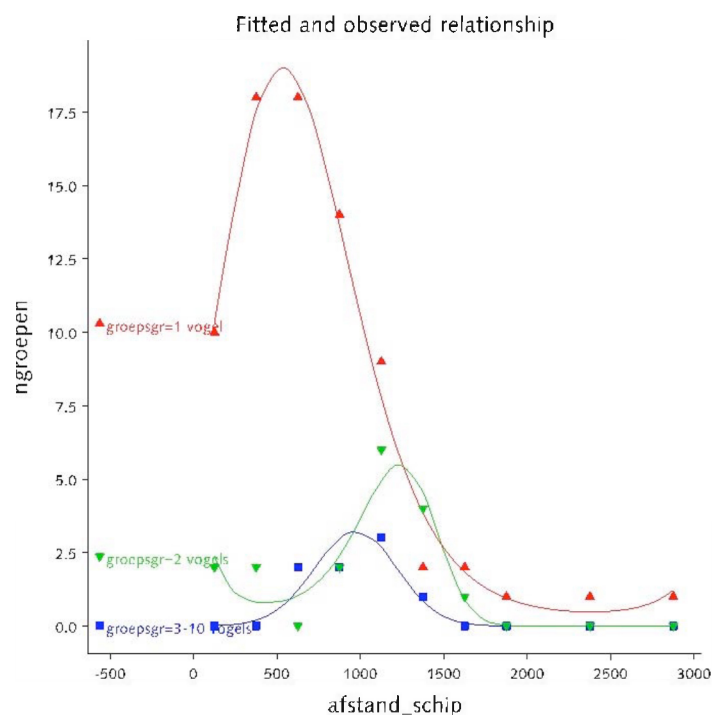
De betreffende studies laten zien dat door deze vormen van waterrecreatie het aantal vogels in een gebied af kan nemen en dat het broedsucces achteruit kan gaan. Veel studies geven vluchtafstanden, percentages vluchtende vogels en verstoringduren.



Zeilboten op de Waddenzee. Foto Hein Prinsen.

Zee

- *Roodkeelduikers* vluchten op grote afstand weg voor boten. Voor roodkeelduikers in de Zuid-Hollandse Delta werd tijdens tellingen vanaf een schip een verstoringafstand van 500 m voor solitaire exemplaren vastgesteld en 1000-1500 m voor groepen (Poot *et al.* 2005; Poot *et al.* 2006) (Zie figuur 6.1).



Figuur6.1 Aantal groepen vluchtende duikers in relatie tot de afstand tot het schip. Meer dan 95% van de vogels werd verstoord en vloog op moment van waarnemen op. De afstand is uitgedrukt als de afstand langs de vaarlijn voor het schip uit. De gefitte lijn is een polynoom met twee vrijheidsgraden. Figuur uit Poot *et al.* (2005).

- Gemotoriseerde scheepvaart in de Voordelta (Oosterschelde, Brouwershavense gat) leidde tot lagere aantallen *roodkeelduikers* langs de regelmatig gebruikte vaarroutes (Verdaat 2006). Al in 1993 werd vermoed dat recreatie (pleziervisserij, windsurfen) de oorzaak was van de sterk fluctuerende aantallen pleisterende roodkeelduikers in het Brouwershavense Gat (Ouweneel 1993b). Verdaat bevestigde dit in 2006 in zijn studie naar verspreiding van roodkeelduikers in de Voordelta. Niet-foeragerende vogels hielden een afstand van 500 m aan tot druk bezochte stranden. Wanneer kite- en windsurfers actief waren binnen een zone van twee km voor de Brouwersdam, was het aantal roodkeelduikers hier lager dan op momenten dat surfers niet actief waren (Verdaat 2006).
- Verondersteld wordt dat ruiende *roodkeelduikers* nog gevoeliger zijn voor verstoring en zich om deze reden terug trekken in verafgelegen onverstoorde wateren (Noer *et al.* 2000).

- Gegevens over vluchtafstanden van *zwarte zee-eenden* zijn zeer beperkt. Uit de waarnemingen tijdens onderzoek op zee blijkt dat zwarte zee-eenden op grote afstanden van een verstoringbron (o.a. schepen) vluchten (Leopold *et al.* 1995). Tijdens observaties aan zwarte zee-eenden bij Terschelling, vlogen groepen vogels op afstanden van 1 tot 1,5 km van het onderzoeksschip op (Dirksen *et al.* 2005). Ook bij een studie naar zwarte zee-eenden in Wales vlogen de groepen vogels op bij afstanden tussen de 1 en 2 km (eigen waarnemingen K. Krijgsveld, M. Poot). Wanneer de vogels het gebied niet verlaten is dat vermoedelijk omdat er geen alternatieve voedselgebieden zijn (Eigenhuis 1996). De gevoeligheid van zee-eenden voor verstoring lijkt daarnaast vooral beïnvloed te worden door de groepsgrootte, die kan variëren van enkele tientallen tot duizenden zee-eenden. Grotere groepen hebben grotere opvliegafstanden (Leopold *et al.* 1995; Baptist *et al.* 1997).
- Gemotoriseerde scheepvaart (veerboten) op de Oostzee veroorzaakte mogelijk habitat verlies voor *eider*, *grote zee-eend*, *zwarte zee-eend* en *ijseend* (Schwemmer & Garthe 2006). Eider en ijseend bleken het minst gevoelig voor verstoring gevolgd door grote zee-eend. Zwarte zee-eenden vlogen al weg op een afstand van ruim een kilometer. Terugkeertijd was voor eider en ijseend ca. 2 uur, voor grote zee-eend ca. 3 uur en voor zwarte zee-eend ca. 4 uur. Terugkeertijden in reguliere vaarwegen waren aanzienlijk korter dan in niet regulier gebruikte gebieden, wat een indicatie kan zijn voor gewenning.



Een motorboot bezoekt de Bollen van de Ooster, een plaat uit de kust voor de Brouwersdam in de Voordelta. De plaat is een rustgebied voor grote sterns, zwarte zee-eenden en zeehonden, en mag niet bezocht worden. Foto Martin Poot.

Meren

- *IJsduikers* in een merengebied ten noordoosten van Minnesota waar motorboten verboden waren, hadden een significant hoger broedsucces vergeleken met broedparen bij meren waar motorgebruik wel toegestaan werd. Ijsduikers broedend bij afgelegen meren met een lage recreatiedruk (enkele kano's, vissers) produceerden significant meer overlevende jongen. Niet alle analyses wijzen echter op een negatief effect van recreatiedruk op het broedsucces, wat toegeschreven wordt aan een bepaalde mate van gewenning (Titus & Vandruff 1981).
- In Florida vlogen bruine pelikanen gemiddeld pas op een afstand van 9 m op voor een motorboot (Rodgers & Smith 1995). Grote zilverreigers hadden de grootste gemiddelde vluchtafstand (29 m). Om vluchtreacties van de kolonie bij het naderen van een motorboot te voorkomen werd voor broedende geoorde aalscholvers (met eieren of jongen) voorgesteld een afstand van 71 m van de kolonie te bewaren. Voor kano's werd een afstand van 102 m tot de kolonie aangeraden. De afstanden zijn berekend met behulp van een formule gebaseerd op de verstoringafstand plus standaard deviatie plus 40 meter. Reigerachtigen in de VS hebben veel kleinere verstoringafstanden dan soortgenoten in Europa (eigen waarnemingen).
- Op het Ketelmeer is de verstoring van watervogels door de beroepsscheepvaart onderzocht (Platteeuw & Beekman 1994). Beroepsscheepvaart doorkruist in de regel het gebied via vaste routes en wijkt daarmee af van de recreatieve scheepvaart. De kritische verstoringafstand is in dit onderzoek gedefinieerd als de afstand waarbinnen bij ten minste 20% van de waargenomen vogels afwijkend gedrag werd vastgesteld. Voor de visetende *grote zaagbek* werd een kritische verstoringafstand van meer dan 300 m vastgesteld, voor de *fuut* 300 m. Bij drie nachtactieve mosseleters, *tafeleend* (300 m), *kuifeend* (>400 m) en *toppereend* (>500 m) bleek de toppereend de meest schuwe soort. Bij de dagactieve bodemfauna-eters werden grote verschillen in kritische verstoringafstanden gevonden. Voor de *meerkoet* was de kritische verstoringafstand minder dan 100 m en voor de *brilduiker* meer dan 500 m. Voor de brilduiker leken de mogelijkheden tot het verleggen van de foerageergebieden binnen het Ketelmeer beperkt gezien het beperkte voorkomen van driehoeksmosselen. Als compensatie voor verloren tijd of energie niet mogelijk is, zal het gebied worden verlaten. Het feit dat de brilduiker nauwelijks in het Ketelmeer voorkomt is, schrijven de auteurs dan ook toe aan het feit dat de scheepvaart in het Ketelmeer mogelijk toen al te intensief was voor deze soort.
- Watervogels (*witte pelikaan*, *Amerikaanse meerkoet*, *blauwvleugeltaling*, *Franklin's meeuw* en *zwarte stern*), onderzocht tijdens een studie in de VS, werden het meest verstoord door *vissersbootjes* (Schummer & Eddleman 2003). De gemiddelde verstoringduur van de foeragerende vogels was 4 minuten, waarbij tussen de 50 en 95% van de groep verstoord werd. Bij een verstoringfrequentie van 4 boten per uur resulteerde dit voor de Amerikaanse meerkoet in een verhoging van de dagelijkse energie-uitgave met 10%.
- De aantallen *wilde eenden* die jaarlijks overwinterden op een meer in Engeland nam significant af toen men begon te zeilen op het meer. De aantallen tafeleenden en

kuifeenden waren lager in de weekenden, wanneer het meest gezeild werd (Batten 1977).

- Bij groepen van verschillende soorten *eenden* in de VS reageerde tussen de 60 en 95% van de vogels op een verstoringsbron. Hoe verder weg de verstoringsbron, hoe kleiner het percentage vogels in de groep dat verstoord reageerde (Pease *et al.* 2005) (zie § 4.2).
- Het opvliegedrag van *visdieven* bij verstoring door motorboten en waterscooters is onderzocht in een kolonie bij New Jersey (VS). Van de variatie in het aantal alarmerende vogels boven de kolonie was 66% verklaarbaar door het tijdstip in de broedfase, type boot, snelheid, route (door vaststaande scheepsroute of daarbuiten), de interactie tussen route en snelheid en tot slot het tijdstip van de dag. Vroeg in het broedseizoen werd echter 95% van de variatie in aantal alarmerende sterns boven de kolonie verklaard door type boot, snelheid en route. Snel varende schepen veroorzaakten de sterkste reactie, evenals boten buiten de scheepvaartroute op kleine afstand van de kolonie. Daarnaast riepen waterscooters een sterkere reactie op dan motorboten (Burger 1998). De auteur beargumenteert dat met name vroeg in het broedseizoen (vestigingsfase, balts, jonge kuikens) kolonies kwetsbaar voor verstoring zijn, versterkt door slecht weer. Verder hadden de kolonies in gebieden waar het gebruik van waterscooters werd toegestaan een lager reproductief succes dan kolonies waar in de omgeving geen waterscooters aanwezig waren. Of hierbij sprake was van een oorzakelijk verband werd niet onderzocht.
- Aan de kust van Florida zijn experimenteel vluchtafstanden vastgesteld van foeragerende en/of niet actieve *sterns*, *meeuwen*, *steltlopers* en *visarenden* ten opzichte van waterscooters en schepen met een buitenboordmotor (Rodgers & Schwikert 2002). Om te voorkomen dat de desbetreffende vogels verstoord worden en vluchten, stelden de auteurs een bufferzone van 140 m voor sterns enmeeuwen voor, 180 m voor pelikanen en reigers, ooievaars en ibissen, 100 m voor plevieren en strandlopers en 180 m buffer voor visarenden. De afstanden van de verschillende bufferzones zijn berekend met behulp van een formule en betreffen hogere waarden dan de vastgestelde opvliegafstanden. De onderzochte soorten vluchtten op significant grotere afstand van snelvarende schepen in vergelijking tot langzaam varende schepen. De Amerikaanse blauwe reiger vluchtte op grotere afstand van de waterscooter, de kleine blauwe reiger, slangehalsvogel, willet en visarend hadden grotere vluchtafstanden ten opzichte van de boot met buitenboordmotor. Voor de overige soorten (pelikanen, aalscholvers, diverse reiger- en sternsoorten, lepelaar, meeuw en enkele steltlopersoorten) werd geen significant verschil in vluchtafstanden tussen de twee vastgesteld.
- Om vluchtreacties van de kolonie bij het naderen van een motorboot te voorkomen werd voor broedende *reigerachtigen* met een nest of jongen (Am. blauwe reiger, grote zilvereiger, Am. kleine zilvereiger, witbuikreiger, kleine blauwe reiger, koereiger) voorgesteld een afstand van gem. 73 m van de kolonie te bewaren (Rodgers & Smith 1995). In een latere studie werd een bufferzone van 100 m rond alle broedende watervogels voorgesteld (Rodgers & Smith 1997). Bij een vergelijking van vluchtafstanden tussen broedende en niet-broedende vogels

(bruine pelikaan, slangehalsvogel, grote zilverreiger & kaalkopooievaar) bleek dat de dieren op het nest een motorboot significant dichterbij lieten komen alvorens te vluchten dan niet-broedende dieren.

6.3 Roeiboten en kano's

Roeiboten en kano's veroorzaken ten opzichte van andere vaartuigen relatief weinig verstoring als ze in de vaste vaargeul blijven. Dit heeft te maken met het feit dat ze stil zijn en zich relatief langzaam voortbewegen. Anderzijds kunnen roeiboten en kano's door hun geringe diepgang wel doordringen in gebieden waar grotere motorboten en zeilboten niet kunnen komen. Vaak zijn dit gebieden waar vogels veel voorkomen juist vanwege het gebrek aan recreanten, of omdat er vanwege de geringe diepte veel voedsel te halen valt. Ook het aspect van voorspelbaarheid speelt een rol: nabij open wateren verplaatsen de vaartuigen zich vaak langs een voorspelbare route. Kano's en roeiboten wijken van deze route af en hebben om deze reden een relatief groot verstrend effect.

- In Florida vlogen geoorde *aalscholvers* gemiddeld op een afstand van 46 m weg voor een kano (Rodgers & Smith 1995).
- In een studie aan Amerikaanse *kwakken* werd een effect gevonden van kano's en wandelaars die een kolonie passeerden. De jongen waren hierdoor alerter en sliepen en rustten minder. Dit effect trad vooral op aan het begin van het broedseizoen, in de periode dat de kuikens klein zijn. Effecten namen af met toenemende afstand tot de route en met afnemende frequentie van verstoring. De auteurs stellen een bufferzone van 50 m voor (Fernández-Juricic *et al.* 2007).
- Groepen *eenden* (groeps grootte van 90) vluchtten op een afstand van 300 m weg voor een roeiboot (Batten 1977).
- De winterspreiding van watervogels werd met name beïnvloed door zeilen, windsurfen, roeien en sportvissen (Tuite 1982; Tuite *et al.* 1984) (beide in Reijnen 1989; zie §6.1 over meren).
- *Steltlopers* op hoogwatervluchtplaatsen werden in een studie op het Duitse Wad meer verstoord door roeiboten en surfers dan door motorboten en zeilboten. De verklaring hiervoor was dat roeiboten en surfers door hun geringe diepgang dichterbij de hvp kwamen (Dietrich & Koepff 1986).
- Bij 24% van de *zwarte stern* kolonies in laagveenmoeras en veenweidegebieden in Nederland leek verstoring de belangrijkste oorzaak voor het vroegtijdig verlaten van het nest door de nog niet vliegvlugge kuikens. De verstoring werd onder andere veroorzaakt door kanoërs, die vanwege hun geringe diepgang ver in de ondiepe wateren en waterplantenvelden konden doordringen. Daarnaast leiden ook maaic activiteiten op aanliggende percelen en loslopende honden tot verstoring. In de verstoorde kolonies werd een aanzienlijk lager broedsucces vastgesteld (1,1 jong per paar in niet-verstoorde kolonies versus 0,4 jong per paar in verstoorde kolonies). Tijdens het onderzoek werd geen invloed van verstoring op het uitkomstsucces van de eieren of op voedselvoorziening van de kuikens aangetoond (van der Winden & van der Zijden 2002).

6.4 Windsurfers

De aanwezigheid van windsurfers op het water leidt ertoe dat het gros van de watervogels uit de nabijheid van de surfers verdwijnt. De vogels vliegen weg uit het gebied, of verplaatsen zich uit de buurt van de windsurfers. Over het algemeen is de verstoring die veroorzaakt wordt door windsurfers groter dan de verstoring door motor- en zeilboten. Dit kan worden verklaard uit de factoren die eigen zijn aan het windsurfen: de beweging is snel en volgt geen vaste route maar is onvoorspelbaar. Bovendien kunnen ze zich begeven in ondiepe wateren, waar normaliter geen verstoring optreedt en waar zich juist grote aantallen vogels kunnen bevinden vanwege de rust (beschutting, geen recreanten) of vanwege goede voedselomstandigheden.

- Windsurfen had een duidelijk negatieve invloed op pleisterende eenden in het Gooimeer. Er werd een negatieve invloed gevonden op zowel de aantallen als de verspreiding van meerkoet, krak- en slobbeend. Voor de wilde eend had surfen met name invloed op de verspreiding. Slechts enkele surfers bleken al een groot effect te kunnen hebben, waarbij het aanwezig zijn van windsurfers op een meer mogelijk belangrijker was dan het totale aantal windsurfers. Het gebruik van een meer door grote aantallen surfers was een duidelijk beperkende factor voor de capaciteit van dat meer als rui- en pleisterplaats (Vos 1986).
- De verstoringafstand van *knobbeltwaan*, *meerkoet* en *smient* was groter ten opzichte van windsurfers dan ten opzichte van vissersschepen, zeil- en motorboten. Dit is onderzocht in Nibe-Gjøl Bredning in Denemarken (Madsen 1998).
- De winterverspreiding van *watervogels* in Engeland werd duidelijk beïnvloed door waterrecreatie. Windsurfen was daarmee een van de wezenlijke verstoringbronnen (Tuite 1982 en Tuite *et al.* 1984, beide in Reijnen 1989).
- Een enkele windsurfer veroorzaakte bij het uitvoeren van een manoeuvre een verstoring waarbij 100% van de aanwezige *grondeleenden* het onderzochte gebied verlieten (Koepff & Dietrich 1986, in Smit & Visser 1993)
- *Rotganzen* verlieten onder vergelijkbare omstandigheden een gebied op een afstand van 300 m (Küsters & von Raden 1986, in Smit & Visser 1993).
- *Steltlopers* op hoogwatervluchtplaatsen op het Duitse Wad werden meer verstoord door roeiboten en windsurfers dan door motorboten en zeilboten. De verklaring hiervoor was dat roeiboten en surfers door hun geringe diepgang dicht bij de hvp kwamen (Dietrich & Koepff 1986).
- De ruimtelijke verspreiding van watervogels langs de IJmeerdijk was negatief gecorreleerd met de recreatiedruk door voornamelijk catamarans en windsurfers. Naarmate gedurende de dag het aantal catamarans & windsurfers groter was, was het aantal watervogels significant lager (Platteeuw & Henkens 1997).

6.5 Kitesurfers

Naar de effecten van kitesurfen is tot dusver amper onderzoek gedaan. Op basis van het beperkte onderzoek en de kenmerken van kitesurfen is wel een inschatting te maken van de effecten. Immers, de vlieger hangt hoog in de lucht, waar hij tot grote afstand zichtbaar is. Ze verplaatsen zich snel. De bewegingen van kitesurfers volgen geen vaste route maar zijn onvoorspelbaar. Bovendien kunnen ze zich begeven in ondiepe wateren, waar normaliter geen verstoring optreedt. Door de combinatie van deze aspecten wordt verwacht dat kitesurfers grote aantallen vogels van veel verschillende soorten over een grote afstand kunnen verstoren. Losse waarnemingen in het veld bevestigen deze verwachting. Zo vlogen op het Eemmeer duizenden (kuif- en krak-) eenden en honderden grauwe ganzen rond terwijl twee kitesurfers actief waren. Op het Gooimeer vlogen duizenden eenden op een afstand van 500-1000 m op bij nadering van een kitesurfer (mond. med. R. van Beusekom). Ook op het Wolderwijd verlieten op dagen met veel kitesurfers (en andere recreatie) alle krooneenden het gebied en verplaatsten zich naar naburige voor mensen ontoegankelijke gebieden. Waargenomen opvliegafstand was c. 300 m (mond. med. M. Jansen).



Kitesurfers op het strand bij Neeltje Jans. Foto Joost Bergsma.

Kitesurfen komt qua gebiedsgebruik, gedrag en snelheid sterk overeen met windsurfen. Op basis hiervan zullen op zijn minst de versturende effecten van windsurfers ook bij kitesurfers optreden (zie vorige §). De verstoring door kitesurfers zal naar verwachting echter beduidend groter zijn dan die door windsurfers, vanwege de grote hoogte en grillige bewegingen van de kite in de lucht.

- Versturende effecten op watervogels en steltlopers zijn gemeten tijdens een kitesurf-evenement in het najaar, waarbij de kitesurfers een route aflegden over de lengte van het Grevelingenmeer. Effecten zijn gemeten voor diverse soorten overtijdende *steltlopers*, *geoorde futen*, *brilduikers*, *middelste zaagbekken*, *rotganzen* en *smienten* (van Rijn *et al.* 2006). Van de aanwezige vogels verdween 100% uit het verstoorde gebied. De verstoring duurde lang. Vogels op het open water (futen, zaagbekken, eenden) verlieten het gebied bij nadering van de eerste schepen die de colonne begeleidden (politie, SBB), wat ruim een half uur was voor de hoofdcolume met kitesurfers arriveerde. De uitgeweken vogels keerden grotendeels niet terug naar het gebied na de verstoring (tot enkele uren na het evenement). Een grote hoogwatervluchtplaats met steltlopers en eenden werd gepasseerd op een afstand van enkele honderden meters, waarbij vrijwel 100% van de vogels opvloog. Nog geen 25% van deze vogels was enkele uren na het evenement teruggekeerd, wat enkel verklaard kon worden uit de verstoring en niet uit bijvoorbeeld het tij. Na 30-45 min keerde 30% van bonte strandlopers terug en 30% van de zilverplevieren. Rotganzen keerden na een uur terug. Kanoeten en rosse grutto's waren een uur na de verstoring nog niet teruggekeerd. Van de eenden keerde alleen 10% van de smienten terug, overige soorten bleven weg (pijlstaart, slobbeend, wilde eend, bergeend). Verstoringssafstand van vogels op het open water bedroeg ca. 500 m voor kleinere groepen vogels tot 1000 m voor grotere groepen vogels. Middelste zaagbekken vlogen als eerste soort op. Opvliegafstand van de vogels op de hoogwatervluchtplaats was geringer, ca. 200 m. Vermoedelijk speelt gewinning hierbij een rol, de hoogwatervluchtplaats lag naast een scheepvaartroute; mogelijk werden de kitesurfers pas als risicovol ervaren op het moment dat ze zich buiten deze route begaven.
- *Kleine en wilde zwanen* zochten het smalle en onverstoorde deel van het Veluwemeer op wanneer op het brede open gedeelte gekitesurft werd. Het geregeld oplaten van kites direct naast een slaapplek (Polsmatendam) leidde er waarschijnlijk toe dat kleine zwanen deze slaapplek verlieten. Het vertrek van de zwanen kon enkel worden gekoppeld aan toenemend gebruik van het gebied door kitesurfers, en niet aan de waterstand of de voedselsituatie (Jansen 2008).

6.6 Vissers

Omdat vissers vaak langere tijd op één en dezelfde plek blijven, kan hun aanwezigheid tot aanzienlijke verstoring leiden. Niet zozeer de aanwezigheid leidt dus tot verstoring, maar juist de duur van aanwezigheid. Vooral bij broedvogels die in de nabijheid van oevers of in rietkragen broeden kan op die manier achteruitgang van broedsucces optreden, of een vermindering van de dichtheid aan broedparen (Liddle & Scorgie 1980) in (Lewin *et al.* 2006).

- Verstoring van *bruine kiekendieven* door vissers is onderzocht bij Dos Reinos Lake, een natuurgebied in de Ebrodelta (Spanje). Dit gebied wordt door grote aantallen mensen bezocht (5-10 door de week, in weekenden 50-100 bezoekers/dag). Het natuurgebied (21 ha waarvan 4,2 ha rietvelden) wordt ook door vissers gebruikt die

fuiken in de rietvelden uitzetten. De verstoring bleek een vermindering in ouderlijke zorg tot gevolg te hebben die zich uitte in een afname in broedtijd, bescherming van de kuikens, tijd doorgebracht in het territorium en de hoeveelheid aangeleverd voedsel (1/3 van dat onder normale condities). De tijd waarin het nest na verstoring verlaten werd varieerde van 1 tot 89 minuten (geen verschil tussen incubatie- en kuikenperiode). De tijd die door de verstoorde adulten werd besteed aan vliegen (duikvluchten, hoog cirkelen) was 3 keer zo hoog voor bruine kiekendief man en 10 keer zo hoog voor de vrouw. Alarmroepen namen bij de verstoorde nesten toe met een factor 20. Het ureum niveau in het bloed van de kuikens (een fysiologische maat voor conditie) was bij de kuikens uit de verstoorde nesten significant hoger dan voor de kuikens uit de niet-verstoorde nesten. Hoewel er geen verschil in broedsucces tussen de verstoorde en niet verstoorde gebieden kon worden aangetoond, verwachten de auteurs dat de hogere energie uitgaven door met name de vrouw gevolgen kan hebben voor haar levensduur op de langere termijn. In slechte jaren kan een dergelijk effect wel resulteren in een lager broedsucces (Fernandez & Azkona 1993).



Opvliegende vogels bij nadering van drie kitesurfers bij een hoogwatervluchtplaats op de Slikken van Flakkee. Foto Daniël Beuker.

7 Effecten van recreatievormen in de lucht

Dit hoofdstuk behandelt de effecten op vogels van recreatievormen in de lucht. Deze vormen van recreatie veroorzaken verstoring die niet gerelateerd is aan specifieke soorten of habitats, omdat luchtverkeer nu eenmaal boven alle habitats plaats kan vinden, en dus effecten op alle voorkomende soorten kan hebben. Het beschikbare onderzoek betreft echter vrijwel uitsluitend watervogels (vooral ganzen) en roofvogels.

De verstoringbronnen zijn hier de verschillende vormen van vliegtuigen die gebruikt worden voor recreatieve activiteiten, zoals sportvliegtuigen en zweefvliegtuigen, helikopters, paragliders, ultra-light vliegtuigjes en luchtballonnen. Het overzicht van effecten hieronder is gebaseerd op onderzoek naar effecten van vliegverkeer in de ruimste zin. Veel vormen van vliegverkeer hebben immers een verschijningsvorm waarin voor vogels en andere fauna geen onderscheid te maken is naar recreatieve en niet-recreatieve doeleinden van vliegverkeer. Bovendien zijn de effecten van vliegtuigen die gebruikt worden voor recreatieve activiteiten zeer vergelijkbaar met de effecten van vliegverkeer in het algemeen.

7.1 Vliegtuigen in het algemeen

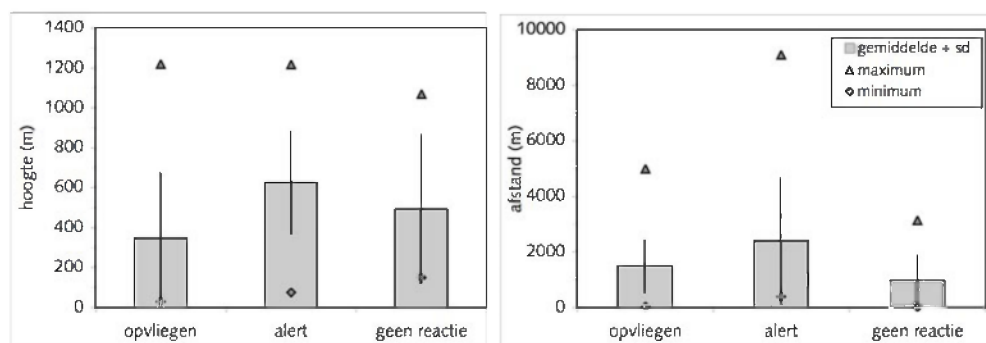
Vliegtuigen hebben een groot verstorend effect op vogels. Ze worden vaak genoemd als verstoringbron met het grootste verstorende effect. Hier zijn een aantal redenen voor. Ten eerste bevinden ze zich in de lucht, waardoor ze over een grote afstand zichtbaar zijn en daarmee alleen al veel vogels kunnen verstoren. Daarnaast hebben ze een grote snelheid en maken veel lawaai, wat beide factoren zijn die in belangrijke mate bijdragen aan verstoring.

Omdat evenwel een vliegtuig vaak ook snel een gebied weer verlaat, is de verstoring door een vliegtuig weliswaar intens, maar ook van korte duur (zie ook hoofdstuk 4). De effecten die in onderstaande paragrafen beschreven zijn, zijn dus vaak effecten die kortdurend van aard zijn. Grote aantallen vogels vliegen op, maar ze vliegen slechts kort rond en hervatten relatief snel hun oorspronkelijke gedrag. De verstoring door vaartuigen en wandelaars is in die zin vaak juist ernstiger, omdat ze langduriger en vaak met veel hogere intensiteit of frequentie een gebied en de vogels daarin verstoren. Verstoring door vliegtuigen wordt dan ook met name kritisch voor vogels wanneer de frequentie van vliegtuigpassages hoog is (bv. nabij vliegvelden), of wanneer één verstoring grote effecten heeft door bijvoorbeeld een lage vlieghoogte in een kwetsbaar gebied (broedvogels, broedkolonies). Voor soorten die de extra energie-uitgaven ten gevolge van verstoring door frequent passerende vliegtuigen niet kunnen compenseren kan verstoring kritieke gevolgen hebben voor de energiebalans (Davis & Wiseley 1974; van der Meer 1985; Ward *et al.* 1994; Riddington *et al.* 1996) (Ward *et al.* en Davis & Wiseley beide in Dahlgren & Korschgen 1992).

Hoogte en afstand

Vliegtuigen passeren vogels op een bepaalde hoogte, en op een bepaalde afstand. Een vliegtuig dat slechts 100 m hoog vliegt kan wel 10 km ten westen van een groep eenden vliegen, waardoor van een verstoring geen sprake zal zijn. Andersom kan een vliegtuig dat recht over de groep eenden vliegt, wel 1 km hoog vliegen, waardoor van een verstoring ook geen sprake meer zal zijn. Door de combinatie van hoogte en afstand treedt verstoring al dan niet op. Er is veel onderzoek uitgevoerd naar de grenzen in hoogte en afstand waarbij een vliegtuig nog wel en geen verstoring meer veroorzaakt. Door deze opzet is in onderzoek naar de versturende effecten van vliegtuigen bekend bij welke afstand en hoogte *geen reactie* meer waargenomen wordt.

Hoogte en afstand bepalen mede het geluid waaraan een vogel wordt blootgesteld. Maar ook het visuele aspect, namelijk de bedreiging die de vogel ervaart door het vliegtuig, verandert met hoogte en afstand. Versturende effecten van vliegtuigen treden op tot grote afstanden en hoogtes; deze zijn veel groter dan bij waterrecreatie en recreatie op land. De in de literatuur aangetroffen maximale vlieghoogte waarbij gedragsveranderingen werden waargenomen bedroeg 3100 m, voor vliegafstanden was dit 3200 m (Owen 1973; Berger 1977) (beide in Dahlgren & Korschgen 1992). Afstand komt uit verschillende studies naar voren als de belangrijkste voorspeller van de verstoringreactie (Awbrey & Bowles 1990; Grubb & King 1991; Delaney *et al.* 1999; Ward *et al.* 1999) (Awbrey & Bowles in Delaney *et al.* 1999). Lensink *et al.* concludeerden op basis van beschikbare literatuur dat binnen een afstand van 2000 m en een hoogte van 1000 m (3000 ft) van passerende vliegtuigen verstoringen zijn te verwachten (Lensink *et al.* 2005). Boven deze afstanden zijn geen effecten te verwachten. Een analyse in 2007 op basis van de tot dan toe beschikbare literatuur resulteerde in een gemiddelde vlieghoogte waarop verstoring optrad van 625 m, tot een maximale hoogte van 1220 m (Heunks *et al.* 2007). Heunks *et al.* concludeerden verder dat verstoring optrad op een gemiddelde vliegafstand van 2400 m en dat tot maximaal 9000 m afstand effecten werden gevonden. Zie ook figuur 7.1.



Figuur 7.1 Afstand en hoogte van overvliegende vliegtuigen waarbij vogels opvliegen, alert waren, dan wel geen reactie vertoonden. Gegevens op basis van literatuur, alle gevonden waarden gecombineerd. Gemiddelde=gemiddelde van alle gevonden waardes, minimum = minimum waarde die gevonden is, maximum = maximum waarde die gevonden is, sd = standaard deviatie rond het gemiddelde, geeft aan dat er veel variatie in de waarden bestaat. Figuur overgenomen uit Heunks *et al.* (2007).

Geluid en zicht

Zowel het geluid dat een vliegtuig produceert als het feit dat hij over grote afstand in de lucht zichtbaar is, spelen een rol in het optreden van verstoring van vogels door vliegtuigen. In de meeste studies die gewijd zijn aan de effecten van vliegtuigen en vliegverkeer op vogels wordt geen onderscheid gemaakt tussen deze visuele en auditieve aspecten (Busnel 1978). Ward & Stehn (1989) namen waar dat ganzen meer opvlogen in reactie op geluid dan op zicht; Loosjes nam juist het tegenovergestelde waar (Loosjes 1974). De verstoring wordt groter naarmate het geluidsniveau waaraan de vogels worden blootgesteld groter is. Lawaaiiger vliegtuigen veroorzaken dus meer verstoring (helikopters, oude versus nieuwere burgerluchtvaartvliegtuigen). Maar ook vliegtuigen die dichterbij vliegen of op lagere hoogte resulteren in een hoger geluidsniveau voor de vogels (bv. Delaney *et al.* 1999, Brown 1990). In dit verband is ook de studie van Smit (2004) relevant, waarin meding wordt gemaakt van herhaaldelijk waargenomen vluchtreacties van vogels (m.n. *steltlopers*) in reactie op het geluid van militaire schietactiviteit rond Den Helder.

Reacties van soorten na blootstelling aan bepaalde geluidsterktes (dB) verschillen sterk tussen soorten. Dit is deels afhankelijk van de fysieke beperkingen van het gehoorbereik. Het gehoorbereik is een venster van geluidsfrequentie en geluidsterkte waarbinnen dieren het meest gevoelig zijn voor geluiden, en kan sterk verschillen tussen soorten. Geluid kan tot verstoring leiden wanneer het binnen het gehoorbereik valt. In een onderzoek aan Mexicaanse gevlekte bosuilen werd vastgesteld dat geluid van frequenties buiten het gehoorbereik vrijwel niet tot verstoringreacties leidde (Delaney *et al.* 1999). Indien de frequentie (Hz) van de onderzochte geluidsbron binnen het gehoorbereik van de soort viel, werden bij lagere geluidsterktes (dB) juist sterkere verstoringreacties gevonden (Delaney *et al.* 1999). Het gehoorbereik van vogels lijkt grotendeels overeen te komen met dat van zoogdieren (Biederman-Thorson 1970; Counter 1985) (laatste in Counter 1985). Informatie over het specifieke gehoorbereik van verschillende soorten vogels is echter maar heel beperkt beschikbaar. Om bovengenoemde redenen is het niet mogelijk om een algemeen geldend niveau van geluidbelasting voor soortsgroepen aan te geven waarboven verstoring op zal treden.



Landend burgerluchtvaartvliegtuig. Foto Ralph Smits.

Zwanen

- In een studie aan *wilde zwanen* in Schotland werden voor helikopters en vliegtuigen verreweg de grootste verstoringafstanden gevonden (1.350 m ten opzichte van 280 m gemiddeld voor menselijke activiteiten op land). De verstoringduur door vliegtuigen was kort, gemiddeld 2 min. Het percentage vogels in een groep dat reageerde op vliegtuigen was relatief laag (32% versus 58% door land-gebonden activiteit) (Rees *et al.* 2005). Zie ook §5.4.2.

Ganzen – effecten op gedrag

- Verschillende publicaties vermelden vlieghoogtes en afstanden van vliegtuigen die bij *ganzen* gedragsveranderingen (alertheid of vluchtgedrag) veroorzaakten (Owen 1973; Berger 1977; Owens 1977; Tijssen 1994; Anthony *et al.* 1995; Baptist & Meininger 1996; Ward *et al.* 1999) (Berger en Owen in Dahlgren & Korschgen 1992). De range van *vlieghoogtes* waarbij reacties werden waargenomen varieert tussen 140-3100 m. De range van *vliegafstanden* waarbij gedragsveranderingen werden waargenomen ligt tussen de 1000-3200 m (overzicht in hoofdstuk 4).
- In een onderzoek naar vluchtgedrag van *kolganzen* en *smienten* bij vliegveld Eelde werd gevonden dat minder dan 10% van de foeragerende ganzen opvloog door landende vliegtuigen. Het gros van de reacties had plaats wanneer het vliegtuig binnen een afstand van 1 km passeerde. Vliegtuigen vlogen tussen de 150 en 650 m hoogte over het gebied. De gemiddelde vlieghoogte van overkomende vliegtuigen waarbij ganzen opvlogen lag op 230 m. Hoe hoger het vliegtuig passeerde, hoe minder verstorend effect het had. De vluchtreactie duurde gemiddeld 2,5 min. Helikopters induceerden de meeste verstoring, kleine burgerluchtvaartvliegtuigen de minste. Smienten vlogen niet op, ook niet groepen die direct onder de aanvliegroute zaten (Lensink *et al.* 2007b).

- Uit een onderzoek van Ward *et al.* (1999) kwam naar voren dat de vluchtreactie van *Canadese ganzen* en *zwartbuirotganzen* afnam met de *afstand* tot de verstoringbron, onafhankelijk van vliegtuigtype of geluidsproductie. De verstoringreactie veroorzaakt door vliegtuigen passerend op verschillende *hoogtes* daarentegen, was wel afhankelijk van vliegtuigtype en geluid.
- Loosjes (1974) vermeldt dat *grauwe ganzen* in een onoverzichtelijk landschap alert werden wanneer ze een vliegtuigje hoorden, maar pas opvlogen wanneer ze de geluidsbron konden zien.

Ganzen – effecten op verspreiding

- Bélanger & Bédard onderzochten de effecten van verstoring op *sneeuwganzen* die in voor- en najaar pleisteren in Montmagny Park (Quebec, Canada). Tijdens 471 waarneming-uren werden 652 verstoringen waargenomen waarbij een deel of de gehele groep sneeuwganzen opvloog. In gemiddeld 20% van de gevallen werden alle aanwezige sneeuwganzen verstoord. In het voorjaar lag dit percentage hoger, en vloog de hele groep op bij de helft van de verstoringincidenten. Ook de gemiddelde tijd besteed aan vliegen na een verstoring was hoger in het voorjaar dan in de herfst (76 vs. 56 sec respectievelijk). Als de ganzen stopten met foerageren, wat in bijna de helft van de gevallen gebeurde, duurde het gemiddeld 2 min (voorjaar) tot 12 min (najaar) voor de ganzen het foerageren hervatten. De korte verstoringduur in het voorjaar is mogelijk gerelateerd aan de noodzaak om op te vetten voor de voorjaarstrek en het broedseizoen. In de herfst was de verstoringsfrequentie significant groter (1,5 per uur) dan in het voorjaar (1 per uur). Transport-gerelateerde activiteiten, met name door laagvliegende vliegtuigen, veroorzaakten meer dan 45% van alle verstoringen. De verstoringsfrequentie was van invloed op het gebruik van het gebied de volgende dag. Bij een verstoringsfrequentie van meer dan 2 vliegtuigen per uur, waren de volgende dag 50% minder ganzen in het gebied aanwezig (Bélanger & Bédard 1989).

Ganzen – effecten op voedselopname & energiehuishouding

- In Izembek (Alaska) werden de effecten van onder andere verstoring door vliegtuigen op pleisterende *Canadese ganzen*, *brandganzen* en *keizerganzen* onderzocht (Ward & Stehn 1989, in Dahlgren & Korschgen 1992). Wanneer data werden gegroepeerd op hoogte en afstand tot de vogelgroep, bleken brand- en keizerganzen overeenkomstig te reageren op verschillende typen vliegtuigen en meer gevoelig te zijn dan Canadese ganzen. Geluid riep meer dan visuele aspecten een gedragverandering op. De auteurs berekenden dat bij tien verstoringen per dag het lichaamsgewicht van de vertrekkende ganzen 4% lager zou uitvallen dan het te verwachten vertrekgewicht.
- Van overwinterende groepen *brandganzen* grazend op weidegronden in Norfolk (Engeland) werd gemiddeld 85% van de vogels verstoord door vliegtuigen. Verstoringen door vliegtuigen bedroegen ca. 20% van het totaal aantal verstoringen. Na verstoring door een vliegtuig werden gemiddeld 1,5 min besteed aan rondvliegen. De gemiddelde energie-uitgave per uur lag door alle verstoringen tezamen (wandelaars, vliegtuigen, voertuigen etc.) 11% hoger dan normaal.

Berekend werd dat op dagen met de hoogste aantallen waargenomen verstoringen de extra energie-uitgaven te compenseren waren door 9-11 minuten per dag extra te grazen. Met name de door verstoring geïnduceerde verhoging van de vliegtijd is energetisch erg kostbaar. De auteurs argumenteren dat de mogelijkheden voor extra energie-opname overdag gelimiteerd zijn en tenzij de ganzen in staat zijn 's nachts te foerageren er niet gecompenseerd kan worden voor de extra energie-uitgaven. Met name in het midden en het eind van de winter met korte daglichtperiodes, weinig voedselreserves en minimale hergroei van vegetatie kan dit kritieke gevolgen hebben voor de energie-balans van de ganzen. Vermoedelijk kan dit bepalend zijn voor de verspreiding van de ganzen in het overwinteringsgebied (Riddington *et al.* 1996).

Eenden

- Overwinterende eenden in de VS (*zwarte eend*, *Amerikaanse smient*, *krakeend* en *Amerikaanse wintertaling*) verloren slechts 1,5% van de tijd als gevolg van alert gedrag bij overvliegende militaire vliegtuigen met een geluidsproductie van gemiddeld 85 dB. De duur van de verstoringreactie lag tussen de 10 en 40 sec. Slechts 2% van de vogels reageerde op de vliegtuigen en het percentage vogels dat na de verstoring het oorspronkelijke gedrag hervatte was 64%. De kosten van de verstoring voor de diverse soorten werden daarom als laag ingeschat (Conomy *et al.* 1998).

Steltlopers

- In verschillende studies worden de effecten van verstoring op de verspreiding van *wad- en watervogels* beschreven (Gunn & Livingston 1974; Owens 1977; Derksen *et al.* 1979; Madsen 1984, 1985; Bélanger & Bédard 1989; Jensen 1990; Stock 1992; Davidson & Rothwell 1993; Madsen 1994; Carney & Sydeman 1999; Mosbech & Boertmann 1999). In deze studies vormen vliegtuigen een belangrijke verstoringbron. De verspreidingspatronen werden sterk beïnvloed door de mate van verstoring. De hoogste dichtheden van vogels werden vastgesteld in (deel-) gebieden met de minste verstoring.

Sterns

- Bij kolonies van *grote kuifsterns* in Australië werd een sterke verstoring waargenomen na het afspelen van geluiden van vliegtuigpassages op verschillende hoogtes (Brown 1990). Grote kuifsterns reageerden op door speakers afgespeeld vliegtuiggeluid van 65 dB door opkijken en alert gedrag. Schrikreacties en vluchtgedrag waren bij vliegtuiggeluiden van 90-95 dB significant hoger dan in de controle groep. Daarnaast werd het deel van de kolonie kuifsterns dat een reactie vertoonde, groter bij hogere geluidsbelasting (dB). Wind en golven produceerden tijdens dit onderzoek een achtergrondgeluid variërend van 55 tot 75 dB. Voor de brilstern werd in een overeenkomstig onderzoek al bij een lagere geluidbelasting verhoogd vluchtgedrag waargenomen (Brown 1990).

Roofvogels

- Reacties van broedende *Amerikaanse zeearenden* op verschillende verstoringbronnen waaronder vliegtuigen zijn onderzocht door Grubb en co-

auteurs. De afstand tot de verstoringsbron was hier de belangrijkste factor in het voorspellen van de reactie van de zeearenden. Op basis van een model stelden de auteurs voor om in een straal van 625 m rond het nest vluchten te verbieden en tot 1.100 m alleen kortdurende vluchten toe te staan. Verder reageerden rustende zeearenden eerder op een verstoringsbron dan andere broedende arenden (Grubb & King 1991; Grubb *et al.* 1992).

Overige soorten

- Onder invloed van passage van een vliegtuig of helikopter kan een verhoging van de hartslagfrequentie optreden. Dit is gemeten bij onder andere *Adélie pinguïn* (Culik *et al.* 1990), verschillende *zeevogels* (Jungius & Hirsch 1979), *eidereend* (Gabrielsen 1987) en *grutto* (Dietrich *et al.* 1989 in Kempf & Huppop 1995). Een sterke of langdurige verhoging van de hartslag kan een verhoging van de energie-uitgaven betekenen (zie §3.2.1).
- Voor *witte pelikanen* is vastgesteld dat verstoring door vliegtuigen negatieve gevolgen had voor legselgrootte, broedsucces en nestsucces en dus op de totale reproductieve output (Bunnell *et al.* 1981).

7.2 Sportvliegtuigen, watervliegtuigen & ultra-lights

Veel van het onderzoek naar versturende effecten van luchtverkeer op vogels betreft sportvliegtuigjes. Waarschijnlijk komt dit doordat dit type vliegtuig vaak op lage hoogtes overvliegt en daarmee zichtbaar reacties van vogels induceert. Het versturend effect van dit type vliegtuig is groot. Alleen helikopters veroorzaken meer verstoring. De verklaring hiervoor is dat de vlieghoogte laag is, de geluidsproductie hoog, en bovendien meest geen reguliere vliegroutes gevolgd worden. Daarmee komen deze vliegtuigjes geregeld op plaatsen waar veel vogels zijn (waterrijke gebieden), en is er geen sprake van gewinning.

Naar verwachting liggen de effecten van watervliegtuigen en ultralights in dezelfde orde grootte, gezien het gedrag en geluidsniveau van deze typen vliegtuigen. Er is slechts één studie gevonden waarin het effect van een watervliegtuig specifiek besproken wordt, en één over een ultralight vliegtuig (zie het einde van deze paragraaf).

- *Roodkeelduikers* vluchtten al op grote afstand voor sportvliegtuigen. Vanuit een sportvliegtuig werden verstoringsafstanden van 2000 m vastgesteld (Baptist in Nijland 1997).
- Broedende *trompetzwanen* in Alaska reageerden met alert gedrag op sportvliegtuigen die lager vlogen dan 615 m hoogte. In veel gevallen werd op het geluid van het naderend vliegtuig gereageerd voordat deze zichtbaar was. Slechts éénmaal in dit onderzoek werd een nest door een broedend vrouwtje verlaten. Dit gebeurde nadat een vliegtuig op 60 m hoogte passeerde. Een paartje trompetzwanen dat broedde op

een nabij gelegen vliegveld leek uiterlijk niet verstoord door het vliegverkeer (Henson & Grant 1991).

- Circa 400.000 *sneeuwganzen* komen elk jaar naar de North Slope (Yukon, Alaska) om op te vetten voor aanvang van de herfstmigratie. Davis *et al.* (1974, in Dahlgren & Korschgen 1992) onderzochten door middel van experimenten de versturende werking van sportvliegtuigen en helikopters. Niet verstoorde adulte sneeuwganzen foerageerden 57% van de daglicht periode, juvenielen 65-70%. De waargenomen vluchtafstanden voor helikopters waren groter dan voor sportvliegtuigen, maar vliegtijden als gevolg van verstoring door vliegtuigen waren langer. Verstoringen in het gebied veroorzaakten een afname in foerageertijd van 2,6%. Experimentele vluchten met een sportvliegtuig met een 2-uur interval veroorzaakten een afname van 8,5% foerageertijd. Omgerekend betekende dit een afname van 20,4% van de vetreserves van juveniele sneeuwganzen.
- Groepen ruiende *koningseiders* bij Groenland vertoonden een gedragsverandering (alert of vluchten/duiken) als gevolg van een naderend sportvliegtuig op 500 tot zelfs 5000 m afstand. In 92% van de gevallen werd op meer dan 2 km afstand gereageerd. De minimale hoogte waarbij het vliegtuig overvloog bedroeg 76 m; de maximale hoogte was 540 m (Mosbech & Boertman 1999).
- Van groepen *eenden* op een meer in Zwitserland, werd tussen de 55 en 75% verstoord bij experimenteel overvliegende sportvliegtuigen en helikopters op 80 en 150 m hoogte. Dit percentage nam toe met afnemende vlieghoogte, en lag bovendien hoger bij overvluchten door helikopters dan door sportvliegtuigjes. De eenden toonden significant meer alert gedrag dan in een onverstoorde situatie bij vlieghoogtes van helikopters van 450 m en minder, en van sportvliegtuigen op 300 m en minder. Het oorspronkelijk gedrag werd snel hervat na de verstoring. De verstoringen traden op bij geluidsniveaus van 70 dB (helikopters) en 64 dB (sportvliegtuigen) (Bruderer & Komenda-Zehnder 2005).
- In een onderzoek naar de hartslagfrequentie van een broedend paar *scholeksters* op Helgoland (Duitsland) bleek als gevolg van een op 2 km afstand passerend sportvliegtuig de hartslagfrequentie gedurende een halve minuut meer dan 30% hoger te liggen dan de basiswaarde (ca. 160/min). Bij meer dan een verdubbeling van de hartslag (ca. 350/min) verlieten de scholeksters het nest (Hüppop & Hagen 1990).
- *Scholeksters* bleken bij verstoring door een sportvliegtuig gemiddeld 50 seconden te vliegen, *rosse grutto's* 114 seconden en *wulpen* gemiddeld 83 seconden (Visser 1986).
- Foeragerende steltlopers (*scholeksters* & *wulpen*) in de Oosterschelde werden bij laagwater verstoord door sportvliegtuigjes op 150-900 m hoogte. De verstoorde vogels verlieten het studiegebied en hielden op met foerageren totdat ze in weer in het oorspronkelijke gebied waren weergekeerd. Het verlies in foerageertijd in het studiegebied op de dagen met verstoring door een sportvliegtuig en de dagen zonder bedroeg voor scholeksters 12-17% en bij wulpen 10% (van der Meer 1985).

- Modelvliegtuigjes en ultralights hadden op weidevogels als grutto en wulp een groter effect dan sportvliegtuigjes (Dietrich *et al.* 1989) in (Bruderer & Komenda-Zehnder 2005).
- Mogelijke gedragseffecten zijn onderzocht bij broedende *visarenden* in reactie op laagvliegende militaire vliegtuigen op 1400, 2300 of 4600 m afstand van het nest. Hierbij werden geen significante effecten aangetoond. Enkele sporadisch passerende watervliegtuigjes (tot 3000 m) daarentegen hadden een groot verstorend effect. De auteurs argumenteren dat hierbij met name het visuele aspect een rol speelde, gezien de lagere snelheid (Trimper *et al.* 1998).

7.3 Helikopters

Uit vrijwel alle onderzoeken waarin de versturende effecten vergeleken worden met die van ander vliegverkeer, springt de helikopter eruit als meest verstorend (zie ook §3.7.4). Dit is gerelateerd aan het feit dat helikopters veel lawaai maken en relatief laag vliegen. Bovendien vliegen helikopters vaak niet langs vaste routes, waardoor ook onvoorspelbaarheid een grote rol speelt. In slechts één geval was het verstorend effect van een sportvliegtuig groter, namelijk de verstoring hield langer aan dan bij een helikopter. Ook hier veroorzaakte de helikopter echter verstoring over de grotere afstand dan het sportvliegtuig (zie hierna). In een literatuurstudie naar effecten van militaire activiteiten in het waddengebied werd samengevat dat helikopters en sportvliegtuigen een grotere mate van verstoring met zich meebrengen dan straaljagers en zweefvliegtuigen (Heunks *et al.* 2007). Hoe meer geluid, hoe dichter bij, en/of hoe langer in een gebied, hoe groter de verstoring.

- Verstoring van *sneeuwganzen* door helikopters vond plaats over grotere afstanden dan verstoring door sportvliegtuigen, terwijl na verstoring door sportvliegtuigen langer werd gevlogen dan na verstoring door helikopters (Davis *et al.* 1974, in Dahlgren & Korschgen 1992). Zie § 7.2 over sportvliegtuigen.
- Tijdens een onderzoek naar broedende *Canadese ganzen* werd vastgesteld dat 20-38% van de broedende vrouwtjes het nest verliet voor een laag overvliegende (landende) helikopter, terwijl voor overvliegende vliegtuigen het nest niet werd verlaten (Minaskuat Limited Partnership 2005).
- Verstoring van groepen *eenden* op een meer in Zwitserland was hoger wanneer een helikopter overvlog dan wanneer een sportvliegtuig overvloog. De hoogte waarbij verstoring optrad (alert gedrag), was groter voor helikopters dan voor sportvliegtuigen (450 m en 300 m resp.) (Bruderer & Komenda-Zehnder 2005). Zie ook §7.2.
- Bij een studie naar verstoring van *kolganzen* en *smienten* bij vliegveld Eelde, induceerden helikopters verreweg de meeste verstoring (Lensink *et al.* 2007b). Zie § 7.1.
- Helikopters die in het broedseizoen aan de Schotse kust over een klif vlogen met kolonies van zeevogels als *kuifaalscholvers*, *zilvermeeuwen*, *drieteenmeeuwen*, *zeekoeten* en *alken*, veroorzaakten geen noemenswaardige verstoring. Vlieghoogte was ca. 100 m (Dunnet 1977).



Helikopters, in dit geval geen recreatieve, passeren met veel lawaai en vaak laag over een gebied, waarbij veel vogels verstoord kunnen worden. Foto Ralph Smits.

7.4 Zweefvliegtuigen, hang- & paragliders

Er zijn geen studies gevonden betreffende verstorende effecten van zweefvliegtuigen. Naar verwachting zal enige verstoring optreden wanneer het zweefvliegtuig op lage hoogtes overvliegt. Omdat het stil is, zal de verstoring ten opzichte van andere typen vliegverkeer naar verwachting het kleinst zijn.

Ook over de verstorende effecten van hanggliders of paragliders zijn geen studies bekend. Omdat het stille vliegvormen zijn, zal het verstorende effect naar verwachting kleiner zijn dan dat van vliegtuigen en helikopters. Een gemotoriseerde paraglider zal vanzelfsprekend tot meer verstoring leiden dan een niet gemotoriseerde. Omdat het om een groot bewegend object in de lucht gaat, zal verstoring wel optreden. Met name omdat een hang-/paraglider laag vliegt en vreemde routes volgt kan het als bedreigend over komen. De mate waarin verstoring op zal treden zal in sterke mate afhangen van de locatie waar gevlogen wordt (het aantal vogels dat zich in het gebied bevindt), de intensiteit waarmee gevlogen wordt en de kwetsbaarheid van de vogels (al dan niet broedvogels).

7.5 Hete-luchtballonnen

Er is in de literatuur slechts één studie aangetroffen waarin de effecten van ballonvaart op vogels werd beschreven. Indrukken uit het veld geven aan dat laagvliegende luchtballonnen verstorend werken, met name wanneer de gasbrander aangezet wordt en daardoor opeens lawaai geproduceerd wordt. Ook bij de landing kan een luchtballon veel verstoring veroorzaken. Vogels op water en open land vliegen bij nadering van een landende ballon in grote getale weg (eigen waarnemingen). Een luchtballon is een groot object dat vaak laag vliegt, rond de 100-200 m. Het gros van de studies naar effecten van luchtvaart meldt dat op deze hoogte verstoring optreedt. Hoewel passage van een luchtballon met een stuk minder lawaai gepaard gaat dan een helikopter, en een stuk minder snel gaat, is het een onbekend en opvallend object dat opeens in de lucht verschijnt, en daarmee kennelijk als risicovol ervaren wordt.

- Waarnemingen uitgevoerd naar effecten van zeppelin- en luchtballonvaarten in Zwitserland laten zien dat allerlei watervogels (*eenden, ganzen, aalscholvers, reigerachtigen, meeuwen*) gemiddeld tot een hoogte van 300 m en minder opvlogen, terwijl boven 300 m hoogte meestal geen reactie meer werd waargenomen. Ganzen toonden bij een ballonhoogte van 500 m geen reactie meer. Een enkele zeppelin overvliegend op 500 m hoogte deed alle aanwezige eenden, ganzen en meeuwen echter toch opvliegen. De vogels bleven na de verstoring lang rondvliegen (ca. 10-15 min) (Bruderer & Komenda-Zehnder 2005).



Een luchtballon zet hoog in de lucht zijn gasbrander aan. Foto Karen Krijgsveld.

8 Effecten van verstoring per soort

In dit hoofdstuk wordt voor een groot aantal soorten de beschikbare informatie over die soort op een rij gezet. De soorten die behandeld worden zijn broedvogels van de Rode Lijst (Hustings *et al.* 2004), soorten van Bijlage I van de Vogelrichtlijn en trekkende watervogels die als broedvogel en/of niet-broedvogel leidend zijn geweest voor de selectie en begrenzing van aan te wijzen Natura 2000-gebieden in Nederland (zie § 2.4). Besproken wordt wat uit de literatuurstudie naar voren is gekomen aan onderzoek naar effecten op de verschillende soorten. Voor informatie omtrent vlucht-afstanden verwijzen we naar tabel 4.1 (p. 46), figuur 4.2 (p. 48) en bijlage 1. Voor aanvullende informatie wordt terugverwezen naar de hoofdstukken 4 (verstoring-afstanden) en 5, 6 en 7 (recreatievormen).

Opbouw van de soortteksten

De soorttekst start met een inleidende paragraaf waarin kort verspreiding, habitat en leefwijze van de soort worden besproken. Tevens wordt hier informatie gegeven over belangrijke gebieden in Nederland voor de betreffende soort. Deze teksten zijn vervaardigd door Alterra en overgenomen uit de toelichtingen bij de aanwijzings-besluiten voor de speciale beschermingszones in het kader van de Vogelrichtlijn.

Van lang niet alle soorten is informatie beschikbaar omtrent de gevoeligheid voor verstoring door recreatie. Daarom is in de soortteksten een tweedeling gemaakt in de opsomming van de effecten van verstoring:

1. *Onderzochte effecten*: Hier worden verstoringseffecten besproken die gebaseerd zijn op wetenschappelijke studies aan de betreffende soort. Het betreft in alle gevallen controleerbare bronnen.
2. *Geëxtrapoleerde effecten*: Effecten die worden *verwacht* op grond van het gedrag en de ecologie van de soort, dan wel op grond van onderzochte verstoring gevoeligheid van verwante soorten.

Bij punt 2 worden de volgende thema's besproken:

- a. *Soortgevoeligheid*: Gevoeligheid van de soort voor verstoring. De mate van gevoeligheid voor verstoring verschilt per soort. Dit kan zich bijvoorbeeld uiten in opvliegafstanden. Er is onderscheid gemaakt tussen drie categorieën, voornamelijk gebaseerd op gevonden verstoringafstanden:
 - groot (>300 m)
 - gemiddeld (100-300 m)
 - matig (<100 m)Omdat de verstoringafstand kan variëren en bovendien niet altijd bekend is, moeten deze ranges ruim geïnterpreteerd worden.
- b. *Habitatgevoeligheid*: Gevoeligheid voor verstoring van het habitat waarin de soort voorkomt. In de regel zijn soorten die in open landschappen voorkomen gevoelig. Hier zijn drie categorieën onderscheiden:
 - groot (open landschap, zoals kust)
 - gemiddeld (open landschap met opgroei of reliëf zoals kleinere meren, heides)
 - matig (besloten landschap met begroeiing zoals bossen).

- c. *Populatie-effecten*: Indien mogelijk wordt een indruk gegeven van de invloed van verstoring in de huidige situatie op de *Nederlandse* populatie. Hieronder worden zowel effecten op aantallen, dichtheden als broedsucces verstaan in algemene zin. Dit is geen uitputtende analyse, maar geeft waar mogelijk een opsomming van relevante punten. Onderscheid is gemaakt tussen matige, gemiddelde en grote effecten.
- d. *Meest negatieve effect*: Het type recreatie waarvan de soort naar verhouding het meest versturende effect van ondervindt. Dit betreft naast de verstoringsgevoeligheid van de soort vooral een inschatting op basis van de frequentie waarmee de soort geconfronteert wordt met de recreatievorm.

N.B. In beginsel wordt hier de situatie besproken onder de huidige recreatiedruk. Gedetailleerde voorspellingen worden niet gedaan omdat onder invloed van lokale omstandigheden teveel variatie in verstoringsgevoeligheid bestaat (zie §4.5).



Roodkeelduiker. Foto Luc Hoogenstein.

Roodkeelduiker & parelduiker *Gavia stellata* & *G. arctica* (beide niet-broedend)

Soortbeschrijving:

Roodkeelduikers worden het hele jaar in Nederland gezien, maar vooral van januari tot april worden langs de kust grote aantallen trekkende vogels gezien. De soort overwintert vooral op zee en doorgaans in de nabijheid van de kust (het merendeel bevindt zich binnen een afstand van 20 km uit de kust). Vooral de Noordzeekust van het Waddengebied en het Deltagebied vormen belangrijke pleisterplaatsen. In de Waddenzee, langs de Hollandse kust en op de grotere zoete meren (het IJsselmeer en in het Deltagebied), en in waterwingebieden en plassen in de duinen worden regelmatig kleinere aantallen gezien. De soort leeft voornamelijk van vis die tot op 9 m diepte wordt gevangen (Sovon 1987; Camphuysen & Leopold 1994).

Parelduikers worden in Nederland vooral in de periode november tot april in kleine aantallen en meestal trekkend waargenomen. Ze prefereren de zoute wateren voor de kust; vooral de Voordelta en de Noordzee ten noorden van de Waddeneilanden. Het merendeel bevindt zich binnen een afstand van 20 km uit de kust. Daarnaast komen kleinere aantallen voor langs de Hollandse kust, in het Wadden- en Deltagebied. In mindere mate wordt gebruik gemaakt van de grotere zoete meren en plassen (IJsselmeer, Deltagebied en het rivierengebied), havens, en waterwingebieden en plassen in de duinen. De soort foerageert vrijwel uitsluitend op vis, die tot op 6 m diepte wordt gevangen (Sovon 1987; Ruitenbeek 1992; Camphuysen & Leopold 1994; Stegeman & den Ouden 1995; Leopold 1996).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Roodkeelduikers vluchtten op grote afstand van schepen: verstoringafstanden werden gemeten van 500 m voor solitaire vogels en verstoringafstanden van 1000-1500 m voor groepen (Poot *et al.* 2005; Poot *et al.* 2006).
- Roodkeelduikers vluchtten al op grote afstand voor sportvliegtuigen. Vanuit een sportvliegtuig werden verstoringafstanden van 2000 m vastgesteld (Baptist in Nijland 1997).
- Gemotoriseerde scheepvaart in de Voordelta (Oosterschelde, Brouwershavense gat) leidde tot lagere aantallen roodkeelduikers langs de regelmatig gebruikte vaarroutes (Verdaat 2006). Niet-foeragerende vogels hielden een afstand van 500 m aan tot druk bezochte stranden. Wanneer kite- en windsurfers actief waren binnen een zone van twee km voor de Brouwersdam, was het aantal roodkeelduikers hier lager dan op momenten dat surfers niet actief waren (Verdaat 2006).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot, beide soorten hebben een bijzonder grote vluchtafstand. De vluchtreactie kan ook tot uiting komen in duiken. Vogels lijken vooral tijdens de rui erg gevoelig (Noer *et al.* 2000).

Habitatgevoeligheid: Groot (zeer grote open kustwateren zonder toegangsbeperking).

Populatie-effecten: Mogelijk groot; waterrecreatie is op sommige locaties (o.a. Voordelta; Ouweeneel 1993a) mogelijk de oorzaak van de sterk fluctuerende aantallen aanwezige roodkeelduikers. In potentie kwetsbaar door afwezigheid van rustgebieden die voor mensen ontoegankelijk zijn.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie (boten).

Dodaars *Tachybaptus ruficollis* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De dodaars broedt in ondiepe of dicht begroeide delen van zoetwatermoerassen, plassen, vennen, sloten, meren en infiltratiegebieden in de duinen met voldoende ondergedoken vegetatie. De soort tolereert ook vegetatie boven water zolang dit het duiken niet belemmert. Ze schuwen de nabijheid van mensen niet en komen ook veel voor in recreatiegebieden en stadsgrachten. In de broedtijd worden grote open watervlakten vermeden, maar buiten de broedtijd komt de soort ook veel voor op de grotere meren en in de estuaria, maar vrijwel nooit op open zee. Vooral de Delta en daarnaast het rivierengebied, Noord-Holland en Overijssel zijn belangrijk als overwinteringsgebied. Met uitzondering van de zeer droge zandgronden komt de soort in geheel Nederland voor. Hoewel in de winter grote delen van Noordoost-Nederland en de oostelijke Waddeneilanden worden verlaten. De soort leeft vooral van insecten, weekdieren, kreeftachtigen en vis (Voous 1960; Sovon 1987; Camphuysen & Leopold 1994; van Roomen *et al.* 1994; Voslamber *et al.* 1997).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig. Voor een verwante soort, de Australische dodaars werd een vluchtafstand van 25 m vastgesteld (Blumstein 2006a). De soort tolereert nabijheid van mensen in sommige recreatiegebieden. Mogelijk speelt schuilgelegenheid hierbij een belangrijke rol. De vluchtreactie kan, als bij andere duikende soorten, ook tot uiting komen in duiken.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld. Veelal in nabijheid van schuilgelegenheid (open water met oeverzones).

Populatie-effecten: Matig. In broedtijd overwegend in afgesloten reservaten en buiten broedtijd invloed recreatie onbekend.

Meest negatieve effect van: Land- en waterrecreatie (wandelaars, boten, kano's).

Fuut *Podiceps cristatus* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

Voedselrijke zoete wateren met een ondiepe randzone en drijvende planten vormen het ideale broedbiotoop voor futen. Het drijvende nest wordt gemaakt van waterplanten. Na het broedseizoen concentreren futen zich op de grotere zoete of zoute wateren om te ruïen. Vooral het IJsselmeer en in mindere mate het Deltagebied en de Waddenzee zijn belangrijke ruigebieden. Tijdens de ruï verliezen futen hun vliegvermogen waardoor ze extra gevoelig zijn voor verstoring. Overdag en midden in de nacht rusten ze dichtbij de oevers, terwijl ze in de vroege morgen en de namiddag op meer open water foerageren. Na de ruiperiode worden vooral het IJsselmeergebied, de grote rivieren en het Deltagebied gebruikt, terwijl de presentie op de hoge zandgronden laag is. Bij strenge vorst ligt het zwaartepunt van de verspreiding in het Deltagebied, langs de rivieren en langs de Noordzeekust. Voor het broedseizoen verzamelen futen zich in grote groepen in de grote wateren. Het voedsel van de fuut bestaat hoofdzakelijk uit vis en aquatische insecten (Voous 1960; Vlug 1983; Sovon 1987; Piersma 1988; Camphuysen & Leopold 1994; van Roomen *et al.* 1994; Voslamber *et al.* 1997).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Watersport in de nabijheid van het nest beïnvloedt de mate van nestonderhoud (Ingold *et al.* 1983; Keller 1992).
- Op meren met een hoge recreatiedruk werd een lager broedsucces gemeten (Keller 1989).
- Versturende effecten door een kitesurf-evenement zijn vastgesteld in het najaar op het Grevelingenmeer (van Rijn *et al.* 2006). Van de aanwezige vogels verdween 100% uit het verstoorde gebied en keerde minstens enkele uren niet terug. Opvliegafstand van

gemengde groepen futen en geoorde futen bedroeg 200-500 m. Futen vlogen op grotere afstand op.

- Op het IJsselmeer werden futen door schepen verstoord op 300 m afstand (Platteeuw & Beekman 1994).
- Gewenning lijkt op te kunnen treden: paren met erg korte vluchtafstanden op druk bezochte meren hadden een hoger broedsucces (Keller 1989).
- In een onderzoek werd vastgesteld dat ook futen, die weinig gevoelig lijken voor recreatie, gedurende de dag in grotere aantallen rustige gebieden op bleken te zoeken wanneer de dichtheid aan recreatieve scheepvaart toenam (Platteeuw & Henkens 1997).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gehele jaar gemiddeld tot groot. Individuen in stedelijk gebied tolerant voor zich voorspelbaar gedragende vormen van watersport (vaartuigen in scheepvaartroute e.d.). Individuen buiten stedelijk gebied en ook futen tijdens ruiperiode zijn gevoelig voor verstoring.

Habitatgevoeligheid: Gehele jaar gemiddeld tot groot (open wateren met begroeide oeverzones).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Kan in broedtijd wennen aan menselijke nabijheid. Buiten broedtijd invloed recreatie op met name ruigebieden onbekend, maar in potentie risicovol.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie.

Kuifduiker *Podiceps auritus* (niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De kuifduiker heeft een voorkeur voor zoute of brakke wateren, en wordt sporadisch in zoete wateren in het binnenland gezien. Vooral de westelijke Waddenzee en het Deltagebied zijn van belang voor de soort. De Hollandse kust en de Noordzee worden in veel mindere mate gebruikt. De soort foerageert voornamelijk op vis en kreeftachtigen (Sovon 1987; Tuinman 1992; Ouweneel 1993a; Camphuysen & Leopold 1994; Cramp 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gehele jaar gemiddeld tot groot.

Habitatgevoeligheid: Gehele jaar groot (open wateren).

Populatie-effecten: onbekend.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie.

Geoorde fuut *Podiceps nigricollis* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De geoorde fuut broedt in kleine, ondiepe, productieve zoetwaterplassen met een weelderig begroeide, vlakke oever. In Nederland vooral vennen, duinmeren, vloedvelden en ondergelopen gebieden, vooral in Noord-Brabant, Drenthe en het westen van het land. De soort nestelt vaak in de nabijheid van kokmeeuwen of andere kolonievogels. In de broedtijd bevinden de niet-broedende vogels zich voornamelijk in het westelijke Waddengebied en op het Grevelingenmeer. In de herfst en winter worden vooral zoute en brakke wateren gebruikt. In de nazomer en de herfst worden de westelijke Waddenzee, de Grevelingen en het Veerse Meer gebruikt, terwijl ze op de Noordzee zelden worden waargenomen. De Grevelingen vormt tevens een belangrijk ruigebied. Het voedsel bestaat hoofdzakelijk uit insecten, weekdieren en kreeftachtigen (Voous 1960; Prinzing 1979; Sovon 1987; Ouweneel 1989; Camphuysen & Leopold 1994; Cramp 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Versturende effecten door een kitesurf-evenement zijn vastgesteld in het najaar op het Grevelingenmeer (van Rijn *et al.* 2006). Van de aanwezige vogels verdween 100% uit het verstoorde gebied en keerde minstens enkele uren niet terug. Opvliegafstand van gemengde groepen futen en geoorde futen bedroeg 200-500 m. Futen vlogen op grotere afstand op.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gehele jaar gemiddeld tot groot. Met name tijdens de ruiperiode gevoelig voor verstoring.

Habitatgevoeligheid: In de broedtijd matig (kleine wateren met veel oevervegetatie), de rest van het jaar gemiddeld (open wateren).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. In broedtijd met name broedend in afgesloten reservaten. Buiten broedtijd invloed recreatie op met name ruigebieden onbekend, maar in potentie risicovol omdat geoorde futen slechts in een enkel cruciaal gebied voorkomen (Grevelingen).

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie.

Roodhalsfuut *Podiceps grisegena* (broedend)

Soortbeschrijving:

De roodhalsfuut is in Nederland een zeldzame broedvogel, voornamelijk in Drenthe (spora-disch elders), en een schaarse doortrekker en wintergast. In de broedtijd wordt de soort aangetroffen op voedselarme vennen en voedselrijke vloeivelden met weelderige water- en oevervegetatie. Buiten het broedseizoen, in de periode augustus-mei, zijn Waddenzee en de grotere Deltawateren (bijvoorbeeld Voordelta en Grevelingen) het best bedeed. Hierbij zijn de vogels niet in groepen te vinden, als de verwante fuut (zie aldaar). Met name in de Delta worden ook regelmatig overzomerende vogels vastgesteld. Verplaatsingen langs de kust vinden vooral in het najaar plaats, met kleinere aantallen in het voorjaar. Overigens gaat het bij de aantallen trekkers om hooguit enkele tientallen vogels per dag. Aantallen overwintelaars zijn onbekend, maar naar schatting zullen enkele honderden roodhalsfuten in Nederland de winter doorbrengen (Bijlsma *et al.* 2001).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (open wateren)

Populatie-effecten: Onbekend.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie

Aalscholver *Phalacrocorax carbo* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De in Nederland broedende ondersoort van de aalscholver *Phalacrocorax carbo sinensis* broedt vooral in bomen (vooral wilgen, elzen en populieren) en andere verticale landschapselementen zoals hoogspanningsmasten en boorplatformen in de buurt van visrijke wateren in het binnenland en langs de kust, maar ook grondnesten komen voor. Vooral het IJsselmeergebied vormt een belangrijk broedgebied. Daarnaast zijn er belangrijke kolonies in Zuid-Holland en Overijssel en verschillende kleinere kolonies verspreid over het land. Aalscholvers zijn viseters die vaak in grote groepen en tot op grote afstand van de kolonie (tot 60 km) foerageren. In het najaar zijn vooral het Wadden-, het IJsselmeer- en Deltagebied van belang als slaap- dan wel foerageergebied. Tijdens de winter maakt de soort gebruik van zeer uiteenlopende rustgebieden, zoals zandbanken, rotsen, platgeslagen rietvelden, bomen, palen, strekdammen en menselijke constructies zoals huizen, schepen, boeien en hoogspanningsmasten. Vooral in het IJsselmeergebied, langs de grote rivieren, in het Deltagebied en in de Biesbosch verblijven 's winters grote aantallen (Sovon 1987; van Eerden & Gregersen 1995; van Eerden & Munsterman 1995; van Dijk *et al.* 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Groepsgrootte van sociaal foeragerende aalscholvers nam af met toenemende dichtheid aan schepen (Platteeuw & Henkens 1997).
- Een verstoring van 30 minuten resulteerde in een behoefte aan 23 gram vis extra (Gremillet & Smid 1993).
- Afstand waarop foeragerende aalscholvers vluchtten voor naderende schepen bedroeg enkele honderden meters (van der Winden *et al.* 1999). Op de Noordzee worden echter achter vissersschepen foeragerende aalscholvers waargenomen (Camphuysen 1999; Krijgsveld *et al.* 2005).
- In Zwitserland vlogen aalscholvers op voor een luchtballon vanaf 300 m afstand (Bruderer & Komenda-Zehnder 2005).
- Platteeuw & Henkens (1997) toonden aan dat bij een hoge dichtheid aan recreatief scheepverkeer, de groepsgrootte van sociaal foeragerende aalscholvers afnam.
- Blumstein (2006) vond een gemiddelde opvliegafstand van 30 m bij verstoring door wandelaars.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Buiten broedtijd gemiddeld tot groot. Rustende maar met name foeragerende aalscholvers zijn gevoelig voor verstoring.

Habitatgevoeligheid: Buiten broedtijd gemiddeld (open wateren).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Buiten broedtijd waarschijnlijk matig.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie.

Roerdomp *Botaurus stellaris* (broedend)

Soortbeschrijving:

De roerdomp prefereert stilstaand ondiep water met een dichte, uitgestrekte vegetatie van liefst overjarig riet, waarvan voldoende waterriet. Soms komt de soort ook in smalle rietkragen tot broeden. Wateren die geheel zijn omsloten door bos en moerasbossen worden gemeden. Voedselgebieden bevinden zich in de nabijheid van het nest in rustige plassen en sloten met voldoende randbegroeiing. De soort wordt in vrijwel alle regio's aangetroffen, maar de grootste aantallen broeden tegenwoordig in het laagveengebied en de Gelderse Poort (Voous 1960; Gentz 1965; Sovon 1987; van der Hut 1995; van Dijk *et al.* 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gehele jaar gemiddeld tot groot. De roerdomp staat bekend als een vogel die teruggetrokken leeft, en vooral in grotere moerasgebieden voorkomt. Deels broeden ze echter in recreatiegebieden, waar nesten soms dicht langs extensief gebruikte wandelpaden liggen. Ondanks het teruggetrokken gedrag zijn er geen aanwijzingen voor een negatief effect van recreatie, tenzij moerasvegetaties worden betreden of aangetast.

Habitatgevoeligheid: Gehele jaar matig tot gemiddeld.

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. In broedtijd met name broedend in afgesloten reservaten. Het is niet uit te sluiten dat de intensiteit van recreatie wel een verstoringseffect heeft op het voorkomen in opengestelde gebieden, door verstoring van zowel foeragerende als broedende vogels. De mate van verstoring zal dan groter zijn naarmate een groter deel van het broed- of foerageergebied toegankelijk is voor recreanten.

Meest negatieve effect van: Land- en waterrecreatie.

Woudaapje *Ixobrychus minutus* (broedend)

Soortbeschrijving:

Het broedbiotoop van het woudaapje omvat met riet omzoomde oevers van zoetwatermeren en plassen, stille bochten van langzaam stromende rivieren, moerassen met open water en overgangen tussen dichte riet- of lisdoddenvegetatie en verspreide opslag, zoals oude rivierstrangen, kleiputten, visvijvers, laagveenmoerassen en voedselrijke vennen. Tegenwoordig broedt de soort nog maar op een zeer beperkt aantal plaatsen in Nederland, in het laagveengebied en in het zuiden van het land. Het voedsel bestaat uit vis, amfibieën en aquatische insecten, die worden gevangen in ondiep water (Voous 1960; Braaksma 1968; Teixeira 1979; Sovon 1987; Bekhuis 1990; Cramp 1998; van Dijk *et al.* 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig. De soort lijkt opvallend tolerant voor verstoring door recreatie (Cempulik 1994; Ellenbroek *et al.* 1999). Broedt in recreatieplassen en visvijvers.

Habitatgevoeligheid: Matig tot gemiddeld.

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Geen aanwijzingen voor effecten ten gevolge van verstoring.

Meest negatieve effect van: Wandelaars, fietsers, vissers en kanoërs.

Kwak *Nycticorax nycticorax* (broedend)

Soortbeschrijving:

Het broedbiotoop van de kwak omvat moerasgebieden, rivieren en allerlei zoete of zoute wateren, met voldoende beschutting en nestgelegenheid in de vorm van bomen, struiken en bij uitzondering riet. De voedselgebieden bestaan uit ondiepe oeverzones van rivieren, meren en plassen en ondiepe kreken met voldoende aanbod van vis en andere aquatische prooidieren. In de jaren zestig en zeventig broedden enkele tientallen paren in Nederland, vooral in de Biesbosch en Limburgse Peel. Nadat de kwak een lange tijd (vrijwel) niet meer in Nederland heeft gebroed, zijn vanaf het begin van de jaren negentig jaarlijks een of meerdere territoria of broedgevallen bekend (Voous 1960, Teixeira 1979, Sovon 1987, van Dijk *et al.* 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

- In de Biesbosch vonden Duel *et al.* (1988) dat de soort uitsluitend foerageerde in kreken die waren afgesloten voor recreatie.
- Voor de Amerikaanse ondersoort van de kwak, die veel toleranter zijn voor verstoring, werd een gemiddelde opvliegafstand voor wandelaars vastgesteld van 30 m (Rodgers & Smith 1995).
- In een andere studie aan Amerikaanse kwakken werd een effect gevonden van kano's en wandelaars die een kolonie passeerden. De jongen waren hierdoor alerter en sliepen en rustten minder. Dit effect trad vooral op aan het begin van het broedseizoen, in de periode dat de kuikens klein zijn. Effecten namen af met toenemende afstand tot de route en met afnemende frequentie van verstoring. De auteurs stellen een bufferzone van 50 m voor (Fernández-Juricic *et al.* 2007).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld tot groot. Er is geen overeenstemming over of de soort verstoringsgevoelig is of niet. In het buitenland is de soort ook in drukke gebieden aanwezig.

Habitatgevoeligheid: Matig, rust overdag in slecht toegankelijke gebieden.

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Geen aanwijzingen voor effecten ten gevolge van verstoring. Meestal zal verstoring geen probleem zijn omdat de soort in moeilijk toegankelijke gebieden verblijft.

Meest negatieve effect van: Land- en waterrecreatie.

Kleine zilverreiger *Egretta garzetta* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De kleine zilverreiger heeft een voorkeur voor ondiepe meren, rivieren, plassen en poelen, of zoute en brakke wateren, doorgaans met weinig begroeiing. Tot in de jaren zeventig was er slechts een enkel broedgeval, maar tegenwoordig mogen we de soort tot de regelmatige broedvogels rekenen. De soort broedt in Nederland in bomen en struiken, maar op de Waddeneilanden ook op de grond. De kleine zilverreiger broedt sinds 1999 op Schiermonnikoog, Terschelling en Vlieland. In het Deltagebied broedt hij al wat langer, met name in het Quackjeswater, de Middelplaten in het Veerse Meer en de Braakman. Ook in de Oostvaardersplassen en de Ackerdijkse Plassen zijn in recente jaren broedparen vastgesteld. Het voedsel bestaat voornamelijk uit vis, amfibieën en insecten, die al wadend door het ondiepe water worden gevangen. Waarnemingen van deze soort zijn vooral afkomstig uit het Delta-, Wadden-, IJsselmeer- en rivierengebied (Sovon 1987; Cramp 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

Blumstein (2006) vond een opvliegafstand van gem. 50 m bij verstoring door wandelaars.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: In broedtijd groot (kolonievogel). Buiten broedtijd gemiddeld tot groot. De meeste reigerachtigen vliegen tijdens het foerageren snel op bij nadering van mensen

(Rodgers & Smith 1997). Het opportune foerageergedrag suggereert echter dat de soort niet erg gevoelig is voor verstoring.

Habitatgevoeligheid: In het broedseizoen matig, de rest van het jaar gemiddeld.

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. In het broedseizoen bevinden de kolonies zich in afgesloten reservaten. Buiten het broedseizoen biedt het type habitat voldoende onverstoorde ruimte om bij nadering van recreanten een stukje verderop te vliegen en daar verder te foerageren.

Meest negatieve effect van: Land- en waterrecreatie.

Grote zilverreiger *Egretta alba* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De grote zilverreiger heeft een voorkeur voor uitgestrekte moerasgebieden met ondiep water. De soort nestelt bij voorkeur in dichte rietvegetaties en in mindere mate in struiken of bomen in of aan het water. De foerageergebieden bestaan uit natte graslanden en ondiepe, heldere meren, rivieren en plassen, waar vooral wordt gefoerageerd op vis en aquatische insecten. De foerageergebieden strekken zich uit tot 15 km van het nest. Hoewel grote zilverreigers niet strikt zijn gebonden aan zoet water, wordt in Nederland niet in zout water gefoerageerd. Het belangrijkste broedgebied is de Oostvaardersplassen, waar sinds het einde van de jaren zeventig regelmatig werd gebroed. Daarnaast zijn er broedgevallen vastgesteld in de Oude Venen, het Naardermeer en de Nieuwkoopse Plassen. De uitgestrekte rietvelden, de plassen en poelen in Oostvaardersplassen vormen ook tijdens de winter een belangrijk gebied voor pleisterende grote zilverreigers. Daarnaast worden in het Lauwersmeer, het rivierengebied, langs de Friese IJsselmeerkust en in allerlei waterrijke gebieden in Nederland al dan niet met enige regelmaat grote zilverreigers waargenomen (Voous 1960; van der Kooij & Voslamber 1997; Cramp 1998; van Dijk *et al.* 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

Voor de Amerikaanse ondersoort van de grote zilverreiger zijn gemiddelde opvliegafstanden vastgesteld voor wandelaars (30 m, 40 m), waterscooter (45 m), motorboot (30 m, 105 m, 115 m) (Rodgers & Smith 1995; Rodgers & Schwikert 2002, 2003; Blumstein 2006a).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: In het broedseizoen groot (kolonievogel). Buiten het broedseizoen gemiddeld. De meeste reigerachtigen vliegen tijdens het foerageren snel op bij nadering van mensen (Rodgers & Smith 1997). Waarnemingen in het veld aan foeragerende vogels duiden op een verstoringafstand van 200-300 m (pers. med. R. van Beusekom).

Habitatgevoeligheid: Matig tot gemiddeld.

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. In de broedtijd kolonies in afgesloten reservaten.

Buiten de broedtijd onbekend, waarschijnlijk matig.

Meest negatieve effect van: Fietzers en wandelaars (overwintering in sloten).

Purperreiger *Ardea purpurea* (broedend)

Soortbeschrijving:

Het broedbiotoop van de purperreiger bestaat uit moerassen met een dichte vegetatie van overjarig riet en verspreide opslag in de buurt van geschikte voedselgebieden (tot 20 km buiten de kolonie in moerassen, veenweidegebieden en polders). De nesten worden gebouwd in (water)rietvegetaties, op drijftilvegetaties, en in Nederland vooral in struweel of bomen. Het Nieuwkoopse Plassengebied en de laatste jaren ook de Zouweboezem vormen de belangrijkste broedgebieden, daarnaast zijn er kleinere kolonies in andere laagveenmoerassen. Het foerageergebied bestrijkt de aan de kolonies grenzende gebieden. Het voedsel bestaat voornamelijk uit vis, amfibieën en insecten, die in sloten en ondiep water worden gevangen (Sovon 1987; van der Kooij 1991, 1997; Cramp 1998; van der Kooij 1998; van der Winden & van Horssen 2001).

Onderzochte verstoringseffecten:

- De meeste reigerachtigen vliegen tijdens het foerageren snel op bij nadering van mensen (Rodgers & Smith 1997).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: In broedtijd groot (kolonievogel). Buiten broedtijd matig tot gemiddeld. Foeragerende vogels vliegen bij nadering van mensen bijzonder snel op (eigen waarnemingen). Ook in de kolonie vliegen vogels snel op, maar omdat kolonies doorgaans slecht toegankelijk zijn in Nederland komt dit weinig voor. Volgens Polo ligt de verstoringssafstand rond kolonies in Spanje tussen de 200 en 1000 m (mond. med. M. Polo, maar zie Polo 2003). De voorspelbaarheid van het gedrag van recreanten is voor foeragerende vogels een belangrijke factor. De vogels kunnen mogelijk wennen aan mensen die een veelgebruikt pad door een foerageergebied volgen (boeren), en zullen de foerageerlocatie dan niet verlaten, hoewel het foerageren wel tijdelijk onderbroken kan worden. Wanneer echter van het pad wordt afgeweken of wanneer veel wordt stilgestaan op het pad (bv. door loslopende honden of vogelaars), zal de vogel een stuk verder vliegen naar een rustiger foerageerlocatie (eigen waarnemingen).

Habitatgevoeligheid: Matig tot gemiddeld. Ook hier geldt dat recreatie een probleem zal vormen wanneer de recreatiedruk of de dichtheid aan paden hoog is.

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. In de broedtijd kolonies hoofdzakelijk in afgesloten reservaten. Buiten de broedtijd: slecht bekend, al zijn er indrukken dat foeragerende vogels snel verdwijnen uit een gebied bij nadering van mensen, onder andere uit smalle uiterwaarden en petgatencomplexen (door vissers).

Meest negatieve effect van: Wandelaars, fietsers, kano's en vissers in laagveenmoeras.

Lepelaar *Platalea leucorodia* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De lepelaar heeft een voorkeur voor dynamische milieus op de overgang tussen zoet en zout en broedt daar op eilanden, in duinvalleien en kwelders, en in het binnenland ook in uitgestrekte moerassen met veel waterriet en wisselend waterpeil. De soort nestelt zowel op de grond (op eilandjes, drijftillen en rietpollen), als in toenemende mate in struiken als meidoorn, duindoorn en vlier. In het voorjaar bestaat het voedsel uit zoetwaterprooien (o.a. stekelbaars). Er wordt dan vooral gevoerageerd in ondiepe poldersloten, ondiepe platen en oeverzones en moerassen. In het getijdengebied wordt in het late voorjaar en in de zomer ook veel gevoerageerd op zoutwaterprooien (o.a. garnaal). Het voedselgebied strekt zich uit tot op 40 km van de broedkolonie. In de nazomer verzamelt de soort zich in de grote wateren met een gunstig voedselaanbod en veilige rustplaatsen, zoals het Lauwersmeer, de Oostvaardersplassen, het Wadden- en Deltagebied (Sovon 1987; Jonker 1992; van der Hut 1992; Poorter 1994; van Dijk & Overdijk 1996; Hollander & Huigen 1997; Schutte & den Boer 1999).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Een opvliegafstand van 115 m is vastgesteld voor foeragerende vogels op het Wad (Spaans *et al.* 1996). Recreatie in de foerageergebieden kan daarmee het foerageergedrag van de lepelaars zeer nadelig beïnvloeden.
- Blumstein (2006) vond een gemiddelde opvliegafstand van 45 m bij verstoring door wandelaars bij de koningslepelaar (Australische soort).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: In broedtijd groot (kolonievogel). Lepelaarkolonies heten zeer gevoelig te zijn voor verstoring. De soort broedt uitsluitend in gebieden die rustig zijn. Het is zeer waarschijnlijk dat rust daarmee ook een vereiste is voor broedende vogels. De grootste gevoeligheid voor verstoring is in de vestigingsfase (Smit *et al.* 1995). Buiten broedtijd matig tot gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Matig tot gemiddeld. Met name Waddengebied kwetsbaar foerageerhabitat.

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. In de broedtijd kolonies hoofdzakelijk in afgesloten reservaten. Buiten de broedtijd zijn effecten slecht bekend. Mogelijk nadelige effecten in bepaalde delen van het Waddengebied.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie in het kust- en IJsselmeergebied (wadlopers, boten), landrecreatie in kustzones.



Lepelaar foeragerend in een sloot. Foto Luc Hoogenstein.

Kleine zwaan *Cygnus colombianus* (niet-broedend)**Soortbeschrijving:**

De kleine zwaan heeft zich ontwikkeld van een voedselspecialist, die in de jaren vijftig vooral foerageerde op fonteinkruid langs de randen van het IJsselmeer en het Lauwersmeer, tot een cultuurvolger met een brede dieetkeus. Als tegenwoordig de fonteinkruidknolletjes uitgeput raken, schakelt de soort in veel gevallen over op wintergranen, suikerbieten of aardappelen; vooral in het noordoosten van het land, in de Flevopolders, de Wieringermeer, langs de Randmeren, in het Deltagebied en op Texel. Daarnaast vormen de graslanden in Noordwest-Overijssel, in de veenweidegebieden, in Utrecht, Zuid-Holland, in het rivierengebied en langs de Randmeren belangrijke foerageergebieden. In de loop van de winter worden de graslandgebieden steeds belangrijker, omdat de oogstresten in de meeste akkerbouwgebieden worden ondergeploegd. Vanaf 1994 zijn de aantallen in de randmeren enorm toegenomen, hetgeen waarschijnlijk samenhangt met het herstel van de kranswiervelden. Bij strenge vorst nemen de aantallen langs de Randmeren sterk af, terwijl de aantallen in het Deltagebied dan vaak toenemen. Wanneer strenge vorst samenvalt met hoge waterstanden neemt het belang van het rivierengebied toe. De slaapplekken bestaan uit open zoete of zoute wateren of zand- en modderbanken die op enkele tientallen kilometers van het foerageergebied kunnen liggen (Sovon 1987; Dirksen *et al.* 1991; Sovon Ganzen- en Zwanenwerkgroep 1995; Noordhuis 1996; Sovon Ganzen- en Zwanenwerkgroep 1996; Koffijberg *et al.* 1997; Noordhuis *et al.* 1997; Sovon Ganzen- en Zwanenwerkgroep 1997).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Kleine en wilde zwanen zochten het smalle en onverstoorde deel van het Veluwemeer op wanneer op het brede open gedeelte gekitesurft werd. Het geregeld oplaten van kites direct naast een slaapplek (Polmatendam) leidde er waarschijnlijk toe dat kleine zwanen deze slaapplek verlieten. Het vertrek van de zwanen kon enkel worden gekoppeld aan toenemend gebruik van het gebied door kitesurfers, en niet aan de waterstand of de voedselsituatie. Opvliegafstand voor de kitesurfers was c. 300 m (Jansen 2008).
- Optimaal gebruik van foerageervelden met fonteinkruid kan worden beperkt door overlappend gebiedsgebruik door windsurfers, die ook 's winters op dagen met veel wind actief kunnen zijn op de Nederlandse wateren (bv. Veluwemeer, Speelmannsplat; (Daalder & Brouwer 1984)).
- In Japan varieerden vastgestelde vluchtafstanden voor een naderende motorboot (van de onderzoekers) tussen 60 en 225 m (Mori *et al.* 2001).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld tot groot. Op water foeragerende en ook rustende kleine zwanen zijn gevoelig voor verstoring. Op graslanden is de verstoringafstand mogelijk kleiner.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (graslanden) tot groot (open wateren).

Populatie-effecten: Onbekend. Kan zeer geconcentreerd voorkomen in ondiepe zoete wateren, waardoor verstoring grote effecten kan hebben. Windsurfers kunnen met name een versturende invloed hebben omdat ze dezelfde ondiepe wateren kunnen gebruiken als waar de zwanen foerageren. Omdat de soort alleen in de wintermaanden hier is, zal dit effect alleen optreden op dagen met veel wind, wanneer 'wintersurfers' actief zijn. Effecten zijn vermoedelijk matig in slecht ontsloten poldergebieden.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie, wandelaars (langs oevers).

Wilde zwaan *Cygnus cygnus* (niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De belangrijkste pleisterplaatsen van de wilde zwaan zijn gelegen in het Lauwersmeergebied, de IJsselmeerpolders, de IJsselvallei en andere plekken in het rivierengebied. De voedselgebieden bestaan zowel uit moerassen (o.a. Iisdodde) als graslanden en akkers (in de Flevopolders is een duidelijke voorkeur voor koolzaad vastgesteld, maar er wordt ook gefoerageerd op andere akkerbouwgewassen). De slaapplekken bestaan uit rustige, zoete of zoute wateren, zand- en modderbanken die op enkele tientallen kilometers van de foerageergebieden kunnen liggen (Sovon 1987; Sovon Ganzen- en Zwanenwerkgroep 1995, 1996, 1997; Koffijberg *et al.* 1997).

Onderzochte verstoringseffecten:

- De verstoringafstand van foeragerende wilde zwanen in Schotland nam af met respectievelijk de volgende verstoringbronnen: vliegtuig, visser of jager, wandelaar, auto, fiets (Rees *et al.* 2005). De verstoringafstand voor fietsers bedroeg gemiddeld 116 m, de gemiddelde verstoringafstand voor de overige activiteiten was 280 m. De verstoringduur door fietsers was erg kort, gemiddeld 1 minuut. Het percentage vogels in een groep dat reageerde op fietsers was 58%, wat vergelijkbaar was met dat van wandelaars. Voor helikopters en vliegtuigen werden verreweg de grootste verstoringafstanden gevonden (1350 m t.o.v. 280 m gemiddeld voor menselijke activiteiten op land). De verstoringduur door vliegtuigen was kort, gemiddeld 2 min. Het percentage vogels in een groep dat reageerde op vliegtuigen was relatief laag (32% versus 58% door land-gebonden activiteit).
- Kleine en wilde zwanen zochten het smalle en onverstoord deel van het Veluwemeer op wanneer op het brede open gedeelte gekitesurft werd. Het geregeld oplaten van kites direct naast een slaapplek (Polsmatendam) leidde er waarschijnlijk toe dat kleine zwanen deze slaapplek verlieten. Het vertrek van de zwanen kon enkel worden gekoppeld aan toenemend gebruik van het gebied door kitesurfers, en niet aan de waterstand of de voedselsituatie (Jansen 2008).
- Wilde zwanen nabij Glasgow in Schotland, vertoonden minder alert gedrag naarmate ze vaker werden verstoord (Rees *et al.* 2005).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld tot groot. Op water foeragerende en ook rustende wilde zwanen zijn gevoelig voor verstoring. In graslanden is de verstoringafstand mogelijk kleiner.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (graslanden).

Populatie-effecten: Onbekend. Op land zijn de effecten vermoedelijk matig in slecht ontsloten poldergebieden.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie.

Taigarietgans & toendrarietgans *Anser fabalis* & *A. serrirostris* (beide niet-broedend)**Soortbeschrijving:**

De taigarietgans komt vooral in strenge winters in grote aantallen en op een zeer beperkt aantal pleisterplaatsen in ons land voor. De pleisterplaatsen liggen onder andere in natte heide- en hoogveengebieden in het oosten van het land. Daarnaast wordt vooral bij strenge vorst gebruik gemaakt van enkele secundaire pleisterplaatsen in het oosten van het land. De slaapplaatsen bevinden zich in vennen binnen de heide- of hoogveenreservaten, op vloeivelden, in veenplassen en in de stroomdalen van de rivieren en van beken. De voedselgebieden liggen doorgaans binnen een straal van 15 km van de slaapplaatsen en bestaan voornamelijk uit grasland. Alleen in strenge winters worden ook akkers met wintergranen, maïsstoppels, suikerbieten en aardappelen gebruikt.

De toendrarietgans overwintert in veel grotere aantallen in ons land en heeft een ruimere verspreiding dan de taigarietgans. Belangrijke pleisterplaatsen zijn gelegen in het oostelijk rivierengebied, het Deltagebied, de IJsselmeerpolders, Groningen, de kop van Noord-Holland en op de grens van Limburg en Brabant. In het begin van het seizoen bevinden de grootste concentraties zich in de akkerbouwgebieden op de kleigronden (Noordoostpolder en Deltagebied). Hier wordt gevoerd op oogstresten van bieten en aardappelen. Doordat deze gebieden al vrij snel worden geploegd, verliezen ze hun aantrekkingskracht en verspreiden de ganzen zich in januari/februari over grote delen van het land. Ook daar wordt vooral gevoerd op oogstresten (suikerbieten, aardappelen en maïs). In januari/februari schakelen steeds meer ganzen over op grasland en wintergranen. De rustgebieden bevinden zich op verschillende types open water (zoet, brak of zout) en op zandbanken (van den Bergh 1985; Ebginge *et al.* 1987; Sovon 1987; Koffijberg *et al.* 1997; Nilsson *et al.* 1999b; van den Bergh 1999).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Sportvliegtuigen veroorzaakten een waarneembare gedragsverandering op hoogtes onder de 1000 m (Tijssen 1994).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot. Tolereren verstoring bij voedselschaarste, maar moeten beschouwd worden als verstoringse gevoelige soorten.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (akkerbouw- en graslanden, taigagans ook heidevelden).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig, wanneer de recreatiedruk in de voedselgebieden beperkt blijft. Lokaal kan verstoring mogelijk een effect hebben door beperking van de foerageertijd.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Kleine rietgans *Anser brachyrhynchus* (niet-broedend)**Soortbeschrijving:**

De kleine rietgans is een wintergast, die van oktober tot april in ons land verblijft. De soort concentreert zich dan in Zuidwest-Friesland. Als slaapplaatsen worden rustige open wateren gebruikt, waarvan de Friese IJsselmeerkust, de Oudegaasterbrekken en de Witte- en Zwarte Brekken het belangrijkste zijn. De soort foerageert vrijwel uitsluitend op grasland, en bij uitzondering op wintergranen of in getijdengebieden (Ebginge *et al.* 1987; Sovon 1987; Koffijberg *et al.* 1997; Madsen *et al.* 1999).

Onderzochte verstoringseffecten:

- In verstoorde gebieden werden minder ganzen aangetroffen. De kleine rietgansen vlogen met name op door luchtverkeer. De nabijheid van wegen werd vermeden, waarmee een aanzienlijk deel van de voedselvoorraad op velden in de buurt van wegen onbenut bleef (Schilperoord & Schilperoord-Huisman 1981, Gill *et al.* 1996).
- Bij het overvliegen van een sportvliegtuig op minder dan 500 m werd door Forshaw (1983) geen zichtbare gedragsverandering waargenomen.

- Een te lage voedselopname (vet, eiwitten; bijvoorbeeld door verstoring) tijdens stop-overs kan resulteren in een verlaagd broedsucces (Drent *et al.* 2007). Aangetoond werd dat de reserves opgedaan tijdens de trek, werden aangewend voor deze ei-productie. Door het korte arctische broedseizoen hadden de vogels niet de mogelijkheid om pas ter plaatse de eieren aan te maken, en waren de vogels afhankelijk van goede foerageergebieden op de stop-over sites.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot. Gezien de schuwheid van deze soort in broed- en pleisterplaatsen in het buitenland, wordt verondersteld dat deze soort ook in Nederland verstoringsevoelig is.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (graslanden).

Populatie-effecten: Onbekend. Slaapplaatsen liggen in afgelegen, rustige gebieden. Overdag kan verstoring lokaal mogelijk een effect hebben door beperking van de foerageertijd.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Kolgans *Anser albifrons* (niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De kolgans is een wintergast, die pas in november in Nederland arriveert en dan voornamelijk in Zuidwest-Friesland verblijft. Maximum aantallen worden in januari waargenomen. Ook dan ligt het zwaartepunt in Friesland, en daarnaast vormen o.a. Noordwest-Overijssel, de IJssel, de Gelderse Poort en de Alblasserwaard belangrijke pleisterplaatsen. Het overgrote deel foerageert op grasland en daarnaast op akkerland (wintergraan, bieten, aardappelen, koolzaad en stoppelvelden). In de kleigebieden in Zeeland en Flevoland neemt het belang van gras en wintergranen in de loop van het seizoen toe ten koste van oogstresten, die meestal snel worden ondergeploegd. Als slaapplaats worden ofwel de foerageergebieden, of allerlei wateren (zoet of zout), en zand- en modderbanken gebruikt, die op enkele tientallen kilometers van de foerageergebieden kunnen liggen (Sovon 1987; Koffijberg *et al.* 1997; Mooij *et al.* 1999).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Op verstoorde velden werden minder kolganzen aangetroffen. Foerageergebieden nabij wegen met verkeer en wandelaars werden gemeden. Vogels in verstoorde gebieden besteedden meer tijd aan vliegen. Opvliegen werd met name door luchtverkeer veroorzaakt (Venema 1988).
- In een onderzoek naar vluchtgedrag van kolganzen en smienten bij vliegveld Eelde werd gevonden dat minder dan 10% van de foeragerende ganzen opvloog door landende vliegtuigen. Het gros van de vluchtreacties had plaats wanneer het vliegtuig binnen een afstand van 1 km passeerde. Vliegtuigen vlogen tussen de 150 en 650 m hoogte over het gebied. De gemiddelde vlieghoogte van overkomende vliegtuigen waarbij ganzen opvlogen lag op 230 m. Hoe hoger het vliegtuig passeerde, hoe minder verstorend effect het had. De vluchtreactie duurde gemiddeld 2,5 min (Lensink *et al.* 2007b).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot. De gemiddelde verstoringafstand van ganzen is 500–2000 m.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (graslanden).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Lokaal kan verstoring mogelijk een effect hebben door een beperking van de foerageertijd.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Dwerggans *Anser erythropus* (niet-broedend)**Soortbeschrijving:**

De dwerggans is een zeer schaarse wintergast in Nederland, waarvan een belangrijk deel van de populatie afkomstig is uit een (succesvol) herintroductie-project in Zweden. Overigens zijn ook vogels uit de bedreigde Finse broedpopulatie in ons land vastgesteld. Wereldwijd geldt de soort ook als bedreigd. In Nederland zijn een aantal gebieden van belang voor deze soort, voornamelijk graslandgebieden. Het gaat hierbij o.a. om het gebied ten westen van het Lauwersmeer, Friesland, de polders achter de Hondsbosse Zeewering (bij Petten, Noord-Holland) en het Oudeland van Strijen (Zuid-Holland). Het Zwanenwater, tenslotte, dient als slaapplek voor de Noord-Hollandse dwergganzen. De vogels houden zich doorgaans op in groepen brandganzen en kolganzen. De totale Nederlandse populatie bedraagt bijna 100 vogels per winter (Bijlsma *et al.* 2001, van Roomen *et al.* 2007).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot. De gemiddelde verstoringafstand van ganzen is 500-2000 m.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (graslanden).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Lokaal kan verstoring mogelijk een effect hebben door een beperking van de foerageertijd.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Grauwe gans *Anser anser* (niet-broedend)**Soortbeschrijving:**

De grauwe gans is in Nederland zowel broedvogel als wintergast. Afgelopen dertig jaar is het aantal toegenomen van amper 150 paar tot meer dan 8.500 paren. Moerasgebieden met riet en eilanden vormen een ideale omgeving voor grauwe ganzen. Ook in moerasbossen met elzen en wilgenstruweel voelt de soort zich thuis. Het nest wordt op de grond gemaakt, bij voorkeur op eilanden, en bestaat uit een verzameling van plantenmateriaal uit de omgeving. Wanneer er weinig geschikt materiaal voorhanden is wordt volstaan met een ondiepe kuil. Gedomesticeerde en weer verwilderde grauwe ganzen (een witte, een bruine en een gecombineerde variant) gaan als 'soepgans' door het leven en kunnen op de meest bizarre plaatsen aangetroffen worden, ook tussen wilde grauwe ganzen. Deze vogels zijn vaak minder schuw en vertonen een verenkleed dat niet overeenkomt met de wilde grauwe gans, of een afwijkende poot- of snavelkleur.

Aan het eind van het voorjaar verzamelen zich grote ruiconcentraties in de Oostvaardersplassen. Tijdens de rui wordt vooral gevoerageerd op riet, terwijl vlak ervoor en vlak erna ook veel op gras wordt gevoerageerd. Daarnaast kunnen op verschillende plaatsen in Nederland ruiconcentraties worden aangetroffen, vooral in de Gelderse Poort, op de Ventjagersplaten en op de Maasplassen. De eerste trekkers concentreren zich in augustus vooral in de grootschalige landbouwgebieden, zoals het Lauwersmeer en de Flevopolders, waar vooral op stoppelvelden wordt gevoerageerd. De grootste aantallen worden in oktober-november gezien, met belangrijke concentratie in het Lauwersmeer, Zuidwest-Friesland, de IJsseldelta, zuidelijk Flevoland en het noordelijke Deltagebied, waar voornamelijk op stoppelvelden en oogstresten van suikerbieten wordt gevoerageerd. In november vindt massale wegtrek plaats, maar langs de Westerschelde blijven grote aantallen overwinteren. Hier wordt voornamelijk gevoerageerd op ondergrondse knollen of worteldelen van zeebies, zeeaster, riet of lisdodde, maar ook wel op grasland en kwelders. De slaapplekken bevinden zich tot op enkele tientallen kilometers van de foerageergebieden, op zoet of zout water, zand- en modderbanken (Ebbing *et al.* 1987; Sovon 1987; Loonen *et al.* 1991; Meininger *et al.* 1995; Koffijberg *et al.* 1997; Nilsson *et al.* 1999a).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Op verstoorde velden werden minder grauwe ganzen aangetroffen. Foerageergebieden nabij wegen met verkeer en wandelaars werden gemeden. Dieren in verstoorde gebieden besteedden meer tijd aan vliegen. Opvliegen werd met name door luchtverkeer veroorzaakt (Venema 1988). In Noord-Holland hebben rustige gebieden zonder menselijke verstoring de voorkeur als rustgebied (Visbeen 1994).
- In de Vechtplassen bedraagt de nest-verstoring 10-50 m, de paren zijn benaderbaar tot 50-100 m.
- De verstoringssafstand kan plaatselijk 500 m bedragen (M. Loonen in (van der Winden *et al.* 1996)). In Zweden zijn de broedparen zeer schuw, en uitblijven van vestiging is waarschijnlijk in die gebieden die regelmatig door mensen bezocht worden.
- Grotere groepen ruiende grauwe ganzen hadden een grotere verstoringssafstand dan kleinere groepen (Kahlert 2006).
- Verstoring van wadvogels in Zeeland en grauwe ganzen op Texel door vuurwerk werd waargenomen binnen een afstand van 3000 m (van Apeldoorn & Smit 2006). Lichte reacties werden waargenomen binnen een afstand van 5700 m. Het belangrijkste gevolg van verstoring was een afgenomen foerageertijd.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot, maar de broedpopulatie is haar schuwheid grotendeels kwijtgeraakt. Buiten de broedtijd zijn foeragerende en pleisterende grauwe ganzen toleranter voor verstoring dan ruiende vogels.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (gras- en akkerlanden) tot groot (open wateren).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Lokaal kan verstoring mogelijk een effect hebben door beperking van de foerageertijd.

Meest negatieve effect van: Water- en landrecreatie.

Brandgans *Branta leucopsis* (niet-broedend)

Soortbeschrijving:

Brandganzen afkomstig uit de Russische broedgebieden concentreren zich in het najaar in het noordoosten van het land, vooral rond het Lauwersmeer en langs de Friese en Groningse kust, waar wordt gefoerageerd op grazige en beweide kwelders, zeekraal en cultuurgrasland. Kleinere concentraties bevinden zich in Zuidwest-Friesland en in het noordelijk Deltagebied, waar hoofdzakelijk op intensief beheerde graslanden en op beweide grasgorzen en slikken wordt gefoerageerd. In januari heeft het zwaartepunt van de verspreiding zich enigszins verlegd naar Zuidwest-Friesland, in Flevoland en in het noordelijk Deltagebied. In strenge winters worden de noordelijke pleisterplaatsen verlaten. Ook in de wintergebieden foerageren brandganzen voornamelijk op grasland en plaatselijk ook op akkerland (wintergranen, stoppelvelden, groenbemesters, graszaad en spruitjes). Vanaf februari vindt de terugtrek plaats en in maart bevinden zich de grootste aantallen op kwelders en graslanden langs de Fries-Groningse kust, in de Dollard en in Zuidwest-Friesland. De slaapplekken bestaan uit rustige, zoete of zoute wateren, zand- of modderbanken. Ze kunnen op enkele tientallen kilometers van de foerageergebieden liggen (Ebbing *et al.* 1987; Sovon 1987; Meininger & van Swelm 1994; Lensink 1996; Koffijberg *et al.* 1997; Ganter *et al.* 1999).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Brandganzen vluchten op 1600-3200 m afstand van een naderend sportvliegtuig (Owen 1973 in Dahlgren & Korschgen 1992).
- Brandganzen kunnen de extra energie-uitgaven ten gevolge van verstoring door wandelaars, vliegtuigen of auto's, moeilijk compenseren door extra te foerageren (Riddington *et al.* 1996).
- Verstoring van migrerende brandganzen had een lager vertrekgewicht tot gevolg ((Ward & Stehn 1989) in Dahlgren & Korschgen 1992).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld tot groot (graslanden en kwelders).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Lokaal kan verstoring mogelijk een effect hebben door beperking van de foerageertijd.

Meest negatieve effect van: Land- en lucht recreatie.

Rotgans *Branta bernicla* (niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De rotgans is gebonden aan de kustzone en verblijft van oktober tot maart vrijwel uitsluitend in het Wadden- en Deltagebied. De soort foerageert in het najaar vooral op wadplaten en slikken in het getijdengebied en in het Deltagebied ook op grasland. Vooral in het Deltagebied en in mindere mate in het Waddengebied, schakelen vele 's winters over op het foerageren in binnendijkse gebieden, zoals grasland en akkers (wintergranen en graszaad). Vanaf februari nemen vooral in het Waddengebied de aantallen sterk toe en de soort komt dan behalve op de eilanden ook veel voor langs de Fries-Groningse kust. In het voorjaar wordt veelal overgeschakeld naar buitendijkse kweldergebieden. De slaappleaatsen bevinden zich in de buurt van de foerageergebieden, op open water, zandbanken of kwelders (Ebbing et al. 1987; Sovon 1987; Koffijberg et al. 1997; Ebbing et al. 1999).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Aantallen ganzen nemen af in de buurt van wegen met veel menselijk verkeer (inclusief wandelaars etc). De rotgans maakt in dergelijke situaties eerst gebruik van minder verstoorde gebieden, en trekt later in het seizoen wanneer het voedsel opdraakt toch naar de verstoorde velden (Owens 1977).
- Diverse onderzoekers hebben verstoringafstanden ten opzichte van sportvliegtuigen bepaald. Bij een onderzoek in Groot-Britannië vluchtten rotganzen voor een sportvliegtuig op 500 m hoogte en 1500 m afstand. Na verstoring werden eerder gebruikte foerageergebieden tijdelijk gemeden (Owens 1977). In Duitsland vloog ongeveer 80% van de groep op, bij een vliegtuig op <150 m hoogte (Stock 1992). Pleisterende zwartbuikrotganzen waren alert en vlogen op bij een naderend vliegtuigje op meer dan 2 km afstand en meer dan 760 m hoogte (Ward et al. 1999).
- Versturende effecten door een kitesurf-evenement zijn vastgesteld in het najaar op het Grevelingenmeer (van Rijn et al. 2006). Van de aanwezige vogels verdween 100% uit het verstoorde gebied.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (akker- en graslanden) tot groot (slikken en platen, kwelders).

Populatie-effecten: Onbekend. Lokaal kan verstoring mogelijk een effect hebben door beperking van de foerageertijd. Door de openheid van de foerageergebieden is het verstrend effect van recreanten mogelijk groter dan bij andere soorten ganzen.

Meest negatieve effect van: Water- lucht- en landrecreatie.

Bergeend *Tadorna tadorna* (niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De bergeend concentreert zich na het broedseizoen vooral in de kustzone (o.a. de Westerschelde, het Haringvliet en de Waddenzee) en op de Steile Bank. In juli vindt er langs de Hollandse kust massale trek plaats naar de Duitse ruigebieden. Sinds het begin van de jaren negentig gebruiken grote groepen ook het Nederlandse Waddengebied om te ruien, en daarnaast komen kleinere ruiconcentraties voor in de Westerschelde, het Haringvliet en het Lauwersmeer. Vanaf september nemen de aantallen vooral in het Waddengebied en iets later ook in het Deltagebied (en vooral in strenge winters) sterk toe. De enige andere plaatsen waar incidenteel grote groepen bergeenden overwinteren is langs de Randmeren en in de Oostvaardersplassen. De soort foerageert veelal op het drooggevalen wad op schelpdieren en kreeftachtigen en tijdens de rui ook op open water waar wordt gefoerageerd op wieren en de daarop vastgehechte poliepen. Rustende bergeenden gebruiken voornamelijk open zandige gebieden, zoals stranden, wadplaten en opspuitterreinen (Vooüs 1960, Platteeuw 1980, Sovon 1987, van Roomen *et al.* 1994, Swennen & Mulder 1995, Voslammer *et al.* 1997, Cramp 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Bufferzones van 500 meter rond rustplaatsen van o.a bergeenden zouden volgens Dietrich & Koepff (1986) verstoring voorkomen.
- Foeragerende bergeenden op het wad vluchtten op 100 meter afstand van wandelaars (Spaans *et al.* 1996).
- In zes verschillende kustgebieden in Engeland werd vastgesteld dat aantallen bergeenden in de nabijheid van voetpaden significant lager waren (Burton *et al.* 2002a).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld tot groot, ruiende bergeenden zijn gevoeliger voor verstoring dan foeragerende of rustende dieren. Dieren op land vluchten op grotere afstand dan dieren op het water.

Habitatgevoeligheid: Groot (open wateren).

Populatie-effecten: Onbekend. Effecten van verstoring in ruigebieden onbekend. Kwetsbaar door concentratie van ruigebieden en belangrijke overwinterings-gebieden (o.a. Waddengebied).

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie (o.a wadlopen, boten).

Smient *Anas penelope* (niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De smient verblijft het hele jaar door in Nederland, maar vooral van oktober tot maart. Vooral in zachte winters zijn hier grote aantallen aanwezig. Het merendeel houdt zich op in de kuststrook en in de natte veenweidegebieden van Noord-Holland en Friesland. Daarnaast wordt gebruik gemaakt van de polders van Zuid-Holland en Utrecht, de randen van het IJsselmeer, Markermeer en de grote rivieren. Vooral in het najaar is de soort kustgebonden en foerageert op zeesla, kweldergrassen en zeekraal. In de loop van de winter wordt meer en meer gefoerageerd in natte graslanden en neemt het belang van de binnendijkse gebieden en het rivierengebied toe. Vooral in strenge winters verblijft een groot deel in het Deltagebied. De soort maakt overdag gebruik van open water en ondergelopen graslanden om te rusten, maar in rustige gebieden wordt ook overdag gefoerageerd. De rustplaatsen liggen binnen een straal van 10 km van de foerageergebieden (Lebret 1959, Rijnsdorp 1981, Sovon 1987, van Roomen *et al.* 1994, Voslammer *et al.* 1997)

Onderzochte verstoringseffecten:

- In waddengebieden werden bij nadering van wandelaars op 90 m afstand verstoringreacties waargenomen (Spaans *et al.* 1996).

- Bij verstoring door watersporters lag de verstoringafstand rond de 100 m (Mori *et al.* 2001, Batten 1977).
- Smienten vluchtten eerder voor surfplanken dan voor vissersschepen, zeil- of motorboten (Madsen 1998).
- Versturende effecten door een kitesurf-evenement zijn vastgesteld in het najaar op het Grevelingenmeer (van Rijn *et al.* 2006). Van de aanwezige vogels verdween 100% uit het verstoorde gebied. Waargenomen vluchtafstand bedroeg minder dan 200 m.
- In een onderzoek naar vluchtgedrag van kolganzen en smienten bij vliegveld Eelde werd gevonden dat smienten niet opvlogen, ook niet groepen die direct onder de aanvliegroute zaten (Lensink *et al.* 2007b).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld. Mogelijk probeert de soort om de energetische consequenties van verstoring te compenseren door 's nachts te foerageren.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (graslanden) tot groot (open kustwateren).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Verstoring kan mogelijk een effect hebben door beperking van de foerageertijd.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie en landrecreatie langs oevers.



Smienten rustend langs een oever. Foto Luc Hoogenstein.

Krakeend *Anas strepera* (niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De krakeend komt voor op allerlei zoete of zoute wateren. In augustus bevinden de belangrijkste pleisterplaatsen zich in Friesland, de Flevopolders, de Biesbosch, de infiltratiegebieden in de duinen en langs de randen van het IJsselmeergebied. In de winter zijn vooral het IJsselmeergebied, de noordelijke Delta en het benedenrivierengebied van belang. Daarnaast worden allerlei wateren in Utrecht, Noord- en Zuid-Holland en Friesland gebruikt als pleisterplaats. In de loop van de winter worden de noordelijke gebieden en in strenge winters ook het IJsselmeer- en rivierengebied grotendeels verlaten. Op de hogere zandgronden en in het heuvelland van Zuid-Limburg is de soort schaars. Krakeenden zijn planteneters, die foerageren langs de oevers van de wateren (o.a. op wieren op basalt-blokken) waar ze verblijven (Sovon 1987, van Roomen *et al.* 1994, Voslamber *et al.* 1997).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Krakeenden vluchten op afstanden van ca. 300 meter voor watersporters (van Harskamp & Henkens 1994 in Platteeuw & Henkens 1997, Henkens 1996 in Platteeuw & Henkens 1997, Vos 1986, Mori *et al.* 2001).
- Een deel van de vogels verlaat (tijdelijk) het gebied wanneer dit door surfers gebruikt wordt (Vos 1986).
- Overwinterende eenden in de VS (waaronder de krakeend) verloren slechts 1,5% van de tijd als gevolg van alert gedrag bij overvliegende militaire vliegtuigen met een geluidsproductie van gemiddeld 85 dB (Conomy *et al.* 1998).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot. Dit is een relatief verstoringgevoelige eendensoort.

Habitatgevoeligheid: Groot (open wateren).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Mogelijk effecten bij grote recreatiedruk in de oeverzones.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie, landrecreatie langs oevers van foerageergebieden.

Wintertaling *Anas crecca* (niet-broedend)

Soortbeschrijving:

Het biotoop van de wintertaling bestaat uit allerlei ondiepe, zowel zoete als zoute wateren. Tijdens en direct na de broedtijd concentreert de soort zich in de Biesbosch, de Dollard en zuidelijk Flevoland om te ruïen. In augustus nemen de aantallen vooral in het Waddengebied, het Lauwersmeer, de Dollard en zuidelijk Flevoland sterk toe. 's Winters en vooral bij strenge vorst is de verspreiding grotendeels beperkt tot het zuiden en zuidwesten van het land. In milde winters komen ook in en rond het IJsselmeer, het Lauwersmeer, de Dollard, Overijssel en Noord-Holland belangrijke aantallen voor. Vooral het rivierengebied en het Deltagebied nemen bij strenge vorst sterk in belang toe. In het voorjaar verschuift het zwaartepunt weer naar het noorden. De soort foerageert voornamelijk op zaden in en rond de wateren waar ze verblijven (Sovon 1987, van Roomen *et al.* 1994, Voslamber *et al.* 1997).

Onderzochte verstoringseffecten:

- De opvliegafstand voor watersporters werd door Batten *et al.* (1977) vastgesteld op 100 m.
- Volgens Tuite *et al.* is de wintertaling minder tolerant voor verstoringen dan de wilde eend, kuif- en tafeleend (Tuite 1982, Tuite *et al.* 1984, beide in Reijnen 1989).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld. De verstoringafstand is minimaal 100 m maar mogelijk groter, mogelijk afhankelijk van de voedselomstandigheden.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld tot groot (oeverzones en open wateren).

Populatie-effecten: Onbekend. Vermoedelijk matig.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie, landrecreatie in oeverzones.

Wilde eend *Anas platyrhynchos* (niet-broedend)**Soortbeschrijving:**

De wilde eend heeft een brede voedselkeuze en komt verspreid over heel Nederland voor. Ze hebben een voorkeur voor waterrijke gebieden met voldoende dekking. Ze schuwen de nabijheid van de mens niet en zijn ook in het stedelijke gebied, in vijvers en grachten talrijk (veelal in gezelschap van tamme vogels). In juli en augustus komen grote ruiconcentraties voor in de Oostvaardersplassen, de Biesbosch, de Dollard en het Deltagebied. In september en oktober verblijven in het Deltagebied, het IJsselmeergebied en de Waddenzee grote aantallen. In november nemen ook in het rivierengebied de aantallen sterk toe. In tegenstelling tot veel andere eendensoorten is de verspreiding van deze soort nauwelijks vorstafhankelijk. Er wordt vooral gefoerageerd in en rond de pleisterplaatsen, maar ook foerageervluchten van enkele tientallen kilometers naar geschikte agrarische gebieden (zowel akkerland als grasland) zijn niet ongewoon (Sovon 1987, van Roomen *et al.* 1994, Voslamber *et al.* 1997).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Wilde eenden bleken toleranter voor verstoringen dan wintertaling, slobbeend en brilduiker (Tuite 1982, Tuite *et al.* 1984, beide in Reijnen 1989).
- Surfen maar ook andere vormen van watersport zijn van invloed op de aantallen en verspreiding van wilde eenden (Vos 1986, Tuite *et al.* 1983).
- Wilde eenden vluchten voor watersporters op gemiddeld 130 m (Batten 1977, Mori *et al.* 2001).
- In de nabijheid van frequent gebruikte scheepvaartroutes kunnen broedende en rustende wilde eenden (vermoedelijk door de voorspelbaarheid van de bewegingen van de schepen) op minder dan 50 m waargenomen worden (Platteeuw & Henkens 1997).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig tot gemiddeld. Op open wateren is verstoringafstand groter dan in stedelijke gebieden, waar de soort een grote mate van gewenning vertoont.

Habitatgevoeligheid: Matig tot groot (allerhande dekkingrijke wateren tot open kustwateren).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie.

Pijlstaart *Anas acuta* (broedend & niet-broedend)**Soortbeschrijving:**

Het winterbotoop van de pijlstaart beperkt zich hoofdzakelijk tot de kustgebieden. De soort komt in het najaar en de winter veel voor op kwelders, slikken, zandplaten en akkerland (gemaaide graanvelden). In het voorjaar hebben ondiepe zoetwaterplassen en drassige graslanden de voorkeur. In het najaar beperkt de verspreiding zich grotendeels tot het Waddengebied, waarna ook de meer zuidelijke gebieden zoals Flevoland en uiteindelijk het Deltagebied worden gebruikt. In de winter verblijven de grootste aantallen in het Waddengebied en Deltagebied. Kleinere aantallen bevinden zich dan in het IJsselmeergebied en langs de grote rivieren. In strenge winters neemt het belang van het Deltagebied sterk toe. In het voorjaar kan de presentie op de ondergelopen uiterwaarden in het rivierengebied sterk toenemen (Sovon 1987, van Roomen *et al.* 1994, Voslamber *et al.* 1997).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Foeragerende pijlstaarten werden op 115 m afstand verstoord door wandelaars (Spaans *et al.* 1996).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld tot groot (kwelders en zandplaten, open kustwateren).

Populatie-effecten: Onbekend. Kwetsbare gebieden zijn onder andere de Randmeren in het najaar wanneer hier al grote aantallen pijlstaarten voorkomen terwijl er nog veel waterrecreatie is.

Meest negatieve effect van: Recreatie aan en op het water.

Zomertaling *Anas querquedula* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

Zomertalingen zijn vooral aanwezig in Nederland in de periode maart - september. Tot in de jaren zestig kwamen hier tenminste enige duizenden paren tot broeden. Eind jaren zeventig waren minder dan 2000 paren over, terwijl de huidige stand wordt geschat op 1.800 paar. Het leeuwendeel daarvan broedt in Friesland, midden Nederland, noordelijk Noord-Holland en de Randstad. Zomertalingen zijn broedvogels van drassige graslanden, brede oevers van ondiepe wateren en andere moerassige gebieden met veel water- en oeverplanten. Zoute wateren worden gemeden. De soort wordt vooral waargenomen in open moerassen, drassige hooilanden, voedselrijke vennen, rivieren en langs de randen van open grote wateren. Zomertalingen foerageren al zwemmend op dierlijk en plantaardig materiaal dat net onder de waterspiegel wordt verzameld. (Sovon 1987, Cramp 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld tot groot. Staat in de ruitijd bekend als zeer gevoelig voor verstoring.

Habitatgevoeligheid: Matig tot gemiddeld (oeverzones van wateren, moeras- en hooilanden). Meestal op locaties met veel dekking.

Populatie-effecten: Vermoedelijk matig. De soort heeft voorkeur voor een dichte kruidachtige of grasachtige vegetatie in moeilijk te bereiken of weinig bezochte terreinen. Zowel voor de nestplaats als bij het foerageren is een ruige, moeilijk doordringbare vegetatie geprefereerd. Hierdoor waarschijnlijk weinig verstoring door recreatie.

Meest negatieve effect van: Recreatie aan en op het water.

Slobeend *Anas clypeata* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De slobeend is gebonden aan zoet of zout water. In geen ander Europees land broeden zoveel slobeenden als in Nederland. Ten opzichte van de jaren 1973-1977 is het aantal broedende slobeenden in Nederland afgenomen. Tegenwoordig (1998-2000) broeden nog 8000 tot 9000 paren in Nederland. Het biotoop bestaat uit vochtige weilanden met plassen, meren en rivierarmen of sloten, gelegen in nat laaglandgebied. In de nazomer komen grote aantallen voor in het IJsselmeergebied en zuidelijk Flevoland. Wat later maakt de soort ook veel gebruik van het Lauwersmeer, het Deltagebied en het rivierengebied. 's Winters en vooral in strenge winters beperkt het voorkomen zich grotendeels tot het westen en zuidwesten van Nederland, vooral in Noord- en Zuid-Holland, het Deltagebied en het westelijke rivierengebied. In zachte winters zijn het oostelijke rivierengebied, Zuid-Flevoland en Friesland eveneens van belang. De soort foerageert al zwemmend op dierlijk en plantaardig plankton, dat met hun speciaal gebouwde snavel uit het water wordt gefilterd (Sovon 1987, van Roomen *et al.* 1994, Voslammer *et al.* 1997, Cramp 1998, Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Verstoringafstanden ten opzichte van watersporters bedragen rond de 300 meter (van Harskamp & Henkens 1994 in Platteeuw & Henkens 1997, Henkens 1996 in Platteeuw & Henkens 1997, Vos 1986, Batten 1977, Mori *et al.* 2001).

- De diverse vormen van watersport zijn van invloed op de aantallen en verspreiding van slobeenden (Vos 1986, Tuite *et al.* 1984 in Reijnen 1989).
- Slobeenden zijn volgens Tuite (1982) en Tuite *et al.* (1984, beide in Reijnen 1989) meer verstoring gevoelig dan kuif-, tafel- en wilde eend.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot. In de ruitijd zeer gevoelig voor verstoring.

Habitatgevoeligheid: In de broedtijd gemiddeld (graslanden), tijdens de rest van het jaar gemiddeld tot groot (plassen tot open wateren).

Populatie-effecten: Onbekend.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie.

Krooneend *Netta ruffina* (niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De krooneend is een planteneter met een voorkeur voor zoetwaterplassen met een rijke vegetatie van waterplanten. Krooneenden zijn broedvogels van meren en plassen met een riet- of kruidenrijke oever, waarin het nest wordt gebouwd. Een rijke onderwatervegetatie, liefst van kranswieren, is een vereiste, daar deze planten de hoofdmoot van het menu uitmaken. Sinds 1990 neemt het aantal broedparen wat toe; het huidige aantal wordt geschat op 120 tot 170 paren, die broeden in de Botshol, de Vinkeveense Plassen en de nabije Demmerikse Polder en de Zevenhuizerplas bij Rotterdam. In de jaren zestig en zeventig verbleven in het najaar grote aantallen op het Zwarte Meer, Veluwemeer en Naardermeer. In de jaren daarna verbleven slechts kleine aantallen in Nederland, maar aan het begin van de jaren negentig namen de aantallen weer toe. Vooral op de Gouwzee concentreren zich grote aantallen. De laatste jaren wordt ook het Veluwemeer veel gebruikt. Daarnaast komen elders in Nederland kleinere aantallen voor, vooral in het Utrechts-Hollands plassengebied, het IJsselmeergebied, het rivierengebied en het Lauwersmeer, en daarnaast in allerlei plassen op de hogere zandgronden. De aantallen in het najaar houden verband met de aantallen en het broedsucces van in Nederland broedende krooneenden en tevens met de aanwezigheid van kranswieren (Sovon 1987, Ruiters *et al.* 1994, van der Winden *et al.* 1994, Zomerdijk 1994).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Op de Gouwzee is vastgesteld dat krooneenden als eerste wegvliegen uit gemengde groepen duikeenden in reactie op boten of surfers (van der Winden *et al.* 1996a).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot. De soort staat bekend als zeer verstoring gevoelig (vooral tijdens de rui).

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (open wateren, graslanden).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Gebieden in Nederland waar voldoende dekking (over het water hangende bomen) beschikbaar is om overdag te rusten, worden door ruiende groepen gebruikt. Deze foerageren 's nachts op de kranswieren en zwemmen in de ochtend terug naar hun beschutte rustplaatsen. In de broedtijd bevindt de huidige populatie zich hoofdzakelijk in recreatief zeer intensief gebruikte gebieden (Vinkeveense Plassen). Buiten de broedtijd (o.a. ruiperiode) verplaatst een belangrijk deel van de vogels zich naar de randmeren waar verstoring optreedt door waterrecreatie. De omvang hiervan is niet goed bekend maar mogelijk van invloed op verspreiding en aantallen.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie (surfers, boten)



Kruoneenden. Foto Jan van der Winden.

Tafeleend *Aythya ferina* (niet-broedend)

Soortsbeschrijving:

De tafeleend heeft een voorkeur voor zoet water, waar vooral 's nachts tot op enkele meters diepte wordt gevoerd op ondergedoken waterplanten en ongewervelde dieren. Vooral open zoete wateren hebben de voorkeur, maar ook de zoute Grevelingen wordt gebruikt als foerageergebied. In juni-juli concentreren zich grote groepen op het IJssel- en Markermeer om te ruien. Na de rui concentreert de soort zich ook op andere grote, zoete wateren zoals het Haringvliet en later ook in het rivierengebied. 's Winters en vooral in milde winters is vooral het IJsselmeergebied (vooral de Gouwe en het zuidwesten van het Markermeer) van belang. Daarnaast zijn het rivierengebied en verschillende wateren in Noord- en Zuid-Holland, Friesland en wateren op de hogere zandgronden van belang. De dagrustplaatsen bevinden zich op rustige zoete wateren, vaak in de luwte van dijken tot op vele kilometers van de foerageergebieden (Sovon 1987, Boudewijn 1989, van Roomen *et al.* 1994, Zomerdijk 1994, van Eerden *et al.* 1997, Voslamber *et al.* 1997, Dirksen *et al.* 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Verstoringafstanden ten opzichte van watersporters bedragen ca. 300 m (van Harskamp & Henkens 1994 in Platteeuw & Henkens 1997, Henkens 1996 in Platteeuw & Henkens 1997, Vos 1986 Mori *et al.* 2001, Batten 1977).
- Watersport is van invloed op de aantallen en verdeling van tafeleenden in een gebied (Tuite *et al.* 1983).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot. De tafeleend is relatief gevoelig voor verstoring ten opzichte van andere eendensoorten.

Habitatgevoeligheid: Groot (grote open wateren).

Populatie-effecten: Onbekend. Door watersporters worden (overdag) voornamelijk rustende en slapende dieren verstoord. Door voorkomen in grote groepen in potentie kwetsbaar voor verstoring. Mogelijk is verstoring door watersporten waarbij wind noodzakelijk is beperkt, aangezien deze soort juist de voorkeur geeft aan luwe plekken met weinig golfslag. In kleine wateren is een dergelijk onderscheid echter niet meer van belang.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie en landrecreatie langs oevers.

Kuifeend *Aythya fuligula* (niet-broedend)**Soortbeschrijving:**

De kuifeend prefereert zoete, niet al te diepe wateren. Open zee en zoute wateren worden gemeden, maar in de brakke wateren in het Deltagebied komt de soort wel voor, mits er niet te veel golfslag is. De soort zoekt overwegend 's nachts naar voedsel, waarbij tot op enkele meters diepte wordt gefoerageerd op ongewervelde dieren (vooral driehoeksmosselen) en in mindere mate op plantenmateriaal. Van juli tot september bevinden zich vooral langs de randen van het IJssel- en Markermeer grote groepen om te ruien. Vanaf oktober nemen de aantallen in het Haringvliet, het Hollands Diep, de Biesbosch, langs de grote rivieren en op verschillende plassen in het westen van het land sterk toe. 's Winters bevindt het merendeel zich in het IJsselmeergebied en daarnaast in het Deltagebied, het rivierengebied en andere wateren. Bij strenge vorst wijken vele uit van het IJsselmeergebied naar het Delta- en rivierengebied. De dagrustplaatsen kunnen zich tot op vele kilometers (gemiddeld 3-5 km en maximaal 15 km) van de foerageergebieden bevinden en bestaan uit rustige, gemiddeld windstille wateren (Sovon 1987, van Roomen *et al.* 1994, Zomerdijk 1994, van Eerden *et al.* 1997, Voslammer *et al.* 1997, Dirksen *et al.* 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Watersport was van invloed op de aantallen en verdeling van kuifeenden in een gebied (Tuite *et al.* 1983).
- De maximale verstoringafstand ten opzichte van watersporters bedraagt gemiddeld 334 m. (van Harskamp & Henkens 1994 in Platteeuw & Henkens 1997, Henkens 1996 in Platteeuw & Henkens 1997, Vos 1986 Mori *et al.* 2001, Batten 1977).
- Door verstoring wordt de hartslagfrequentie van een kuifeend in gevangenschap meer dan verdubbeld ten opzicht van slaap-rusttoestand (de Leeuw in Platteeuw *et al.* 1997).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot. De kuifeend is relatief gevoelig voor verstoring ten opzichte van andere eendensoorten.

Habitatgevoeligheid: Groot (open wateren).

Populatie-effecten: Onbekend. Door voorkomen in grote groepen in potentie kwetsbaar voor verstoring. Door watersporters worden (overdag) voornamelijk rustende en slapende dieren verstoord. Mogelijk is verstoring door watersporten waarbij wind noodzakelijk is beperkt, aangezien deze soort juist de voorkeur geeft aan luwe plekken met weinig golfslag. In kleine wateren is een dergelijk onderscheid echter niet meer van belang.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie en landrecreatie langs oevers.

Toppereend *Aythya marila* (niet-broedend)**Soortbeschrijving:**

De toppereend komt zowel voor op zoet als op zout water. De soort is goed aangepast aan ruwe omstandigheden en komt vaak ver van de oever/kust. Het voedsel bestaat voornamelijk uit kleine schelpdieren, die tot op enkele meters diepte (maximaal 6 m) worden opgedoken. De Waddenzee, de diepere delen van het IJsselmeergebied en de Voordelta vormen de belangrijkste overwinteringsgebieden. Bij strenge vorst neemt het belang van het Deltagebied toe en wordt de soort ook veel op open zee gezien. In maart/april verdwijnen de concentraties uit de Waddenzee en het Deltagebied, maar verblijven in het IJsselmeer nog steeds grote aantallen. 's Zomers wordt het IJsselmeer gebruikt als ruigebied. De dagrustplaatsen kunnen zich tot op vele kilometers (gemiddeld 4-6 km en maximaal 15 km) van de foerageergebieden bevinden (Sovon 1987, Camphuysen & Leopold 1994, van Roomen *et al.* 1994, Zomerdijk 1994, van Eerden *et al.* 1997, Voslammer *et al.* 1997, Dirksen *et al.* 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

- De verstoringafstand van de toppereend ten opzichte van scheepvaart bedroeg 500 m. De toppereend is daarmee een bijzonder verstoringsevoelige soort (Platteeuw & Beekman 1994).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot. De toppereend is met de brilduiker één van de meest verstoringsevoelige eendensoorten.

Habitatgevoeligheid: Groot (open wateren).

Populatie-effecten: Mogelijk matig in rustgebieden. Door zeer geconcentreerde voorkomen in grote groepen in potentie kwetsbaar voor verstoring. Het feit dat grote concentraties kunnen voorkomen in strikt afgesloten gebieden (zoals spaarbekkens van Andijk) kan duiden op overmatige verstoring op het IJsselmeer. Dit mede omdat de soort minder geneigd is windluwe plaatsen op te zoeken om te rusten hetgeen de voorkeur voor dit gebied niet verklaart.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie (boten).

Eidereend *Somateria mollissima* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De eidereend is zowel tijdens het broedseizoen als in de winter gebonden aan de kustzone en het zoute milieu. Het broedgebied beperkt zich grotendeels tot de Waddeneilanden en de Fries-Groningse kust. De nesten bevinden zich op de grond, meestal verscholen in graspollen of onder struikgewas, in de ruigere delen van kwelders, duinen en open bos. Direct na het uitkomen begeven ze zich met hun jongen naar de Waddenkust, waarbij grote crèches worden gevormd. Eind mei arriveren de eerste exemplaren in de Waddenzee om te ruïen. Vooral in de winter verblijven grote aantallen in ons land en concentreren zich ook dan vooral in de Waddenzee, waar ze met laag water foerageren op schelpdieren en andere ongewervelde dieren. Tijdens hoog water verzamelen ze zich op gemeenschappelijke rustplaatsen, zoals stranden, kwelders, dijken en op open water. Wanneer het voedsel in de Waddenzee niet toereikend is, wijkt de soort uit naar andere gebieden, vooral de Noordzeekust benoorden van de Waddeneilanden, de Hollandse kust en het Deltagebied (Swennen 1976, Sovon 1987, Camphuysen 1996).

Onderzochte verstoringseffecten:

- De keuze van de nestplaats kan bij eidereenden beïnvloed worden door verstoring (Laurila 1989 in Keller 1995).
- Uit onderzoek naar het effect van verstoring door bezoekers van een kolonie eidereenden bleek dat hoe eerder in het broedseizoen verstoord wordt hoe groter de kans op het mislukken van het broedsel was (Bolduc & Guillemette 2003).
- Gemotoriseerde scheepvaart op de Oostzee veroorzaakt mogelijk habitat verlies voor eider (Schwemmer & Garthe 2006). Terugkeertijd was voor eiders circa 2 uur. Terugkeertijden in reguliere vaarwegen waren stukken korter dan in niet regulier gebruikte gebieden, wat een indicatie kan zijn voor gewenning.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot. Zee-eenden en dus ook eiders zijn in het algemeen gevoelig voor verstoring, en vliegen op grote afstanden op.

Habitatgevoeligheid: Groot (grote open kustwateren).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Broedgebieden hoofdzakelijk in afgesloten terreinen en foerageergebieden niet onderhevig aan intensieve recreatie.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie.

Zwarte zee-eend *Melanitta nigra* (niet-broedend)**Soortbeschrijving:**

De zwarte zee-eend is gebonden aan het mariene milieu en wordt slechts sporadisch in de zoete binnenwateren gezien. 's Winters komen grote groepen zee-eenden voor in ondiepe, rustige zoute wateren met een rijk voedselaanbod aan geschikte schelpdieren. De verspreiding kan van jaar tot jaar sterk verschillen en is afhankelijk van de aanwezigheid van kleine schelpdieren (o.a. halfgeknotte strandschelp *Spisula subtruncata*). Afhankelijk van het voedselaanbod zijn de westelijke Waddenzee, de Noordzeekust benoorden de Waddeneilanden, de Hollandse kust en de Voordelta van belang. In sommige zomers concentreren zich grote groepen ruiende zee-eenden in bovengenoemde gebieden (Sovon 1987, Leopold *et al.* 1995, Leopold 1996b, Camphuysen 1996).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Zwarte zee-eenden vluchten op grote afstanden van een verstoringbron (o.a. schepen) (Leopold *et al.* 1995).
- Gemotoriseerde scheepvaart op de Oostzee veroorzaakt mogelijk habitat verlies voor zwarte zee-eend (Schwemmer & Garthe 2006). Zwarte zee-eenden vlogen weg op een afstand van ruim een kilometer. Terugkeertijd was voor zwarte zee-eend circa 4 uur. Terugkeertijden in reguliere vaarwegen waren stukken korter dan in niet regulier gebruikte gebieden, wat een indicatie kan zijn voor gewinning.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot, toenemend met groepsgrootte. Zwarte zee-eenden zijn meer nog dan eiders zeer verstoringgevoelig.

Habitatgevoeligheid: Groot (grote open kustwateren).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Foerageergebieden niet onderhevig aan intensieve recreatie.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie.

Brilduiker *Bucephala clangula* (broedend & niet-broedend)**Soortbeschrijving:**

De brilduiker verblijft buiten de broedtijd op zowel zoete als zoute wateren. Vooral in het Delta- en IJsselmeergebied komen 's winters grote concentraties voor. Daarnaast zijn het rivierengebied, de westelijke Waddenzee en verschillende wateren in West- en Noord-Nederland van belang. In strenge winters neemt het belang van het Deltagebied en de westelijke Waddenzee toe, terwijl de aantallen in het rivierengebied laag blijven. De nachtelijke slaapplekken bestaan uit rustige, beschutte wateren. Het voedsel bestaat voornamelijk uit dierlijk materiaal (o.a. schelpdieren, kreeftachtigen, insecten en kleine vis) dat al duikend tot op enkele meters diepte wordt gevangen (Sovon 1987, van Roomen *et al.* 1994, Zomerdijk 1994, van Eerden *et al.* 1997, Voslamber *et al.* 1997, Cramp 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Brilduikers vluchten gemiddeld op meer dan 550 m afstand voor watersporters (Batten 1977).
- Versturende effecten op middelste zaagbekken zijn gemeten tijdens een kitesurf-evenement in het najaar op het Grevelingenmeer (van Rijn *et al.* 2006). Van de aanwezige vogels verdween 100% uit het verstoorde gebied. Waargenomen verstoringafstanden bedroegen c. 500 m.
- Aantallen en verspreiding van brilduikers worden negatief beïnvloed door waterrecreatie (Tuite 1982, Tuite *et al.* 1984 beide in Reijnen 1989, Tuite *et al.* 1983, Platteeuw & Beekman 1994).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot. De brilduiker is relatief gevoelig voor verstoring ten opzichte van andere eendensoorten.

Habitatgevoeligheid: Groot (grote open wateren).

Populatie-effecten: Aanwijzingen voor mogelijke effecten. De brilduiker foerageert overdag, in tegenstelling tot bijvoorbeeld topper- en kuifeend. Hierdoor heeft de soort tijdens het foerageren te maken met recreatie, wat een reden kan zijn waarom de soort gevoeliger is voor recreatie. De brilduiker komt slechts op een beperkt aantal plaatsen in Nederland veel voor. Als compensatie voor verloren tijd of energie ten gevolge van verstoring hier niet mogelijk is, zal het gebied worden verlaten, en kunnen de aantallen landelijk afnemen.

Meest negatieve effect van: Recreatie aan en op het water.



Brilduiker. Foto Luc Hoogenstein.

Nonnetje *Mergus albellus* (niet-broedend)

Soortsbeschrijving:

Het nonnetje is een wintergast, die afhankelijk is van visrijke zoete of zoute wateren. Vooral het Markermeer en in mindere mate het zuidelijk deel van IJsselmeer zijn belangrijk. Bij strenge vorst verblijven grote aantallen langs de grote rivieren en in het Deltagebied. Elders in het land komen kleinere aantallen voor op verschillende meren, plassen en vennen, beken en kanalen. De nachtelijke slaapplekken bestaan uit ongestoorde, beschutte wateren, zoals de Oostvaardersplassen, het Kinselmeer en de Gouwzee (Beintema 1980, Sovon 1987, Beekman & Platteeuw 1994).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Door Batten (1977) werden vluchtafstanden van 100 m vastgesteld voor naderende watersporters.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld tot groot (kleine beschutte tot grotere open wateren).

Populatie-effecten: Onbekend. Door voorkomen in grote groepen in potentie kwetsbaar voor verstoring.

Meest negatieve effect van: Recreatie aan en op het water.

Middelste zaagbek *Mergus serrator* (niet-broedend)**Soortbeschrijving:**

De middelste zaagbek is als viseter gebonden aan open, zoete of zoute wateren. Belangrijke pleisterplaatsen zijn het westelijke Waddengebied, het IJsselmeer en het Deltagebied (vooral Grevelingen en Veerse Meer). In het binnenland zijn de aantallen meestal gering. Langs de Noordzeekust van de Waddeneilanden, Holland en in de Voordelta worden vooral trekkende en sporadisch zwemmende exemplaren gezien (Sovon 1987, Camphuysen & Leopold 1994, Arts & Meininger 1995a).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Waterrecreatie had op kuikens van middelste zaagbekken het meeste effect, met name windsurfers. Vogels toonden twee keer zo vaak reactie op snelle vaartuigen (vissersbootjes, windsurfers, motorboten) dan op wandelaars. Op vliegtuigen werd nog vaker gereageerd (helikopters en straaljagers). Verstoring door vliegtuigen was echter van korte duur, terwijl verstoring door met name vaartuigen langer tot zichtbare effecten leidde (Kahlert 1994).
- Versturende effecten op middelste zaagbekken zijn gemeten tijdens een kitesurf-evenement in het najaar op het Grevelingenmeer (van Rijn *et al.* 2006). Van de aanwezige vogels verdween 100% uit het verstoorde gebied. Waargenomen verstoringafstanden bedroegen meer dan 500 m.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot.

Habitatgevoeligheid: Groot (open wateren).

Populatie-effecten: Onbekend. Mogelijk matig gezien aantallen het grootst zijn in de wintermaanden wanneer waterrecreatie beperkt is, en de soort vooral op grote open wateren verblijft.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie.



Middelste zaagbek. Foto Luc Hoogenstein.

Grote zaagbek *Mergus merganser* (niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De grote zaagbek is een viseter en wintergast, die is gebonden aan grote zoete of zoute wateren. Het IJsselmeer en het aangrenzende deel van de Waddenzee zijn verreweg de belangrijkste overwinteringsgebieden. Daarnaast komt de soort ook voor in het rivierengebied, het Deltagebied, de Biesbosch, op de Noordzee, en in verschillende zoete wateren in het binnenland. Vooral bij strenge vorst schuift het zwaartepunt van de verspreiding naar het zuiden op en neemt het belang van het rivierengebied en het Deltagebied toe (Sovon 1987, van Roomen *et al.* 1994, Voslamber *et al.* 1997, Boele *et al.* 1999).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Watersport was van invloed op de aantallen en verdeling van grote zaagbekken (Tuite *et al.* 1983).
- Voor de grote zaagbek werd een kritische verstoringafstand (de afstand waarbinnen zeker bij 20% van de waargenomen vogels afwijkend gedrag vertoonde) van meer dan 300 meter vastgesteld (Platteeuw & Beekman 1994).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot.

Habitatgevoeligheid: Groot (open wateren).

Populatie-effecten: Onbekend. Mogelijk matig gezien aantallen het grootst zijn in de wintermaanden wanneer waterrecreatie beperkt is, en de soort vooral op grote open wateren verblijft.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie langs water.

Wespendief *Pernis apivorus* (broedend)**Soortbeschrijving:**

De wespendief is een strikte bosbewoner, met een voorkeur voor de grotere (> 250 ha), oudere bossen (tenminste 40 jaar) op zandgrond. De soort ontbreekt in uitgestrekte agrarische gebieden en vermijdt meestal harde kleibodems. De soort broedt zowel in naaldbossen als in opgaande loofbossen met een rijke ondergroei, maar vermijdt jonge bossen en te sterk versnipperde bossen. De soort heeft een voorkeur voor sparren om zijn nest in te bouwen. De minimale grootte van het activiteitsgebied rond het nest bedraagt ongeveer 1400 ha. Wespen vormen het hoofdvoedsel van deze soort, maar daarnaast worden ook veel vogels gevangen. Wespennesten worden uitgegraven, waardoor de soort afhankelijk is van gemiddeld zachte bodems. Het voedsel wordt in de regel gehaald op afstanden van 1-3 km en maximaal op 7 km van het nest (Voous 1960, Sovon 1987, Bijlsma 1993).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig. De soort staat bekend als minder gevoelig voor verstoring dan andere roofvogelsoorten (bv. mond. med. R. Bijlsma in Rietberg 1978).

Habitatgevoeligheid: Matig (besloten landschap).

Populatie-effecten: Onbekend. Andere roofvogelpopulaties van soorten die in het bos broeden, zoals sperwer en havik lijken in de huidige situatie weinig effect te ondervinden van verstoring. E.e.a. hangt nauw samen met de uitgebreidheid van het padennetwerk en het gebruik ervan.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Zeearend *Haliaeetus albicilla* (niet-broedend)**Soortbeschrijving:**

De zeearend prefereert waterrijke gebieden met voldoende vis of watervogels. Naast deze prooi-soorten kunnen zoogdieren een belangrijk onderdeel van hun voedsel uitmaken. De soort wordt het gehele jaar, maar vooral in de wintermaanden in Nederland gezien. Veel waarnemingen hebben betrekking op natte biotopen met veel waterwild (o.a. Oostvaardersplassen, Biesbosch en oostelijke rivierengebied). Maar ook op de hogere zandgronden op de Veluwe en in Noord-Brabant, in Drenthe en in Zeeuws-Vlaanderen wordt de soort regelmatig waargenomen. Als slaapplek gebruikt de soort vooral bomen (Sovon 1987, Helmer & Wittgen 1994).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Bij Amerikaanse zeearenden is sprake van verstoring door recreatie bij zowel broedende als foeragerende vogels. Hoe kleiner de afstand tot de verstoringbron, hoe groter het effect. Vliegtuigen werken verstorend binnen een kilometer vanaf het nest. Rustende vogels reageerden eerder op een verstoringbron dan broedende arenden (Grubb & King 1991, Grub *et al.* 1992).
- Amerikaanse zeearenden foerageerden een korter percentage van de dag bij verstoring door waterrecreatie en wandelaars, waarbij passerende wandelaars tot een veel langere onderbreking van de foerageeractiviteiten leidden dan passerende boten (tot 4 uur versus een half uur voor boten; Stalmaster & Kaiser 1997).
- De Amerikaanse zeearend wordt negatief beïnvloed door wegen (Martínez-Abraín *et al.* 2008). De auteurs vonden verder dat hoe groter de soort hoe gevoeliger voor de aanwezigheid van een weg.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen tot open landschap).

Populatie-effecten: Onbekend. Mogelijk vergelijkbaar effect als bij Amerikaanse zeearenden.

In Nederland komen zeearenden voor in rustige uitgestrekte gebieden waar recreanten goed te vermijden zijn.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Visarend *Pandion haliaetus* (niet-broedend)

Soortsbeschrijving:

De visarend is een viseter, die gebonden is aan open watergebieden (vooral zoete wateren) met voldoende aanbod aan vis. De belangrijkste pleisterplaatsen liggen in het IJsselmeergebied, het Friese merengebied, het Utrechts plassenengebied en langs de grote rivieren. Maar ook elders bij allerlei zoete wateren wordt de soort regelmatig gezien (Sovon 1987).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Trimper *et al.* (1998) onderzochten mogelijke gedragseffecten bij broedende visarenden door laagvliegende militaire vliegtuigen op 1400, 2300 of 4600 m afstand van het nest. Hierbij werden geen significante effecten aangetoond. Enkele sporadisch passerende watervliegtuigjes (tot 3000 m) daarentegen hadden een groot versturend effect. De auteurs argumenteren dat hierbij met name het visuele aspect een rol speelde, gezien de lagere snelheid (Trimper *et al.* 1998).
- Op basis van gemeten vluchtafstanden voor waterrecreatie stellen Rodgers & Schwikert (2002) een onverstoorde zone van 180 m rond foeragerende visarenden voor (VS).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld tot groot. Vergelijkbaar effect van recreatie bij foeragerende vogels als bij zeearenden.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (open landschap).

Populatie-effecten: Onbekend. Bij hoge recreatiedruk zal een visarend een potentieel geschikt foerageerhabitat niet gebruiken, of een foerageergebied verlaten. Het is onbekend of dit probleem zich in Nederland voordoet.

Meest negatieve effect van: Alle typen recreatie bij water.

Bruine, blauwe & grauwe kiekendief *Circus aeruginosus*, *C. cyaneus* & *C. pygargus* (alle broedend)

Soortbeschrijving:

De bruine kiekendief heeft een voorkeur voor rietvelden als nestplaats. De soort broedt voornamelijk in rietmoerassen, oeverzones van meren, opspuitterreinen en inpolderingen in de laaggelegen, natte gedeelten van Nederland en maakt weinig gebruik van het rivierengebied, de zandgronden in Drenthe, Brabant, Gelderland en Limburg en uitgestrekte akkerlanden. Het foerageergebied omvat zowel rietmoerassen als de omringende agrarische gebieden (zowel akkerland als grasland), maar ook ruiglanden en jonge bosaanplant. Het foerageergebied strekt zich uit tot ongeveer 7 km van het nest.

De blauwe kiekendief broedt tegenwoordig voornamelijk in verruigde rietmoerassen en vochtige duinvalleien op de Waddeneilanden en in zuidelijk Flevoland, terwijl in de eerste helft van de eeuw vooral in uitgestrekte moeras-, hoogveen-, en heidegebieden op de hogere zandgronden werd gebroed. De foerageergebieden strekken zich uit tot op enkele kilometers van het nest en omvatten vooral de omringende agrarische gebieden. Besloten gebieden in Oost-Nederland, stedelijke gebieden en open veenweidegebieden worden grotendeels gemeden.

De grauwe kiekendief broedde in de eerste helft van de twintigste eeuw in grote delen van Nederland in uiteenlopende biotopen als vochtige duinen, moerassen, hoogveen en heidevelden, en ook in gebieden met antropogene invloeden, met name braakliggende ingepolderde gebieden, graanculturen en jonge bosaanplant. Tegenwoordig is de Grauwe Kiekendief vrijwel verdwenen uit Nederland en broedt nog in kleine aantallen op Terschelling, in Flevoland en in Zeeland. Daarnaast hebben in het begin van de jaren negentig enkele nieuwe vestigingen plaatsgevonden op braakgelegde akkers in Groningen. De foerageergebieden van de grauwe kiekendief bestaan vooral uit open terreinen, zoals akkerland en heide. Ze strekken zich uit tot meer dan 17 km van het nest (Schipper *et al.* 1975, Schipper 1978, Sovon 1987, Bekhuis & Zijlstra 1991, Zijlstra & Hustings 1992, Bijlsma 1993).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Recreatie kan bij bruine kiekendieven leiden tot een vermindering in ouderlijke zorg (broedtijd, bescherming van de kuikens, tijd doorgebracht in het territorium en hoeveelheid aangeleverd voedsel). Energie-uitgave van de adulten nam toe door o.a. toename van tijd in lucht (Spanje, Fernandez & Azkona 1993). Recreatie kan daarmee zowel voor het broedsucces als voor de overleving van de adulten negatieve gevolgen hebben. Dit zal ook gelden voor de blauwe kiekendief.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen landschap).

Populatie-effecten: Onbekend. De meeste paren bruine en blauwe kiekendiever broeden in ontoegankelijk of afgesloten gebied. Mogelijk lokaal een beperkende factor bij hoge recreatiedruk, met name in kleinere territoria. Volgens Dijkse (1992) en Bijlsma (1993) kan verstoring van nesten van blauwe kiekendieven door recreanten een misluktingsfactor van betekenis zijn. In dit opzicht is het opvallend dat deze soort in de Hollandse vastelandsduinen nagenoeg ontbreekt. Omdat de meeste paren grauwe kiekendieven in agrarisch gebied voorkomen waar recreatie nauwelijks een factor van betekenis is, zijn populatie-effecten bij deze soort vermoedelijk matig.

Meest negatieve effect van: Wandelaars, vissers, en waterrecreanten in ondiepe vogelrijke wateren.

Slechtvalk *Falco peregrinus* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

Sinds 1990 broedt de slechtvalk jaarlijks in Nederland. De soort broedt in nestkasten, kraaien-nesten, in nissen in hoge gebouwen of hoogspanningsmasten. De slechtvalk jaagt vooral op vogels die in de vlucht worden gevangen. Als overwinteringsgebied prefereert de soort daarom open landschappen met voldoende prooiaanbod en uitkijkposten, zoals open wateren en agrarische gebieden. Vooral in het Waddengebied, het Deltagebied, langs de Hollandse kust en in het IJsselmeergebied worden veel slechtvalken gezien. Maar ook langs de grote rivieren en bij plassen met veel waterwild, zoals in de Zaanstreek, wordt de soort veel gezien. Minder talrijk, maar geen uitzondering, is de soort in de hogere delen van Nederland, waar ze vooral voorkomen in heidegebieden en hoogveengebieden. Hier bestaat het voedsel vooral uit houtduiven die gevangen worden boven agrarische gebieden (Sovon 1987, Bijlsma 1993, Hustings & van der Winden 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig. Hoewel verstoring in principe lijkt te kunnen leiden tot verlaagd broedsucces (Groot-Britannië, Mearns & Newton 1988 in Sidaway 1990), zijn de broedlocaties in de regel ontoegankelijk en dus speelt verstoring hier nauwelijks een rol. Het vóórkomen van jagende slechtvalken in steden duidt erop dat de soort buiten het broedseizoen weinig gevoelig is voor verstoring door recreatie.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (open landschap).

Populatie-effecten: Onbekend.

Meest negatieve effect van: -

Boomvalk *Falco subbuteo* (broedend)

Soortbeschrijving:

Boomvalken zijn in Nederland schaarse broedvogels van vooral de beboste zandgronden, met een dunnere verspreiding in meer open gebieden, al is de biotoopvoorkeur van deze roofvogels de laatste decennia veranderd van heiden en bossen naar opener agrarische gebieden. Dat komt deels door een toename van de Havik, maar ook met afnemende aantallen van de belangrijkste prooidieren. Boomvalken foerageren namelijk met name op grote insecten (libellen) en kleinere vogels. Ook de aantallen broedvogels van de Boomvalk zijn daarmee veranderd en de populatie is sinds de jaren de 70 en 80 behoorlijk afgenomen (Bijlsma *et al.* 2001, Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Waarschijnlijk matig.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (half-open landschap).

Populatie-effecten: Onbekend.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Korhoen *Tetrao tetrix* (broedend)

Soortbeschrijving:

Het korhoen is gebonden aan rustige, vochtige heideterreinen (zonder intensieve begrazing), hoogveengebieden en extensief beheerde hooilanden met verspreide opslag van jonge bomen. Deze gebieden worden eveneens gebruikt om te foerageren, maar de soort foerageert ook veel in aanliggende bossen met kruidlagen van bosbes en vossenbes en op aanliggende landbouwgronden (vooral ruige graslanden en braakliggende akkers) tot meer dan 1 km van het broedgebied. De soort maakt gebruik van gemeenschappelijke baltsplaatsen, die zich bevinden in open landschappen met een lage vegetatie. De nesten bevinden zich op de grond, bij voorkeur in hogere kruidenrijke vegetaties. Als slaapplekken worden het gehele jaar door open gebieden met hoge kruidenrijke vegetaties gebruikt. Als rust- en schuilplaats worden ook wel niet al te hoge bomen (vooral grove den). Zowel de hanen als de hennen leven in groepen rondom de balts- dan wel broedplaatsen, waarbij elk groepsgebied enkele honderden ha bestrijkt. Tegenwoordig bevindt de enige levensvatbare populatie zich op de Sallandse Heuvelrug (Voous 1960, Eygenraam 1965, Nijland 1978, Sovon 1987, Ministerie van LNV 1991, Niewold 1993).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Korhoenders in gebieden met veel menselijke verstoring hadden hogere niveaus van stresshormonen dan korhoenders in ongestoorde gebieden (Arlettaz *et al.* 2007).
- Korhoenders die werden blootgesteld aan regelmatige verstoring (tweemaal per week) vertoonden een 32% grotere vluchtafstand dan korhoenders die slechts eenmaal per twee weken werden verstoord (Baines & Richardson 2007). Er werden geen verschillen in vruchtbaarheid en overleving gevonden.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Matig tot gemiddeld (besloten tot halfopen landschap).

Populatie-effecten: Door verstoring van baltsgedrag zal recreatie op en rond de baltsplaats zeker negatieve effecten hebben op de soort. Balts concentreert zich rond de vroege ochtenduren en in mindere mate in de avond, dus buiten de piekuren van recreatie. Of recreatie ook effect heeft op de vogels rond de baltsplaats buiten de baltsuren, of op foeragerende vogels, is onbekend. Vermoedelijk is het van belang dat de soort voldoende onverstoord foerageer- en broedhabitat ter beschikking heeft. Wandelpaden moeten dan niet het gehele broed- en foerageergebied doorsnijden.

Meest negatieve effect van: Wandelaars, honden.

Patrijs *Perdix perdix* (broedend)

Soortbeschrijving:

De patrijs is van nature een steppebewoner die is overgestapt op het agrarisch gebied. Hier heeft de soort zich vooral gespecialiseerd op akkerland, waar het tot in de jaren 70 een algemene broedvogel was. Dat is echter verleden tijd en het is maar zeer de vraag op welk niveau de populatie zich zal weten te handhaven. Veranderingen in de landbouwpraktijk liggen namelijk aan de wortel van de grote afname waarmee deze soort zich geconfronteerd ziet. Maar ook in heideterreinen en in de duinen nemen patrijzen flink af. Het aanbod aan insectenleven waar de vogels van leven is veranderd en daarnaast biedt het huidige landschap een te uniform beeld en te weinig bescherming tegen predatie (Bijlsma *et al.* 2001, Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: matig (halfopen landschap).

Populatie-effecten: Van belang is dat de soort voldoende onverstoorde foerageer- en broedhabitat ter beschikking heeft. Wandelpaden moeten dan niet het gehele broed- en foerageergebied doorsnijden.

Meest negatieve effect van: Wandelaars, honden.

Kleinst waterhoen *Porzana pusilla* (broedend)

Soortbeschrijving:

Het kleinst waterhoen is in Nederland een onregelmatige, maar zeer zeldzame, broedvogel van (met zeggen en biezengroei) dichtbegroeide drassige ondergelopen weilanden en slootjes en plasjes. De laatste jaren zijn broedgevallen (of vermoedens daartoe) vastgesteld in laagveenmoerassen, maar eerder werden vooral natuurontwikkelingsprojecten (bijvoorbeeld in de uiterwaarden van de grote rivieren) genoteerd (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig. De soort heeft een teruggetrokken leefwijze.

Habitatgevoeligheid: Matig (besloten landschap).

Populatie-effecten: Onbekend. Meeste broedlocaties in reservaten of zeer ontoegankelijk terrein. In kleine gebieden zal het verstoringseffect van recreatie groter zijn dan in grotere gebieden, doordat niet uitgeweken kan worden naar een rustiger locatie.

Meest negatieve effect van: Kanoërs, wandelaars in moerassige gebieden.

Porseleinhoen *Porzana porzana* (broedend)

Soortbeschrijving:

Het porseleinhoen prefereert natte en moerassige terreinen, zoals hoogvenen, natte graslanden, zoetwatermoerassen, geïnundeerde uiterwaarden en verlandingszones van kleiputten, met langdurig plas-drassig staande gras-, russen- of zeggenvegetatie in liefst open landschap met ondiep, voedselrijk water. De soort broedt ook wel in rietmoerassen en dichtbegroeide oevers van grachten en sloten. Het broedvoorkomen in Nederland beperkt zich grotendeels tot de laag- en hoogveenmoerassen, het rivierengebied en het IJsselmeergebied. Het voedsel bestaat grotendeels uit insecten en weekdieren, die worden gevangen in de slikranden (Teixeira 1979, van den Bergh & Helmer 1984, Sovon 1987).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig. De soort heeft een teruggetrokken leefwijze.

Habitatgevoeligheid: Matig (besloten landschap).

Populatie-effecten: Onbekend. Meeste broedlocaties in reservaten of zeer ontoegankelijk terrein. In kleine gebieden zal het verstoringseffect van recreatie groter zijn dan in grotere gebieden, doordat niet uitgeweken kan worden naar een rustiger locatie.

Meest negatieve effect van: Kanoërs, wandelaars in moerassige gebieden.

Kwartelkoning *Crex crex* (broedend)

Soortbeschrijving:

De kwartelkoning broedt bij voorkeur in gemiddeld open terreinen met een kruidenrijke vegetatie, zoals uiterwaarden van rivieren. Echter ook extensief beheerd gras- of akkerland, veenweidegebieden en incidenteel rietvelden, grienden, bosaanplantingen en boomgaarden behoren tot het broedbiotoop. Het voedsel bestaat voornamelijk uit insecten en andere ongewervelde dieren. Het voorkomen in Nederland is tegenwoordig grotendeels beperkt tot het Gelderse rivierengebied en de provincies Friesland en Groningen (van den Bergh 1974, Teixeira 1979, Sovon 1987, Green *et al.* 1997, Boele *et al.* 1999).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Matig (besloten vegetatie in halfopen landschap).

Populatie-effecten: Onbekend. Veel broedlocaties bevinden zich in reservaten of zeer ontoegankelijk terrein. Echter in toenemende mate broedend in uiterwaarden met natuurontwikkeling die vrij opengesteld is voor wandelend publiek.

Meest negatieve effect van: Wandelaars.

Meerkoet *Fulica atra* (niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De meerkoet heeft in de winter een voorkeur voor waterrijke gebieden. De soort gebruikt vooral grote open, zoete dan wel zoute wateren, en daarnaast allerlei wateren verspreid over het hele land. Ook maakt de soort regelmatig gebruik van het stedelijk gebied (stadsparken, grachten en vijvers). Van augustus tot september verblijven grote concentraties in het Lauwersmeer-, het IJsselmeer- en het Deltagebied. Van november tot maart zijn vooral het rivierengebied, de Delta, de randen van het IJsselmeergebied, allerlei wateren in Noord- en Zuid-Holland en enkele Friese meren van belang. Bij strenge vorst verschuift het zwaartepunt naar het zuiden en neemt het belang van de Delta en het rivierengebied toe. De slaapplaatsen bestaan uit rustige, open wateren en de oevers van allerlei wateren. Meerkoeten foerageren voornamelijk op plantaardig materiaal en schelpdieren, in het water of op de oevers, maar ook op akker- en grasland (Boer *et al.* 1974, Sovon 1987, van Roomen *et al.* 1994, Zomerdijk 1994, Voslamber *et al.* 1997).

Onderzochte verstoringseffecten:

- De maximale verstoringafstand van meerkoeten ligt op 130 m gemiddeld. In de nabijheid van frequent gebruikte scheepvaartroutes maar ook elders kunnen broedende en niet-broedende vogels op minder dan 50 m waargenomen worden (Vos 1986, Platteeuw & Beekman 1994, van Harskamp & Henkens 1994, Henkens 1996 beide in Platteeuw & Henkens 1997, Platteeuw & Henkens 1997).
- In het Gooimeer werden zowel aantallen als de verspreiding van de meerkoet negatief beïnvloed door waterrecreatie (Vos 1986).
- Meerkoeten vluchtten eerder voor surfplanken dan voor boten (Madsen 1998).
- Blumstein (2006) vond een opvliegafstand van gem. 20 m bij verstoring door wandelaars.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig tot gemiddeld. Voor verstoring door watersporters is de meerkoet ten opzichte van soorten als brilduiker, tafeleend relatief minder verstoringsevoelig.

Habitatgevoeligheid: Matig tot groot (besloten tot grote open wateren).

Populatie-effecten: Onbekend. In de zomer en het najaar met name effecten te verwachten in ondiepe waterrijke gebieden met veel recreanten zoals de Randmeren. Potentieel in verspreiding en aantallen beperkt door waterrecreatie (surfers).

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie.

Kraanvogel *Grus grus* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

Kraanvogels broeden in uitgestrekte moerasbossen en hoogvenen. Sinds 2001 broedt de kraanvogel weer in Nederland, in het Fochteloërveen, en sindsdien brachten de vogels elk jaar enkele jongen groot. De meeste kraanvogels worden trekkend over Nederland en vooral in het oostelijke gedeelte van het land waargenomen, voornamelijk in maart en in oktober-november. Regelmatig bezochte pleisterplaatsen zijn gelegen in de heide- en hoogveen-gebieden in het oosten van het land en worden gekenmerkt door een geringe mate van verstoring. Tegenwoordig is het aantal vaste pleisterplaatsen beperkt tot enkele gebieden in Limburg en Noord-Brabant. In het verleden telde Nederland meer pleisterplaatsen, waaronder ook enkele gebieden boven de grote rivieren. Ook op extensief gebruikte akker- en graslanden werden toen regelmatig pleisterende kraanvogels aangetroffen. De slaapplekken bestaan uit vennen en ondiepe plassen. Overdag foerageert de soort in omringende akkerbouwgebieden (Braaksma 1957, Vergoossen 1982, Wessels 1983, Sovon 1987).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot. Vlucht op grote afstand (eigen waarnemingen).

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen tot open landschap).

Populatie-effecten: Onbekend. Mogelijke rustgebieden (Groote Peel) afgesloten voor publiek in de trektijd. Broedgebied in huidige situatie afgesloten voor recreatie.

Meest negatieve effect van: Wandelaars, laagvliegend recreatief vliegverkeer.



Kraanvogels. Foto Martin Bonte.

Griel *Burhinus oedicnemus* (broedend)

Soortbeschrijving:

De griel is in ons land sinds 1956 uitgestorven als broedvogel. Sindsdien wordt de soort bijna jaarlijks vastgesteld als zeldzame 'doortrekker' in het voorjaar. Uit ringaflezingen is duidelijk geworden dat een deel van deze vogels van de Britse broedpopulatie afkomstig is. Tot in de jaren vijftig was het een broedvogel van de duinstreek. In het buitenland broeden ze voornamelijk in droge (zonnige) terreinen, waar de vogels hoofdzakelijk 's nachts actief zijn (Bijlsma *et al.* 2001, Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

- De griel reageert sterk op wandelaars en dan met name met hond, zelfs op een afstand van 500 m (Taylor *et al.* 2007).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot. Vlucht op grote afstand.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen tot open landschap).

Populatie-effecten: Onbekend (groot in Engeland).

Meest negatieve effect van: Wandelaars en honden.



Scholeksters rustend op een wadplaat. Foto Luc Hoogenstein.

Scholekster *Haematopus ostralegus* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

Scholeksters zijn zowel weidevogels als kustvogels. In beide biotopen kunnen ze volop aangetroffen worden. De grootste aantallen bevinden zich in het noorden en westen van het land. De vogels broeden in het binnenland vooral op (braakliggende) akkers en op graslanden, aan de kust en op de Waddeneilanden op de kwelders. De scholekster overwintert voornamelijk in kustgebieden met een rijk aanbod aan schelpdieren (o.a. kokkels en mossels). Vooral in het Wadden- en het Deltagebied concentreren zich na het broedseizoen grote aantallen om te ruien en te overwinteren. In veel mindere mate worden de Hollandse kust en binnenlandse gebieden gebruikt om te overwinteren. In de getijdengebieden wordt tijdens laag water gevoerageerd op schelpdieren. Bij uitzonderlijke omstandigheden in de Waddenzee worden de binnenlandse graslanden grenzend aan de kustgebieden veel gebruikt als foerageergebied. De gezamenlijke rustplaatsen liggen in de buurt van de foerageergebieden en bestaan uit rustige, open gebieden, zoals stranden, zandbanken, kwelders, dijken, graslanden en akkers (Sovon 1987, Hulscher *et al.* 1993, Arts *et al.* 1997).

Onderzochte verstoringseffecten:

Recreatie heeft een negatief effect op dichtheid en broedsucces van broedende vogels. Verstoring van adulten met eieren of met jongen resulteerde in verlaagde incubatietijd, en verlaagde voedselopname van ouders tijdens incubatie en van kuikens (Verhulst *et al.* 2001). De aantallen broedende scholeksters op Vlieland waren veel lager in gebieden die intensief door mensen werden bezocht dan in voor publiek gesloten gebieden (de Roos 1972, in van de Kam *et al.* 1999). Scholeksters op het vasteland broedden echter tot dicht bij wegen dan grutto's en kieviten (Wind 1978). Verstoring van een nest leidde tot een verdubbeling van de hartslag. Wanneer deze boven de 350 slagen per min steeg, vlogen de vogels op van het nest (Hüppop & Hagen 1990).

Voor foeragerende scholeksters heeft recreatie een groot effect op met name de tijd die besteed wordt aan foerageren.

Verstorende effecten zijn gemeten door vrijwel alle vormen van recreatie: vliegtuigen, wadlopers, boten:

- Van foeragerende scholeksters aan de kust zijn verstoringafstanden vastgesteld rond 170 m (gemiddeld maximum; Wolff *et al.* 1982 in van de Kam *et al.* 1999, van der Meer 1995, Spaans *et al.* 1996).
- Scholeksters arriveerden later in foerageergebieden aan de kust en vertrokken eerder wanneer er mensen in het gebied aanwezig waren, en waren alerter, maar de tijd besteed aan voedsel zoeken en de voedselopname waren niet lager (Fitzpatrick & Bouchez 1998).
- Op dagen met passerende vliegtuigen op 150-900 m hoogte ontstond een verlies van foerageeruren van 12-17% van der Meer 1985).
- Scholeksters keerden na verstoring door wadlopers heel geleidelijk terug naar het foerageergebied, maar hadden na 2 uur nog niet de helft van hun dichtheid bereikt van voor de verstoring (Spaans *et al.* 1996).
- Scholeksters bleven in een studie van Visser (1986) ten opzichte van andere steltlopers kort in de lucht na verstoring.
- Wanneer minder dan een half uur tot een uur aan foerageertijd verloren ging door opvliegen, konden de scholeksters hiervoor compenseren door langer te foerageren (Urfi *et al.* 1996). Deze compensatie is gebonden aan de voorwaarde dat die extra foerageertijd beschikbaar is, wat niet altijd het geval is in het getijdengebied.
- West *et al.* 2002 voorspelden modelmatig dat veelvuldige kleine verstoringen meer schade toebrengen dan enkele grote verstoringen. Wanneer tijd en energie kosten ten gevolge van de verstoring werden meegerekend bleek dat een relatief laag niveau van verstoring sterfte onder scholeksters meer deed toenemen dan permanent habitat verlies.
- Hoogwatervluchtplaatsen van steltlopers zijn in het algemeen erg verstoringgevoelig. Motorboten en zeilboten veroorzaakten hierbij minder verstoringreacties dan roeiboten en surfers (Duitsland, Dietrich & Koepff 1986). Deze auteurs stellen op basis van onderzoek

aan steltlopers op hoogwatervluchtplaatsen voor een onverstoorde zone van 500 m rond de hoogwatervluchtplaatsen te handhaven.

- Terugkeertijden van Engelse scholeksters duurde gemiddeld 27 min, maar was korter naarmate de vogels een grotere voedselbehoefte hadden (in de winter; Stillman & Goss-Custard, 2002).
- Goss-Custard *et al.* (2006) concludeerde dat scholeksters onder slechte voedselomstandigheden slechts 0,2-0,5 keer per uur verstoord worden voordat dit nadelige consequenties had voor de conditie. Bij goede voedselomstandigheden konden scholeksters ci. 1-1,5 keer per uur verstoord worden voordat nadelige consequenties voor de conditie optraden.
- Verstoring van foeragerende adulten tijdens de eifase leidde tot vermindering van voedselopname en tevens tot verminderde incubatieduur van de eieren. Verstoring van families met kuikens leidde ertoe dat minder voedsel aan de kuikens werd overgedragen (Verhulst *et al.* 2001).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Zowel in de broedtijd als daarbuiten gemiddeld. Rustende maar met name foeragerende scholeksters zijn gevoelig voor verstoring.

Habitatgevoeligheid: Groot (open kustgebieden).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig, mogelijk enge effecten door hoge recreatiedruk in kustgebieden. Doordat de vogels foerageren in open gebieden, zal recreatie hier het foerageersucces van de vogels beïnvloeden. Als compensatie voor verloren tijd of energie ten gevolge van verstoring niet mogelijk is, worden gebieden verlaten. De mogelijkheden tot het verleggen van de foerageergebieden zijn beperkt.

Meest negatieve effect van: Recreatie in de kustgebieden van alle typen.

Steltkluut *Himantopus himantopus* (broedend)

Soortbeschrijving:

Het broedbiotoop van de steltkluut bestaat uit ondiepe zoete of brakke wateren in open landschappen, zoals kustlagunes, riviermondingen, heidevennen, moerassen en ingepolderde of opgespoten terreinen. De nesten bevinden zich op de oevers, op zandbanken, in natte grasvelden of in kwelders. Het voedsel bestaat hoofdzakelijk uit waterinsecten, kreeftachtigen en weekdieren (Teixeira 1979, Sovon 1987, Meininger & Schekkerman 1990).

Onderzochte verstoringseffecten:

Blumstein (2006) vond een gemiddelde opvliegafstand van 40 m bij verstoring door wandelaars.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen tot open landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Het is aannemelijk dat de soort in gebieden met een hoge verstoringsdruk op gelijke wijze reageert als andere broedende steltlopers. Daarbij kan door verlies van foerageertijd en verstoorde incubatiepatronen het broedsucces aangetast worden.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Kluut *Recurvirostra avosetta* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De kluut nestelt op kale of schaars begroeide, vaak buitendijkse terreinen, zoals kwelders, strandvlakten, zandplaten, afgesloten zeearmen, inlagen en krekken, opspuitterreinen en ingepolderde gebieden. In de kuststreek wordt ook binnendijs gebroed op akkers en graslanden. De foerageergebieden en slaapplekken bevinden zich in de buurt van het nest en bestaan uit ondiepe wateren met een zachte slibrijke bodem. Het broedvoorkomen is grotendeels beperkt tot het Wadden-, Delta- en IJsselmeergebied. Daarnaast zijn een aantal zoetwatergebieden in het westen van het land en het rivierengebied van belang. Na de broedtijd concentreert de soort (zowel eigen broedvogels, hun jongen als vogels van elders) zich in de meest slibrijke delen van het Waddengebied, het Deltagebied en de Oostvaardersplassen (Tjallingii 1971, Kooyman 1978, Engelman & Blomert 1985, Ruitenbeek 1985, Sovon 1987).

Onderzochte verstoringseffecten:

Verstoring van hoogwatervluchtplaatsen binnen 500 m afstand (Duitsland, Dietrich & Koepff 1986).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Groot (open kustgebieden en -wateren).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Door afhankelijkheid van open gebieden zowel in broedseizoen als daarbuiten gevoelig voor hoge recreatiedruk in deze gebieden.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie in de kustgebieden.



Paartje kluten. Foto Luc Hoogenstein.

Bontbekplevier *Charadrius hiaticula* (broedend & niet-broedend)**Soortbeschrijving:**

De bontbekplevier broedt bij voorkeur op schaars begroeide plekken, zoals stranden, duinranden, laagtes bij zeedijken, strandweiden en oevers van meren, plassen en rivieren, maar ook op akker- en weiland, kunstmatige zandafzettingen en opspuitterreinen. Geheel kale vlaktes worden gemedend. De foerageergebieden liggen vlak bij het nest en bestaan uit zand- en modderbanken en oeverzones van rivieren en plassen. Het voedsel bestaat hoofdzakelijk uit wormen, weekdieren en kreeftachtigen. Vooral het Wadden- en Deltagebied zijn van belang voor broedende vogels en daarnaast komen kleinere aantallen voor in het Amsterdamse havengebied en de Flevopolders. Ook in het najaar en de winter is de verspreiding grotendeels beperkt tot de kustgebieden. Tijdens de trek (augustus/september) zijn grote aantallen aanwezig in het Delta- en Waddengebied, en zijn kleinere aantallen aanwezig rond het IJsselmeer, in de Flevopolders, langs het Noordzeekanaal en langs de rivieren. In de winter zijn de aantallen veel geringer en is vooral het Deltagebied van belang. De voorjaars trek beperkt zich in nog grotere mate dan de najaars trek tot het Delta- en het Waddengebied (Kooyman 1978, Teixeira 1979, Sovon 1987, van Dijk *et al.* 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Broedende vogels op Terschelling en Vlieland hadden een lager broedsucces dan in onverstoorde territoria op Griend. Met name vogels in territoria aan de Wadkust leken gevoelig voor verstoring (Tulp 1998).
- Een vergelijkbare plevierensoort die op stranden in Nieuw-Zeeland broedt, was erg gevoelig voor verstoring door wandelaars op het strand, en met name die met honden (verstoringssafstand tot 100 m; Lord *et al.* 2001).
- Foeragerende vogels in de kustgebieden hadden een maximale opvliegafstand van 150 m (van der Meer 1985).
- In het deltaggebied brengen bontbekplevieren niet genoeg jongen groot om de populatie in stand te houden (Majoor & Meininger 2005). Deze ontwikkeling wordt o.a. veroorzaakt door verstoring van recreanten. Zo wordt niet meer op de stranden gebroed en zijn alternatieven niet voldoende voorhanden.
- Voor verschillende stranden in Engeland werd modelmatig vastgesteld dat door verdubbeling van verstoring het aantal broedparen met 23% zal afnemen en dat het uitbannen van enige vorm van menselijke verstoring een toename van 85% teweeg bracht (Liley & Sutherland 2007).
- Het verlies van nesten en verlaging van broedsucces door verstoring door wandelaars, honden en andere recreanten veelvuldig aangetoond (Schulz & Stock 1992; Arts 2000; Colwell *et al.* 2005).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Groot (open kustgebieden).

Populatie-effecten: Groot. Door hoge recreatiedruk is aantal broedplaatsen waarschijnlijk beperkt, en kan broedsucces en foerageersucces beperkt worden. Het is aannemelijk dat vestiging op potentieel geschikte stranden niet plaatsvindt door verstoring door recreanten.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie voor broedende vogels, wandelaars en waterrecreatie voor foeragerende vogels.

Strandplevier *Charadrius alexandrinus* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

Broedgebieden van de strandplevier worden gekenmerkt door kale of schaarse begroeiing in open terreinen in de omgeving van meestal zoute of brakke wateren. Ze omvatten overwegend rustige zandstranden, zandduinen en schelpenstranden. Oneffen terreinen en geheel onbeschutte stranden worden gemeden. Tegenwoordig broedt de soort vooral in het Deltagebied. Daarnaast komen kleinere aantallen tot broeden in het Waddengebied en langs de randen van IJsselmeer. De huidige broedgebieden omvatten vooral drooggevallene platen en slikken en opgespoten terreinen, en in mindere mate natuurlijke binnendijkse en getijdengebieden. De soort foerageert voornamelijk op insecten en wormen in de buurt van het nest, op vloedmerken en in de intergetijdengebieden. In het najaar wordt gebruik gemaakt van kale of schaars begroeide terreinen langs de kust om te ruien. De ruiplaatsen grenzen aan voedselrijke gebieden en zijn veelal gevrijwaard van verstoring (Voous 1960, Kooyman 1978, Arts & Meininger 1997, Tulp 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Broedende vogels op Terschelling en Vlieland hadden een lager broedsucces dan in onverstoord territoria op Griend. Met name vogels in territoria aan de Wadkust leken gevoelig voor verstoring (Tulp 1998).
- Schulz en Stock (1992, in Arts 2000) toonden aan dat op de Duitse Waddeneilanden drie keer zoveel nesten verloren gingen in druk gebruikte gebieden (wandelen, zonnebaden) dan in minder druk bezochte gebieden. Nesten gingen verloren door bv. verstoring, vertrapping en honden. Na afsluiting van een deel van het strand verdubbelde daar het aantal broedparen, terwijl het aantal broedparen in het niet afgezetste deel afnam met 25%. Het broedsucces van de strandplevieren ging achteruit naarmate de verstoringintensiteit hoger was (Schulz & Stock 1993 in Arts 2000).
- Een vergelijkbare plevierensoort die op stranden in Nieuw-Zeeland broedt, was erg gevoelig voor verstoring door wandelaars op het strand, en met name die met honden (verstoringafstand tot 100 m; Lord *et al.* 2001).
- Voor de strandplevier geldt hetzelfde als voor de bontbekplevier: er worden niet genoeg jongen groot gebracht om de populatie in stand te houden (Majoor & Meininger 2005). Deze ontwikkeling wordt o.a. veroorzaakt door verstoring van recreanten. Zo wordt niet meer op de stranden gebroed en zijn alternatieven niet voldoende voorhanden.
- Bij strandplevieren leidde toenemende verstoring tot toenemende verstoringgevoeligheid (Lafferty 2001a).
- Overwinterende strandplevieren (ondersoort *nivosus*) aan de kust van Californië werden disproportioneel meer verstoord door loslopende honden dan door andere bronnen van verstoring. Overwinterende strandplevieren reageerden pas op wandelaars, honden en paarden op een afstand van 40 m, terwijl broedende strandplevieren al op circa 80 m werden verstoord (Lafferty 2001b).
- Het verlies van nesten en verlaging van broedsucces door verstoring door wandelaars, honden en andere recreanten veelvuldig aangetoond (Schulz & Stock 1992; Arts 2000; Colwell *et al.* 2005).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld. Schulz & Stock (1992 in Meininger & Graveland 2002) bevelen aan een bufferzone van 150-200 m aan te houden rond broedende strandplevieren.

Habitatgevoeligheid: Groot (open kustgebieden). Een uitgebreid overzicht van de effecten van verstoring door recreatie op vestiging, verspreiding en broedsucces van kustbroedvogels wordt gegeven door Arts (2000).

Populatie-effecten: Groot. Door hoge recreatiedruk is aantal broedplaatsen waarschijnlijk beperkt, en kan broedsucces en foerageersucces beperkt worden. De soort is bijna geheel van de stranden verdwenen en broedt voornamelijk alleen nog in natuurgebieden

(Meininger & Arts 1997). Het is dan ook aannemelijk dat vestiging op potentieel geschikte stranden niet plaatsvindt door verstoring door recreanten.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie voor broedende vogels, wandelaars en waterrecreatie voor foeragerende vogels.

Goudplevier *Pluvialis apricaria* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De goudplevier prefereert open grasland op zeeklei- of veenbodems en daarnaast akkerland. Gesloten graslanden worden grotendeels gemedend. Zowel in het voor- als in het najaar is de presentie het hoogst in de lage gedeelten van Noord- en West-Nederland, in de IJsseldelta en langs de grote rivieren. Na langdurige regenval zijn ze ook wel op akkerland te vinden. Op de hogere zandgronden en in de Flevopolders is de soort schaars. In de wintermaanden is de verspreiding grotendeels gelijk aan die in het voor- en najaar, maar dan ligt het zwaartepunt wat meer in het westen van het land. In strenge winters wordt Nederland grotendeels verlaten. Als slaap- en rustplaats worden zowel de foerageergebieden als drooggevalen zand- en modderbanken in het getijdengebied gebruikt. In het najaar worden de bovengenoemde gebieden tevens gebruikt als ruipaas (Jukema 1982, Sovon 1987, van der Hut 1992a, van Roomen *et al.* 1994, Voslammer *et al.* 1997).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Broedsucces van goudplevieren in Engeland werd negatief beïnvloed door recreatie. Vogels broedden minder, en foerageertijd van de kuikens was korter doordat de ouders meer opvlogen en meer alarmgedrag vertoonden. Bij hogere recreatiedruk werd het territorium verlaten. Aanwezigheid van honden in de buurt van het territorium leidde tot extra verstoring. De verstoringafstand lag tussen 50 en 200 m afhankelijk van de broedfase (Yalden & Yalden 1989, 1990). Goudplevieren broeden niet in Nederland, maar deze bevindingen zijn relevant voor het gedrag van andere soorten broedende steltlopers in Nederland.
- Foeragerende goudplevieren in de kustgebieden hadden een verstoringafstand van 70 m (Spaans *et al.* 1996).
- De afstand waarop werd opgevlogen was voor wandelaars met hond significant hoger dan zonder hond (Taylor *et al.* 2005).
- Bij goudplevieren werd ook vastgesteld dat de soort gevoeliger was voor verstoring gedurende de eileg dan daarna (Yalden & Yalden 1990). Dit werd eveneens vastgesteld voor de bonte strandloper (Pearce-Higgins *et al.* 2007).
- De gemodelleerde groeisnelheid van de goudplevier onder verstoring door wandelaars met honden (inclusief doodbijten van jongen door honden) was 1,02 en zonder verstoring 1,07 (Pearce-Higgins & Yalden 2003).
- In het Peak District (Engeland) vermeden goudplevieren een zone van 50 m rondom wandelpaden (Finney *et al.* 2005). Het onderzoek had plaats in de omgeving van een bestraat deel van een wandelroute, de zogenaamde Pennine Way. Voordat dat deel van de route werd aangelegd, staken veel wandelaars middendoor gebiedsdelen heen, waardoor de zone rondom het wandelpad die goudplevieren meden circa 200 m bedroeg. Het verbeteren van het pad waardoor wandelaars slechte delen van de paden niet meer afsneden maar over het pad bleven lopen, resulteerde dus in een forse vermindering van de verstoring. De auteurs geven aan dat een enkel pad door een wijds gebied heen geen kwaad kan voor de goudplevier, maar dat doorsnijding met een scala aan paden met een tussenafstand van 400 m of minder de goudplevier kan doen verdwijnen uit geschikt habitat.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld tot groot (open graslanden).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Verstoringsrisico in de kustgebieden vergelijkbaar met scholekster. In het binnenland mogelijk groter door verminderde beschikbaarheid van onverstoorte foerageer- en rustgebieden.

Meest negatieve effect van: Wandelaars en honden, in de kustgebieden wandelaars en waterrecreatie.

Zilverplevier *Pluvialis squatarola* (niet-broedend)

Soortsbeschrijving:

De zilverplevier wordt het gehele jaar in Nederland gezien, maar voornamelijk tijdens de trek (april/mei en augustus-oktober). De soort heeft een voorkeur voor zoutwatermilieus en concentreert zich tijdens de trek in het Wadden- en Deltagebied, waar een deel van de vogels in het najaar een gedeeltelijke rui doormaakt. Ook in de wintermaanden is verspreiding grotendeels beperkt tot Wadden- en Deltagebied. In zeer geringe mate maakt de soort gebruik van geschikte binnenlandse gebieden. In het getijdengebied wordt met laag water gefoerageerd op het drooggevalen wad (voornamelijk zeeduizendpoten). Met hoog water worden gemeenschappelijke rustplaatsen gebruikt, die bestaan uit open, vlakke gebieden, zoals stranden, zandplaten en kwelders (Kersten & Piersma 1984, Sovon 1987, van Roomen *et al.* 1994, Voslamber *et al.* 1997).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Van foeragerende vogels in de kustgebieden zijn verstoringafstanden vastgesteld van 150-200 m (van der Meer 1985) en van 94 m (Spaans *et al.* 1996). Vogels op hoogwatervluchtplaatsen worden verstoord bij benadering binnen 500 m (Dietrich & Koepff 1986).
- Versturende effecten zijn gemeten tijdens een kitesurf-evenement in het najaar, op het Grevelingenmeer (van Rijn *et al.* 2006). Van de aanwezige vogels verdween 100% uit het verstoorte gebied.
- Blumstein (2006) vond een gemiddelde opvliegafstand van 35 m bij verstoring door wandelaars.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Groot (open kustgebieden).

Populatie-effecten: Mogelijk matige effecten door afhankelijkheid van kustgebieden met hoge recreatiedruk. Vergelijkbaar met scholekster.

Meest negatieve effect van: Wandelaars en waterrecreatie in de kustgebieden.

Kievit *Vanellus vanellus* (broedend & niet-broedend)

Soortsbeschrijving:

Broedden kieviten vroeger voornamelijk in kleinschalige cultuurlandschappen, tegenwoordig zijn ze vooral te vinden op maisakkers en grote open weidegebieden. In sommige landen (waaronder Ierland) is echter zichtbaar dat bij zeer sterke intensivering van het landgebruik zelfs kieviten niet flexibel genoeg zijn om te kunnen overleven. De populatie is daar plotseling ingestort. In Nederland lijkt de situatie voor de kievit vooralsnog prima; in 2000 werden 200.000 tot 300.000 broedparen vastgesteld. Buiten het broedseizoen bestaat het biotoop van de kievit uit open terreinen met een niet al te hoge begroeiing; vooral grasland geniet de voorkeur. Meteen na de broedtijd verzamelen zich grote groepen in het oostelijk rivierengebied. Wat later worden ook de overige graslanden (en ook wel akkerlanden) bezet en is de soort in heel Nederland algemeen. Het voedsel bestaat uit wormen en insecten (Sovon 1987, van der Hut 1992a).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Langs wegen is de dichtheid aan broedende kieviten lager (Reijnen *et al.* 1996, Tulp *et al.* 2002). Er is geen onderzoek gevonden naar het verband tussen recreatie en de afstand van broedende vogels tot wegen. Verstoringseffecten op broedende goudplevieren zijn waarschijnlijk ook van toepassing op kieviten (zie bij goudplevier hierboven).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld. Meer verstoringsevoelig in broedseizoen dan daarbuiten.

Habitatgevoeligheid: Matig tot gemiddeld (halfopen en open landschap).

Populatie-effecten: Matig. De soort lijkt weinig gevoelig voor verstoring. Bij hoge recreatiedruk kan broedsucces en dichtheid aan broedende vogels worden aangetast. Buiten het broedseizoen foerageren vogels in grote mate 's nachts, waardoor recreatie vooral voor groepen rustende vogels een rol kan spelen.

Meest negatieve effect van: Wandelaars, honden.

Kanoetstrandloper *Calidris canutus* (niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De kanoetstrandloper is gebonden aan het mariene milieu. Tijdens de trek (rond mei en augustus) concentreren zich grote aantallen in het Wadden- en Deltagebied. In de overige gebieden is de soort schaars. In het getijdengebied wordt tijdens laag water gevoerageerd op geschikte schelpdieren. Tijdens hoog water wordt gerust op kale zandige platen, stranden en kwelderranden. De slikkige gedeelten van de Waddenzee langs de Fries-Groningse kust worden niet gebruikt als foerageergebied. De soort gebruikt het Wadden- en Deltagebied tevens om te ruien (Sovon 1987, Piersma *et al.* 1993, Piersma 1994).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Het aantal foeragerende kanoeten in estuaria met hoge recreatiedruk in Wales en Schotland is drastisch afgenomen, wat (niet bewezen) wordt toegeschreven aan de toegenomen recreatiedruk (wandelaars, honden, paardrijders). De vogels in Wales zijn verhuisd naar een nabijgelegen estuarium met lagere recreatiedruk (Furness 1973a & 1973b, Mitchell *et al.* 1988).
- Voor foeragerende vogels in het kustgebied is een verstoringafstand van 50 m vastgesteld (Spaans *et al.* 1996).
- Vogels op hoogwatervluchtplaatsen worden verstoord bij benadering binnen 500 m (Dietrich & Koepff 1986).
- In zes verschillende kustgebieden in Engeland werd vastgesteld dat aantallen kanoet in de nabijheid van voetpaden significant lager waren, terwijl die van rotganzen hoger lagen (Burton *et al.* 2002a).
- Versturende effecten zijn gemeten tijdens een kitesurf-evenement in het najaar, op het Grevelingenmeer (van Rijn *et al.* 2006). Van de aanwezige vogels verdween 100% uit het verstoorde gebied.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Groot (open kustgebieden).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Mogelijke effecten door afhankelijkheid van waddengebieden met een hoge recreatiedruk. Kanoeten foerageren in groepen in de Waddenzee en de Delta. Bij hoge recreatiedruk en wanneer onverstoorde gebieden verdwijnen, kunnen effecten op populatieniveau optreden. Type effecten vergelijkbaar met scholekster.

Meest negatieve effect van: Wandelaars, waterrecreatie.

Drieteenstrandloper *Calidris alba* (niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De drieteenstrandloper heeft een voorkeur voor zandige biotopen in het mariene milieu, zoals stranden en zandplaten in het getijdengebied, waar ze meestal worden aangetroffen langs de waterlijn. De meer slikkige gedeelten van de kust worden gemedend. De soort wordt het gehele jaar door, maar vooral in september/oktober in Nederland gezien. De waarnemingen beperken zich grotendeels tot het Wadden- en Deltagebied en de Noordzeekust. Waarnemingen in het binnenland zijn schaars (Sovon 1987, van Roomen *et al.* 1994, Voslamber *et al.* 1997).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Foerageertijd van drieteenstrandlopers in de VS ging, ten gevolge van vaker opvliegen en een hogere mate van alertheid, meer omlaag naarmate meer mensen op het strand aanwezig waren. Vogels waren 's ochtends vroeg gevoeliger voor verstoring dan 's avonds. 's Nachts werd gecompenseerd voor overdag verloren foerageertijd (Burger & Gochfeld 1991).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Groot (open kustgebieden).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig tot groot. Hoewel de soort in principe niet bijzonder verstoringsgevoelig is, treden door hoge recreatiedruk langs onze stranden mogelijk wel populatie-effecten op. Met name langs de Noordzeestranden in de Delta en Noord- en Zuid-Holland komt de soort mogelijk minder voor ten gevolge van recreatie. Een aanwijzing hiervoor is dat de soort landelijk een toename vertoont, maar op deze stranden juist in aantal achteruit gaat (van Turnhout & van Roomen 2008). Ook ontbreekt langs de Zuid-Hollandse stranden de voorjaarsrekpiek, terwijl die in het Waddengebied wel goed zichtbaar was. Bij een hoge recreatiedruk valt de mogelijkheid tot compenseren van verloren foerageertijd weg, alsook uitwijken naar rustiger stranden.

Meest negatieve effect van: Wandelaars en honden langs kust.

Krombekstrandloper *Calidris ferruginea* (niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De krombekstrandloper heeft een voorkeur voor de slibrijke bodems in het mariene milieu. De soort maakt vooral gebruik van het getijdengebied en kwelders, en in veel mindere mate van binnenlandse gebieden, zoals vloeivelden, oevers van vennen en rivieren. De presentie is in Nederland het hoogst tijdens de najaarstrek (juli-oktober). De soort heeft een voorkeur voor de slibrijke delen van het Wadden- en Deltagebied, zoals het Balgzand, het Lauwersmeer, de wadzijde van de Waddeneilanden, de Friese wadkust en de Westerschelde. Het voedsel bestaat voornamelijk uit weekdieren, wormen en kreeftachtigen, die met laag water op het wad en in de kwelders worden gevangen. Tijdens hoog water wordt vaak gezamenlijk met Bonte Strandlopers gerust op stranden en kwelders. Tijdens hun verblijf in Nederland ruien ze hun lichaamsveren geheel of gedeeltelijk (Boere 1977, Jukema 1979, Roselaar 1979, Sovon 1987, Cramp 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Hoogwatervluchtplaatsen van steltlopers zijn in het algemeen erg verstoringsgevoelig. Dietrich & Koepff (1986) stellen voor een onverstoorde zone van 500 m rond hoogwatervluchtplaatsen te handhaven.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Groot (open kustgebieden).

Populatie-effecten: Mogelijk matig. Bij hoge recreatiedruk kan voedselopname van foeragerende vogels beperkt worden en verdwijnen vogels uit het foerageergebied.

Meest negatieve effect van: Land- en waterrecreatie in de kustgebieden.

Bonte strandloper *Calidris alpina* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De bonte strandloper heeft een voorkeur voor het zoute milieu, vooral getijdengebieden met voldoende aanbod aan ongewervelde dieren, en in veel mindere mate gebieden in het binnenland, zoals de randen van het IJsselmeer, slikkige oevers van rivieren en andere wateren in Noord- en West-Nederland. De soort wordt het gehele jaar door in Nederland gezien, maar de hoogste presentie wordt bereikt tijdens de trek (maart/april en augustus/november). In het najaar doet vooral het Waddengebied dienst als rui- en doortrekgebied. Zowel het Delta- als het Waddengebied vormen belangrijke overwinteringsgebieden. In het voorjaar nemen de aantallen in het Deltagebied weer af en nemen de aantallen in het Waddengebied sterk toe. De gezamenlijke rustplaatsen bevinden zich op stranden, zand- en modderbanken en kwelders (Sovon 1987, van Roomen *et al.* 1994, Voslamber *et al.* 1997).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Voor foeragerende vogels in het kustgebied is de verstoringafstand 93 m. (gemiddeld maximum; Spaans *et al.* 1996, van der Meer 1985).
- Het aantal foeragerende bonte strandlopers in estuaria met hoge recreatiedruk in Wales is drastisch afgenomen, wat (niet bewezen) wordt toegeschreven aan de toegenomen recreatiedruk (wandelaars, honden, paardrijders). De vogels in Wales zijn verhuisd naar een nabijgelegen estuarium met lagere recreatiedruk (Mitchell *et al.* 1988).
- Hoogwatervluchtplaatsen van steltlopers zijn in het algemeen erg verstoringgevoelig. Dietrich & Koepff (1986) stellen voor een onverstoorde zone van 500 m rond hoogwatervluchtplaatsen te handhaven.
- Voor de bonte strandloper werden sterk verschillende verstoringafstanden vastgesteld, welke mogelijk worden veroorzaakt door gewinning (Smit & Visser 1993). In de Mokbaai werd een afstand van ca. 20 m getolereerd, terwijl de soort op het wad ten oosten van Texel al tussen de 100-200 m opvlogen.
- In zes verschillende kustgebieden in Engeland werd vastgesteld dat aantallen in de nabijheid van voetpaden significant lager waren (Burton *et al.* 2002a).
- Versturende effecten zijn gemeten tijdens een kitesurf-evenement in het najaar, op het Grevelingenmeer (van Rijn *et al.* 2006). Van de aanwezige vogels verdween 100% uit het verstoorde gebied.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Groot (open kustgebieden).

Populatie-effecten: Mogelijk matig, door afhankelijkheid van waddengebieden waar hoge recreatiedruk is. Bij hoge recreatiedruk kan de voedselopname van foeragerende vogels beperkt worden en verdwijnen vogels uit het foerageergebied.

Meest negatieve effect van: Wandelaars en waterrecreatie in de kustgebieden.

Kemphaan *Philomachus pugnax* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De kemphaan heeft als broedvogel een voorkeur voor extensief beheerde, vochtige graslanden met ondiepe sloten en poelen. Tegenwoordig is het voorkomen grotendeels beperkt tot schrale graslanden in het veenweidegebied, maar in het verleden kwam de soort ook veel voor in vochtige heidegebieden, natte duinvalleien, vennen en moerassen. De gemeenschappelijke baltsplaatsen liggen aan de waterrand, meestal op een iets verhoogde plek. Kemphanen foerageren in de buurt van de nest- of baltsplaats in natte weilanden, langs of in sloten en op ondergelopen land. Gedurende de voor- en najaarstrek verblijft de soort in groepen op pleister- en slaapplaatsen in Noord-Nederland, het IJsselmeergebied, de Zaanstreek en het Deltagebied. Als foerageergebied gebruiken ze dan ook drogere graslanden en zelfs akkers. De slaapplaatsen bestaan voornamelijk uit oeverzones van allerlei plassen. Slechts kleine aantallen overwinteren in Nederland, vooral in Zeeuws-Vlaanderen (Brinkkemper 1979, Sovon 1987, Beintema *et al.* 1995).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (open landschap).

Populatie-effecten: Onbekend. Bij een hoge recreatiedruk kan voedselopname van foeragerende vogels beperkt worden.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Watersnip *Gallinago gallinago* (broedend)

Soortbeschrijving:

Het broedbiotoop van de watersnip bestaat uit vochtige terreinen, zoals moerassen, veengebieden, vochtige heidevelden, uiterwaarden, stroomdalen en vochtige graslanden, soms van zeer beperkte omvang. Een gemiddeld zachte bodem is van belang tijdens het voedsel zoeken en op de kleigronden is de soort dan ook schaars (Teixeira 1979, Sovon 1987, Beintema *et al.* 1995).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen en open landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Door het voorkomen in natte en slecht toegankelijke gebieden is het effect van recreatie waarschijnlijk beperkt. Ook hier geldt echter dat aanwezigheid in de buurt van wegen of paden kan resulteren in een lager broedsucces, vergelijkbaar met andere broedende steltlopers zoals de goudplevier in Engeland.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Grutto *Limosa limosa* (broedend & niet-broedend)**Soortbeschrijving:**

90% van de grutto's in Noordwest-Europa broedt in Nederland. Daarmee is Nederland het belangrijkste Europese gruttoland. Omstreeks midden jaren zestig, is met de agrarische veranderingen, het aantal grutto's bergafwaarts gegaan. Anno 1990 waren er naar schatting een kwart minder grutto's in kerngebieden en 50 tot 100% minder in de overige broedgebieden. Er resteren anno 2000 nog 46.000 paren en de populatie neemt nog steeds fors af. Nederlandse grutto's broeden bij voorkeur op natte of vochtige matig voedselrijke kruidenrijke graslanden (veenweiden) met een lange vegetatie die in de ruimte gevarieerd is, en welke laat in de zomer (augustus / september) gemaaid wordt. Grutto's leven van wormen en ander klein gedierte dat op of in de bodem leeft. Buiten de broedtijd heeft de grutto een voorkeur voor vochtige gebieden, zoals zoetwaterslikken, vochtige graslanden, uiterwaarden, hoogveen en natte heidegebieden, opspuiterreinen en kwelders. Voor en na de broedtijd zijn de belangrijke slaap- en pleisterplaatsen gelegen in de lage delen van Nederland en in mindere mate op de hogere zandgronden. In de wintermaanden verblijft een beperkt aantal Grutto's langs de Westerschelde. De slaapplekken worden gekenmerkt door de aanwezigheid van ondiep water. Ze liggen soms op enkele tientallen kilometers verwijderd van de voedselgebieden (Mulder 1972, Sovon 1987, Gerritsen 1990, Zwarts 1993, Zomerdijs & Groen 1993, Beintema *et al.* 1995).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Langs wegen is de dichtheid aan broedende grutto's lager (Reijnen *et al.* 1996, Tulp *et al.* 2002). Er is echter geen onderzoek gedaan naar het verband tussen recreatie en de afstand van broedende vogels tot wegen. Effecten van verstoring op broedende grutto's zullen vergelijkbaar zijn met die bij broedende goudplevieren (zie hierboven). Nachtelijk kunstlicht van lantaarnpalen had bij broedende grutto's in weidevogelgebied een negatief effect op het ruimtegebruik en de eilegdatum (Molenaar *et al.* 2000).
- In een studie naar verstoring door wandelaars in het Deense reservaat Tipperne werd vastgesteld dat 1 wandelaar welk dagelijks 7 maal een vaste route door het terrein aflegt het aantal territoria grutto's in een omtrek van 300-500 m reduceert (Holm & Laursen 2008). De energiekosten per dag namen bij 2 bezoeken toe met 0,9% en bij 7 bezoeken toe met 3,5%. De afstand waarop verschilde tussen 2 bezoeken en 7 bezoeken (95 m respectievelijk 79 m) waardoor mogelijk sprake is van gewenning. Tijdens verstoring door de wandelaar werd het studiegebied significant vaker verlaten door grutto's dan voor of na de verstoring. De lengte van het verlaten van nesten was tijdens verstoringen langer dan daarbuiten, waardoor predatierisico's groter worden.
- In zes verschillende kustgebieden in Engeland werd vastgesteld dat aantallen in nabijheid van voetpaden significant lager waren (Burton *et al.* 2002a).
- Versturende effecten zijn gemeten tijdens een kitesurf-evenement in het najaar, op de Grevelingen (van Rijn *et al.* 2006). Van de aanwezige vogels verdween 100% uit het verstoorde gebied.
- Modelvliegtuigjes en ultralights hadden op weidevogels als grutto en wulp een groter effect dan sportvliegtuigjes (Dietrich *et al.* 1989) in (Bruderer & Komenda-Zehnder 2005).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen en open landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Door een hoge recreatiedruk kunnen broedende vogels vaker opvliegen, waardoor het broedsucces aangetast kan worden.

Meest negatieve effect van: Wandelaars, honden.

Rosse grutto *Limosa lapponica* (niet-broedend)

Soortsbeschrijving:

De rosse grutto heeft een voorkeur voor de kustgebieden. Vooral gemiddeld zandige gebieden in het Wadden- en Deltagebied genieten de voorkeur. Met laag water wordt in het getijdengebied gefoerageerd op ongewervelde dieren. Met hoog water wordt gezamenlijk gerust op stranden, zandplaten en kwelders. In het voorjaar foerageren rosse grutto's langs de Fries-Groningse kust, en op Texel ook veel op grasland. In het najaar worden het Wadden- en Deltagebied door een deel van de vogels gebruikt om te ruien. De presentie in Nederland is het hoogst tijdens de trektijd (april/mei en augustus-oktober). Met zeer strenge vorst neemt het belang van het Waddengebied af en dat van het Deltagebied toe. In het binnenland is de soort schaars (Sovon 1987, van Roomen *et al.* 1994, Voslamber *et al.* 1997).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Voor foeragerende vogels in het kustgebied zijn verstoringafstanden vastgesteld van 122 m. (gemiddeld maximum; Wolff *et al.* 1982 in van de Kam *et al.* 1999, van der Meer 1985, Spaans *et al.* 1996 en Blumstein *et al.* 2003). De tijd die besteed kan worden aan foerageren neemt ten gevolge van recreatie af. Rosse grutto's blijven na verstoring door een vliegtuig relatief lang in de lucht (114 sec; Visser 1986).
- Het aantal foeragerende rosse grutto's in estuaria met hoge recreatiedruk in Wales is drastisch afgenomen, wat (niet bewezen) wordt toegeschreven aan de toegenomen recreatiedruk (wandelaars, honden, paardrijders). De vogels in Wales zijn verhuisd naar een nabijgelegen estuarium met lagere recreatiedruk (Mitchell *et al.* 1988).
- Hoogwatervluchtplaatsen van rosse grutto's zijn erg verstoringsegevoelig. Dietrich & Koepff (1986) stellen voor een onverstoorde zone van 500 m rond hoogwatervluchtplaatsen te handhaven.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Groot (open kustgebieden).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig door afhankelijkheid van de soort van kustgebieden met hoge recreatiedruk. Hierdoor kan de voedselopname van foeragerende vogels beperkt worden en kunnen vogels uit het foerageergebied verdwijnen.

Meest negatieve effect van: Wandelaars en waterrecreatie in de kustgebieden.

Wulp *Numenius arquata* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De wulp broedt met name in heide-, hoogveen- en duingebieden, waar ze foerageren op regenwormen en andere ongewervelde bodembewoners. Het aantal wulpen in Nederland wordt vastgesteld op ongeveer 6.900 paren. De wulp heeft buiten het broedseizoen een voorkeur voor de kustgebieden. Vooral in het Wadden- en Deltagebied komen grote aantallen voor. Hier wordt tijdens laag water gefoerageerd op drooggevalen platen en modderbanken. Tijdens hoog water worden gemeenschappelijke rustplaatsen gebruikt, die gelegen zijn op aangrenzende kwelders, grasachtige gebieden en open, zandige gebieden. Het Delta- en Waddengebied zijn tevens belangrijke ruigebieden. Langs meren, rivieren en plassen, en op graslanden in het binnenland worden meer verspreid, maar veelvuldig foeragerende en slapende wulpen aangetroffen (Boere 1977, Rozemeijer 1984, Sovon 1987, van der Hut 1992a, van Roomen *et al.* 1994, Voslamber *et al.* 1997).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Langs wegen is de dichtheid aan broedende wulpen lager (Reijnen *et al.* 1996, Tulp *et al.* 2002). Er is geen onderzoek gedaan naar het verband tussen recreatie en de afstand van broedende vogels tot wegen. Waarschijnlijk heeft verstoring vergelijkbare effecten op broedende wulpen als op broedende goudplevieren (zie hierboven).
- Verstoringsafstand van foeragerende vogels in het kustgebied is met 300 m opmerkelijk groot (gemiddeld maximum; Wolff *et al.* 1982 in van de Kam *et al.* 1999, van der Meer 1985 en Spaans *et al.* 1996).
- Wulpen arriveerden later in foerageergebieden aan de kust en vertrokken eerder wanneer er mensen in het gebied aanwezig waren, en waren alerter, maar de tijd besteed aan voedsel zoeken en de voedselopname waren niet lager (Fitzpatrick & Bouchez 1998).
- Bij verstoring door een vliegtuig bleven wulpen in het kustgebied gemiddeld 93 sec in de lucht (Visser 1986). Op dagen met passerende vliegtuigen op 150-900 m hoogte ontstond een verlies van foerageeruren van 10% (van der Meer 1985). Hoogwatervluchtplaatsen van steltlopers zijn in het algemeen erg verstoringsegevoelig. Dietrich & Koepff (1986) stellen voor een onverstoorde zone van 500 m rond hoogwatervluchtplaatsen te handhaven.
- In zes verschillende kustgebieden in Engeland werd vastgesteld dat aantallen in de nabijheid van voetpaden significant lager waren (Burton *et al.* 2002a).
- Wulpen die in een intergetijdengebied in Spanje foerageerden, hadden een lagere voedselopname wanneer er in het gebied schelpdiervissers actief waren dan wanneer het gebied niet verstoord werd. Deze afname in voedselopname werd evenwel gecompenseerd door de vogels (Navedo & Masero 2007).
- Vastgesteld werd dat een slaapplek van wulpen na een toenemend aantal verstoringen door toeristen werd verlaten (Zwarts 1972, in Smit & Visser 1993).
- Modelvliegtuigjes en ultralights hadden op weidevogels als grutto en wulp een groter effect dan sportvliegtuigjes (Dietrich *et al.* 1989) in (Bruderer & Komenda-Zehnder 2005).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld tot groot (grote opvliegafstanden).

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld tot groot (halfopen landschap in het broedseizoen tot open kustgebieden daarbuiten).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. De soort is in ieder geval buiten het broedseizoen gevoeliger voor verstoring dan andere steltlopers. Of dit in het broedseizoen ook geldt, is onbekend. Door een hoge recreatiedruk kunnen broedende vogels vaker opvliegen, waardoor het broedsucces aangetast kan worden. Buiten het broedseizoen mogelijk beperkende effecten van recreatie door de grote verstoringsegevoeligheid van de soort.

Meest negatieve effect van: Wandelaars en honden in de broedgebieden, buiten het broedseizoen in de kustgebieden ook waterrecreatie.

Zwarte ruiter *Tringa erythropus* (niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De zwarte ruiter heeft een voorkeur voor natte biotopen met een zachte bodem, zoals de slikkige gedeelten van de getijdengebieden, ondiepe of onderbemaalde sloten, vloeivelden, natte graslanden en oevers van rivieren, meren en plassen. Het voorkomen beperkt zich veelal tot het westen en noorden van het land. Vooral in de Dollard, op het Balgzand, langs de Fries-Groningse kust, in het Deltagebied, langs het Lauwersmeer en de Oostvaardersplassen komen grote aantallen voor. Deze gebieden doen tevens dienst als ruiplaatsen. In veel mindere mate worden geschikte gebieden in het binnenland gebruikt (voornamelijk het oostelijke rivierengebied en de zuidelijke Peel). In het getijdengebied foerageert de soort op het drooggevallene wad op kreeftachtigen, wormen, weekdieren en vis. De rustgebieden bestaan uit zand- en modderbanken en oevers van meren, rivieren en plassen (Holthuijzen 1979, Sovon 1987, Dijkstra 1995).

Onderzochte verstoringseffecten:

- De verstoringafstand van foeragerende vogels in het kustgebied was 90 m (Spaans *et al.* 1996).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld tot groot (halfopen tot open landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. In waddengebieden gevoeliger door hoger recreatiedruk en openheid gebied.

Meest negatieve effect van: Wandelaars en waterrecreatie.

Tureluur *Tringa totanus* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

In Nederland broedt de soort vooral op schorren en kwelders, vochtige en structuurrijke weidegronden en in mindere mate elders in slootrijke open gebieden. In de broedtijd worden vooral insecten en kleine, in slikkige sloten levende waterdieren, gegeten. Analyse van langdurige broedvogeltellingen toont een afname in aantallen van minstens 50 procent sinds de jaren zestig aan. De belangrijkste regio's waren en zijn Friesland, Zuidwest-Groningen, Noord-Holland en Zeeland. Begin jaren negentig werd het totaal aantal broedparen geschat op 24.000 tot 36.000. In de periode 1998 - 2000 werd dit aantal bijgesteld naar 20.000 - 25.000 broedparen. De tureluur weet zich in goede broedgebieden te handhaven, maar onderzoek van Sovon wijst uit dat de tureluur verdwijnt uit sub-optimale gebieden. Buiten het broedseizoen houdt de tureluur zich hoofdzakelijk op in de kustmilieus, in rustige, vochtige en open gebieden. Hier wordt gefoerageerd op ongewervelde dieren, zoals wormen, kleine kreeftachtigen en schelpdieren. Tijdens de trek concentreren zich grote aantallen in het Wadden- en Deltagebied, welke gebieden tevens dienst doen als ruiplaatsen. Ook tijdens de winter zijn dit de belangrijkste gebieden. Daarnaast verblijven kleinere aantallen langs de Noordzeekust, in het IJsselmeergebied, in Noord- en Zuid-Holland en langs de rivieren. Als rustplaats maakt de soort gebruik van rustige open gebieden, zoals stranden, kwelders en zand- en modderbanken (Boere 1977, Stiefel & Scheufler 1984, Sovon 1987, van Roomen *et al.* 1994, Voslammer *et al.* 1997).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Langs wegen is de dichtheid aan broedende tureluurs lager (Reijnen *et al.* 1996, Tulp *et al.* 2002). Er is geen onderzoek gedaan naar het verband tussen recreatie en de afstand van broedende vogels tot wegen. Verstoringseffecten op broedende tureluurs zullen qua type vergelijkbaar zijn met die op goudplevieren (zie hierboven).
- De verstoringafstanden van foeragerende vogels in het kustgebied is c. 190 m (gemiddeld maximum; Wolff *et al.* 1982 in van de Kam *et al.* 1999, Spaans *et al.* 1996). Tureluurs arriveerden later in foerageergebieden aan de kust en vertrokken eerder wanneer er

mensen in het gebied aanwezig waren, en waren alerter, maar de tijd besteed aan voedsel zoeken en de voedselopname waren niet lager (Fitzpatrick & Bouchez 1998).

- Tureluurs op hoogwatervluchtplaatsen zijn erg verstoringgevoelig. Dietrich & Koepff (1986) stellen voor een onverstoord zone van 500 m rond hoogwatervluchtplaatsen te handhaven.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld tot groot (halfopen tot open graslanden en open kustgebieden).

Populatie-effecten: In het broedseizoen in de huidige situatie waarschijnlijk matig. Door een hoge recreatiedruk kunnen broedende vogels vaker opvliegen, waardoor het broedsucces aangetast kan worden. Buiten het broedseizoen vooral gevoelig in open waddengebieden. Bij hoge recreatiedruk kan voedselopname van foeragerende vogels beperkt worden en verdwijnen vogels uit het foerageergebied.

Meest negatieve effect van: Wandelaars en honden in de broedgebieden, buiten broedseizoen ook waterrecreatie.

Oeverloper *Actitis hypoleucos* (broedend)

Soortbeschrijving:

Oeverlopers zijn in Nederland zeldzame broedvogels, vrij algemene doortrekkers (in voorjaar en nazomer) en zeldzame wintergasten. Op trek zijn Oeverlopers aan treffen langs een veelheid aan (bij voorkeur zoete) waterbiotopen: plassen, meren, kanalen, rivieren en sloten. Ook in de broedtijd komt de biotoopvoorkeur hiermee overeen, zij het dat dan vooral rivieren en beekjes worden gebruikt met oevervegetatie als nestgelegenheid en slikrandjes om te foerageren op insecten. Na een aarzelend begin in de jaren 70, lijkt de soort recentelijk gestaag toe te nemen als broedvogel met gemiddeld zo'n 5-10 broedgevallen per jaar (Bijlsma *et al.* 2001, Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Kuikens van oeverlopers drukten zich gemiddeld 3 minuten bij een passerende wandelaar. Bij hoogfrequente verstoring kon deze periode van oplopen tot een half uur. Dit kan met name bij koude of regenachtige weersomstandigheden leiden tot een lagere voedselopname en bij jongen kuikens ook tot onderkoeling, met als gevolg een groter predatierisico en slechtere overlevingskansen (Yalden 1992).
- Broedende oeverlopers hadden een verstoringafstand van gemiddeld 75 m, terwijl foeragerende vogels gemiddeld pas bij een afstand van 25 m opvlogen (Yalden 1992).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Matig.

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig

Meest negatieve effect van: Wandelaars, waterrecreatie.

Groenpootruiter *Tringa nebularia* (niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De groenpootruiter heeft een voorkeur voor de kustgebieden. In de periode juli-september concentreren zich grote aantallen in het Delta- en Waddengebied en in mindere mate in de natte duinvalleien. Ook in het binnenland wordt de soort regelmatig aangetroffen, maar in veel kleinere aantallen. Hier wordt de soort vooral aangetroffen langs de oevers van de grote rivieren, sloten, vennen en opspuitterreinen. Groenpootruiters foerageren voornamelijk wadend in ondiepe wateren, zoals poelen, geulen, en plasjes en prielen in het getijdengebied. In de getijdengebieden wordt met hoog water gerust op stranden, zandplaten en kwelders, en ook wel op graslanden en in de duinen. In het getijdengebied bestaat het voedsel uit grondels, garnalen, krabben en wormen. In de overige gebieden vormen insecten een belangrijke voedselbron. Het Wadden- en Deltagebied zijn tevens belangrijke ruigebieden voor de soort (Swennen 1971, Boere 1977, Sovon 1987).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Een verstoringssafstand is vastgesteld van 75 m bij foeragerende vogels in de kustgebieden (Spaans *et al.* 1996).
- Hoogwatervluchtplaatsen van steltlopers zijn in het algemeen erg verstoringsegevoelig. Dietrich & Koepff (1986) stellen voor een onverstoord zone van 500 m rond hoogwatervluchtplaatsen te handhaven.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld tot groot (halfopen tot open landschap, open kustgebieden).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Bij hoge recreatiedruk kan voedselopname van foeragerende vogels beperkt worden en verdwijnen vogels uit het foerageergebied.

Meest negatieve effect van: Wandelaars, waterrecreatie.

Steenloper *Arenaria interpres* (niet-broedend)

Soortbeschrijving:

Het voorkomen van de steenloper beperkt zich vrijwel geheel tot de kustgebieden. De soort wordt vooral aangetroffen op stranden, kwelders, steenglooiingen, strekdammen en havenhoofden en in mindere mate verder uit de kust (op mosselbanken en wervelden) en op graslanden. Daarbij bestaat een voorkeur voor de zoute milieus, hoewel de soort ook bij zoete wateren (o.a. het Haringvliet en het IJsselmeergebied) wordt waargenomen. Vooral in het Delta- en Waddengebied en langs de Hollandse kust worden het gehele jaar door relatief grote aantallen aangetroffen. In de nazomer en het najaar doen deze gebieden dienst als ruigebieden. Het voedsel bestaat hoofdzakelijk uit insecten en mariene, ongewervelde dieren (Sovon 1987, van Roomen *et al.* 1994, Voslammer *et al.* 1997, Cramp 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Vastgestelde verstoringssafstand van foeragerende vogels in het kustgebied is met 40 m klein (Spaans *et al.* 1996).
- In een bijvoorexperiment toonden Beale & Monaghan (2004a) aan dat steenlopers in een betere conditie een grotere opvliegafstand hadden en verder weg vlogen dan niet bijgevoerde soortgenoten.
- Blumstein (2006) vond een gemiddelde opvliegafstand van 15 m bij verstoring door wandelaars.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen tot open landschap).

Populatie-effecten: Matig. Relatief ongevoelig voor verstoring ten opzichte van andere soorten steltlopers.

Meest negatieve effect van: Wandelaars, honden.

Zwartkopmeeuw *Larus melanocephalus* (broedend)

Soortbeschrijving:

Sinds 1970 broedt de zwartkopmeeuw in toenemend aantal in Nederland, zowel in de kustgebieden als in het binnenland. Het zwaartepunt van de verspreiding ligt in het Deltagebied. Er wordt vooral gebroed op door de mens gecreëerde afgedamde terreinen zoals eilandjes in zoetwatergebieden in de estuaria, en elders ook op slibdepots en opspuitterreinen met relatief korte vegetatie en lage bomen, maar ook in moeras-, duin-, en kweldergebieden. Broedende zwartkopmeeuwen worden vooral aangetroffen in kokmeeuwenkolonies. Het dieet bestaat vooral uit terrestrische prooien, die gevangen worden in landbouwgebieden (zowel grasland als akkerland). De foerageergebieden kunnen zich op grote afstand van de kolonie bevinden (tot 30 km en uitzonderlijk zelfs tot 80 km) (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Meininger & Bekhuis 1990, Woutersen 1990, Meininger *et al.* 1991, Meininger & Flamant 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot (kolonievogel).

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld tot groot (halfopen en open landschap).

Populatie-effecten: Onbekend. Broedlocaties geconcentreerd op eilanden en om deze reden in potentie kwetsbaar voor verstoring.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie (aanleggen bij eilanden).

Dwergmeeuw *Larus minutus* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De dwergmeeuw prefereert buiten het broedseizoen zoete of zoute wateren. Tijdens de voorjaars trek verblijven vooral in het Markermeer en het Lauwersmeer grote aantallen. Daarnaast verblijven veel kleinere aantallen in de westelijke Waddenzee en de Oostvaardersplassen. In de winter is het IJsselmeergebied verreweg het belangrijkste gebied. Ook in de kustwateren en vooral in de Voordelta verblijven 's winters grote aantallen. De soort leeft voornamelijk van vis, insecten en andere ongewervelde dieren (Sovon 1987, Camphuysen & Leopold 1994, Keijl & Leopold 1997, Cramp 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig. Grote aantallen foerageren in het voorjaar in recreatief zeer intensief gebruikte gebieden zoals oostelijke Vechtplassen, wat duidt op beperkte gevoeligheid tijdens foerageren (van der Winden 2002).

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld tot groot (open landschap en grote open wateren).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie.

Kleine mantelmeeuw *Larus fuscus* (broedend)

Soortbeschrijving:

Het broedgebied van de kleine mantelmeeuw beperkt zich vrijwel geheel tot de directe omgeving van de kust, vooral het Delta- en het Waddengebied. De broedkolonies bevinden zich in grazige, moerassige gedeelten van duinen en kwelders, maar ook in industriegebieden, op opspuitterreinen, (op eilandjes) in afgesloten zeearmen, op sluiscomplexen en op daken van gebouwen. Het voedsel bestaat zowel uit mariene prooien (vooral vis) als ook uit terrestrische prooien afkomstig uit landbouwgebieden (zowel akkerland als grasland) en vuilnisbelten. De soort foerageert tot op zeer grote afstand van de kolonie, doorgaans binnen een straal van 135 km van de kolonie, maar afstanden tot 200 km zijn ook bekend (Noordhuis & Spaans 1992, Camphuysen 1995, Spaans 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot (kolonievogel). Bij benadering en het betreden van kolonies ontstaat een grote mate van verstoring (vergelijkbaar met grondpredator).

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld tot groot (halfopen tot open landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Meeste broedkolonies bevinden zich in huidige situatie op ontoegankelijk terrein.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Grote mantelmeeuw *Larus marinus* (broedend)

Soortbeschrijving:

De grote mantelmeeuw is een nieuwkomer in de Nederlandse broedvogel-avifauna. Was het tot begin jaren negentig nog een vrij algemene wintergast, sinds 1993 broedt de soort vrijwel jaarlijks (en in toenemend aantal) ook in ons land. De ongeveer 30 broedparen die de laatste jaren in Nederland broeden, doen dat vaak op stenige ondergrond (zoals strekdammen) in de Waddenzee, het IJsselmeer en de Delta. Buiten de broedtijd is de soort het talrijkst op open zee en langs de kust. Buiten de kustzone zijn grote mantelmeeuwen beduidend zeldzamer, al komen ze langs randmeren en de grote rivieren geregeld voor (Bijlsma *et al.* 2001, Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002, van Dijk *et al.* 2007).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot (kolonievogel). Bij benadering en het betreden van kolonies ontstaat een grote mate van verstoring (vergelijkbaar met grondpredator).

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld tot groot (halfopen tot open landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Meeste broedkolonies bevinden zich in huidige situatie op ontoegankelijk terrein.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Lachstern & reuzenstern *Gelochelidon nilotica* & *Sterna caspia* (broedend & niet-broedend, resp. niet-broedend)

Soortbeschrijving:

Hoewel de lachstern in het verleden in Nederland heeft gebroed, wordt de soort tegenwoordig alleen nog maar tijdens de trek gezien. Tot voor kort was het Balgzand de enige plek waar na het broedseizoen regelmatig slapende Lachsterns werden waargenomen. Sinds het midden van de jaren negentig worden echter de ondergelopen bollenvelden bij Schagen als slaapplek gebruikt. Als foerageergebied worden vooral de graslandpolders in de omgeving gebruikt, waar wordt gevoerd in en boven sloten.

Sinds het begin van de jaren zeventig maakt een klein aantal reuzensterns tijdens de trek gebruik van enkele open, zandige gebieden in het IJsselmeergebied om te slapen. Vooral de Steile Bank vormt een belangrijke en vaste slaapplek. Daarnaast wordt de soort ook elders in het IJsselmeergebied, in het Waddengebied, langs de Noordzeekust, in het rivierengebied en op opspuitterreinen in het binnenland waargenomen. Hoewel de soort niet strikt gebonden is aan zoet water, foerageren de reuzensterns die slapen op de Steile Bank waarschijnlijk allemaal op vis in het IJsselmeer (Voous 1960, Haitjema 1982, Sovon 1987).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Blumstein (2006) vond een gemiddelde opvliegeafstand van 35 m bij verstoring door wandelaars.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld. In foerageergebied is gevoeligheid matig. Op slaapplekken gevoelig voor verstoring.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (open landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. De slaapplekken bevinden zich op afgesloten terreinen (lachstern: Balgzand; reuzenstern: Steile Bank).

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie.

Grote stern *Sterna sandvicensis* (broedend)

Soortbeschrijving:

De grote stern broedt vrijwel uitsluitend op rustige, schaars begroeide eilandjes langs de kust, in het Wadden- en Deltagebied, alsmede op opgespoten terreinen langs de kust. De grote stern is als viseter aangewezen op foerageergebieden op zee tot op een afstand van 45 km van de kolonie, hoewel het merendeel foerageert binnen 25 km. Als rustgebieden en voorverzamelplaatsen voor de trek maakt de grote stern gebruik van strand- en wadvlakten, zandbanken en andere lage zandige gebieden langs de kust (Veen 1977, Sovon 1987, Brenninkmeijer & Stienen 1992, Arts & Meininger 1995b).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld tot groot. In foerageergebied is gevoeligheid matig. Op broed-, slaap- en rustplaatsen lijkt de soort zeer gevoelig voor verstoring.

Habitatgevoeligheid: Groot (eilanden, zandplaten en open kustgebieden).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk gemiddeld. Het is niet ondenkbaar dat vestiging op zandplaten op de eilanden en in de Delta (Homperlvoet, Flaauwers Inlaag) uitblijft door verstoring door recreanten. In de huidige situatie geheel aangewezen op eilanden. Zeer kwetsbaar en uitsluitend dankzij strenge bewaking (bv. op Griend) niet verstoord. Andere locaties waar veel verstoring kan plaatsvinden zijn o.a. Noorderhaaks, Richel en Rottummerplaat.

Meest negatieve effect van: Land- en waterrecreatie.

Visdief *Sterna hirundo* (broedend)

Soortbeschrijving:

De visdief broedt voornamelijk op rustige, schaars begroeide eilanden voor de kust, in rivieren en meren, alsmede gras-, zand- of kiezeloevers van rivieren en zoetwaterplassen, strandweiden en (kust)moerassen met voldoende voedsel in een straal tot 10 km van de kolonie en zoveel mogelijk gevrijwaard van landpredatoren. Ook broedt de soort wel op drijvende vegetatiematten, op kiezelrijke daken van gebouwen, opgespoten terreinen en verkeerspleinen. De verspreiding beperkt zich grotendeels tot de lage gedeelten van Nederland. Als rustgebied maakt de soort vooral gebruik van strandvlakten, zandbanken, kwelders en andere vlakke zandige gebieden. Het merendeel foerageert binnen 5-10 km van de kolonie, hoewel soms tot op meer dan 30 km wordt gefoerageerd. Het voedsel bestaat voornamelijk uit vis en daarnaast uit kreeftachtigen, wormen en insecten (Boecker 1967, Stienen & Brenninkmeijer 1992, Arts & Meininger 1995b).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Bij benadering en het betreden van kolonies ontstaat een grote mate van verstoring (vergelijkbaar met grondpredator). Verstoring door recreanten kan een doorslaggevende factor zijn die een gebied ongeschikt voor broeden kan maken. Dit is o.a. geconstateerd in het Delta-gebied waar door recreatie kolonies werden verlaten en na beschermende maatregelen weer werden bezet (Stienen & Brenninkmeijer 1992). Vooral verstoring tijdens de vestigingsfase kan er toe leiden dat de visdieven een geschikt gebied verlaten (Stienen & Brenninkmeijer 1992).
- Ook in het rivierengebied wordt melding gemaakt van het verdwijnen van de soort door verstoring door recreanten (van den Bergh *et al.* 1979, Ganzevles *et al.* 1985)
- Overvliegende vliegtuigen lager dan 150 m veroorzaakten tevens een grote mate van verstoring. In sommige gevallen ook wanneer zij hoger vliegen (Stienen & Brenninkmeijer 1992).
- Variatie in aantal vliegende visdieven boven een kolonie vroeg in het broedseizoen kon voor 95% worden verklaard door type, snelheid, en route van de naderende boot (Burger 1998).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld. In foerageergebied is gevoeligheid matig. Op broed, slaap- en rustplaatsen zeer gevoelig voor verstoring. Op basis van onderzoek wordt voorgesteld om rond kolonies van broedende visdieven een bufferzone aan te houden van 200-350 m (Siebolts 1998, Erwin 1989, beide in Meininger & Graveland 2002). Een uitgebreid overzicht van de effecten van verstoring door recreatie op vestiging, verspreiding en broedsucces van kustbroedvogels wordt gegeven door Arts (2000).

Habitatgevoeligheid: Groot (eilanden, zandplaten en open landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk gemiddeld. Het is niet ondenkbaar dat vestiging op zandplaten op de eilanden en in de Delta niet plaatsvindt door verstoring door recreanten. In de huidige situatie vrijwel geheel aangewezen op eilanden. De vestiging op daken is mede het gevolg van het ontbreken van geschikt of te intensief gebruikt broedhabitat. Zo is het broedsucces op eilanden in de oostelijke Vechtplassen jaarlijks vrijwel nihil door het voortdurend aanleggen van boten. Grootste kolonies zeer kwetsbaar en uitsluitend dankzij strenge bewaking niet verstoord.

Meest negatieve effect van: Land- en waterrecreatie.



Prooioverdracht visdieven. Foto Martin Bonte.

Noordse stern *Sterna paradisaea* (broedend)

Soortbeschrijving:

De noordse stern is veel meer gebonden aan zoute milieus dan de visdief, en broedt vooral op rustige, zandige, en schaars begroeide gebieden. De verspreiding beperkt zich grotendeels tot de Waddeneilanden en de Fries-Groningse kust. Daarnaast broedt de soort in veel kleinere aantallen in het Deltagebied en het Lauwersmeer. De foerageergebieden liggen grotendeels binnen een straal van 10 km van de kolonie. Het voedsel bestaat voornamelijk uit mariene prooien, zoals vis, krabben, garnalen en wormen, die vooral in het intergetijdengebied worden gevangen. Als rustgebied worden zandbanken, strandvlakten en kwelders in de buurt van de kolonies gebruikt (Boecker 1967, Sovon 1987, Stienen & van Tienen 1991, van Dijk *et al.* 1998)

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld. In foerageergebied is gevoeligheid matig. Op broed-, slaap- en rustplaatsen zeer gevoelig voor verstoring.

Habitatgevoeligheid: Groot (eilanden, zandplaten en open kustgebieden).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk gemiddeld. Het is niet ondenkbaar dat vestiging op zandplaten op de Waddeneilanden en in de Delta niet plaatsvindt door verstoring door recreanten. In de huidige situatie vrijwel geheel aangewezen op eilanden. Grootste kolonies zeer kwetsbaar en uitsluitend dankzij strenge bewaking niet verstoord.

Meest negatieve effect van: Land- en waterrecreatie.

Zwarte stern *Chlidonias niger* (broedend & niet-broedend)

Soortbeschrijving:

De zwarte stern is tijdens het broedseizoen gebonden aan zoet water. Het broedbiotoop bestaat vooral uit zoetwatermoerassen, vennen, uiterwaarden, plassen en sloten, en oevers van meren en langzaam stromende rivieren. Van belang is de aanwezigheid van drijvende waterplanten waarop de nesten worden gebouwd. Bij afwezigheid van geschikte waterplanten worden in veel gebieden speciaal voor dit doel uitgelegde vlotjes of andere drijvende materialen als nestgelegenheid gebruikt. Plaatselijk nestelt de soort in slootkanten van graslanden en op drooggevallene modderplaten. De soort foerageert veel op insecten en andere ongewervelde dieren. Naast het aanbod van voldoende insecten is de aanwezigheid van visrijk water binnen een straal van 2 km van het nest van belang, omdat vissen een noodzakelijke aanvulling op het dieet vormen. Tegenwoordig broedt de soort voornamelijk in laagveenmoerassen, laagveengraslanden en moerassen in rivierkleigebieden. Daarnaast komen er nog kleine aantallen voor in vennen en hoogvenen in Drente en Noord-Brabant. Tijdens de trek maakt de soort zowel gebruik van zoet- als van zoutwatergebieden. In de nazomer concentreren zich grote aantallen foeragerende en ruiende zwarte sterns op het IJsselmeer en Markermeer, waarbij vooral het Balgzand, De Kreupel en Kinseldam (in het verleden ook de Steile Bank en de Oostvaardersplassen) worden gebruikt als slaapplek. Daarnaast gebruiken ze het Schor bij Den Oever en de geoogste akkerbouwgebieden in de Wieringermeer als voorverzamelplek op weg naar de slaapplekken (Vooys 1960, Sovon 1987, Karman *et al.* 1995, van der Winden *et al.* 1996b, Beintema 1997, van der Winden 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Onderzoek van van der Winden (2002) toonde geen invloed aan van verstoring op uitkomstsucces van de eieren of op voedselvoorziening van de kuikens. Echter wanneer de kolonie verstoord werd in de periode dat er niet-uitgevlogen jongen waren, verlieten deze jongen de vlotjes, waardoor het broedsucces omlaag ging. De verstoring werd veroorzaakt door maaiactiviteiten op aanliggende percelen, maar ook door loslopende honden en kanoërs die door de kolonie voeren.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: (B13/NB10) Gemiddeld. In foerageergebied is gevoeligheid matig. Op broed-, slaap- en rustplaatsen zeer gevoelig voor verstoring. Bootverkeer kan golfbewegingen veroorzaken waardoor nesten wegspoelen.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen en open landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk gemiddeld in de broedtijd. In steeds meer moerasgebieden is verstoring door vissers, motorboten (golven) of kano's een belangrijke aanvullende factor in het lage broedsucces, direct door nestverlies of indirect doordat adulten teveel tijd besteden aan het bewaken van het nest i.p.v. voedsel te zoeken voor de jongen. Aanwezigheid van mensen in de vestigingsperiode heeft mogelijk negatieve gevolgen voor definitieve vestiging. In recreatief intensief gebruikte deelgebieden in oostelijke Vechtplassen tegenwoordig afwezig als broedvogel. Na vestiging kunnen door regelmatige versturende activiteiten jongen op voor ouders moeilijk bereikbare plaatsen terecht komen (rietzomen e.d.). Bovendien kan voederfrequentie afnemen. Buiten broedtijd momenteel matige effecten, al is verstoring bij de nieuwe slaap- en rustplaats langs het Markermeer (Kinseldam) dermate intensief dat vele duizenden zwarte sterns geregeld opvliegen.

Meest negatieve effect van: Land- en waterrecreatie.

Dwergstern *Sterna albifrons* (broedend)

Soortbeschrijving:

De dwergstern broedt voornamelijk in rustige, schaars begroeide en dynamische milieus, zoals zand, kiezel- of schelpenbanken, eilandjes en opgespoten terreinen. Hoewel de soort in Nederland tegenwoordig uitsluitend in zoute milieus broedt, zijn dwergsterns niet strikt gebonden aan mariene milieus. De verspreiding van broedende dwergsterns beperkt zich grotendeels tot het Deltagebied. Daarnaast komt de soort tot broeden in het Waddengebied en in het verleden ook in het IJsselmeergebied. Het voedsel bestaat voornamelijk uit vis en kreeftachtigen, die gevangen worden binnen een straal van 3 km van de kolonie. Als rustgebieden worden vooral vlakke zandige platen en stranden gebruikt (Nadler 1976, Beijersbergen 1980, den Boer *et al.* 1993, Arts & Meininger 1995b, Hoekstein 1996, Koks 1996).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Het verlies van nesten en verlaging van broedsucces door verstoring door wandelaars, honden en andere recreanten is veelvuldig aangetoond (Schulz & Stock 1992; Arts 2000; Colwell *et al.* 2005).
- Blumstein (2006) vond een gemiddelde opvliegafstand van 20 m bij verstoring door wandelaars.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld tot groot. In foerageergebied is gevoeligheid matig. Op broed, slaap- en rustplaatsen zeer gevoelig voor verstoring. Dwergsterns vestigen zich niet in gebieden waar verstoring optreedt. In 4 bewaakte in Wales ging in de periode 1975-1980 11% van 140 nesten verloren door menselijke verstoring (Everett 1980 in Arts 2000). Een bufferzone van 100-150 m wordt voorgesteld rond broedende dwergsterns (Rodgers & Smith 1995, Erwin 1989 in Meininger & Graveland 2002). Een uitgebreid overzicht van de effecten van verstoring door recreatie op vestiging, verspreiding en broedsucces van kustbroedvogels wordt gegeven door Arts (2000).

Habitatgevoeligheid: Groot (eilanden, zandplaten en open kustgebieden).

Populatie-effecten: Groot. Net als de strandplevier is de dwergstern bijna geheel van de stranden verdwenen en broedt voornamelijk alleen nog in natuurgebieden (Arts & Meininger 1993). Het is niet dus niet ondenkbaar dat vestiging op zandplaten op de Waddeneilanden en in de Delta niet plaatsvindt door verstoring door recreanten. In de huidige situatie vrijwel geheel aangewezen op eilanden.

Meest negatieve effect van: Land- en waterrecreatie.

Zomertortel *Streptopelia turtur* (broedend)

Soortbeschrijving:

In Nederland is de zomertortel een zomergast en broedvogel van het cultuurlandschap, vooral daar waar bloemrijk bouw- en grasland (om te foerageren) en bosjes (om te nestelen) elkaar afwisselen. Dit type landschap is in Nederland schaars geworden en de zomertortel daarmee ook. Het verspreidingsgebied is dus in oppervlakte aan het afnemen en dat geldt ook voor de dichtheden, al kunnen regionaal en plaatselijk nog behoorlijke populaties aanwezig zijn (bijvoorbeeld in delen van Zeeland, Flevoland en Noord-Limburg; Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Onbekend.

Habitatgevoeligheid: Matig (gesloten tot halfopen).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk gering.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Koekoek *Cuculus canorus* (broedend)

Soortbeschrijving:

De koekoek is een bekende zomergast en broedparasiet. Gezien het broedgedrag van de soort, komt de biotoopvoorkeur overeen met de soorten waardvogels. Dat betekent dat koekoeken in een veelheid van gebieden voorkomen, van moerassen, de duinen en bossen tot in het open cultuurland. De actuele stand van de populatie is daarentegen moeilijk in te schatten, bijvoorbeeld omdat de soort geen 'traditioneel' broedgedrag vertoont en omdat mannetjes en vrouwtjes in de broedtijd grote afstanden afleggen. Met name de waardvogels in moerasgebieden (kleine karekiet, rietzanger en bosrietzanger) doen het vrij goed, dus daar zullen koekoeken waarschijnlijk van kunnen profiteren (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Onbekend.

Habitatgevoeligheid: Matig (halfopen landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk gering.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Kerkuil *Tyto alba* (broedend)

Soortbeschrijving:

De kerkuil is bij uitstek een soort van het cultuurlandschap. Verreweg de meeste broedgevallen vinden plaats (in nestkasten) in schuren en boerderijen. In het aangrenzende gras- en bouwland zoeken ze hun prooien, in de vorm de van (veld)muizen. Na een achteruitgang in de jaren 60 en 70 (deels veroorzaakt door een gebrek aan nestgelegenheid) maakt de populatie nu al enige tijd een periode van bloei door. Dat komt vooral door allerlei beschermingsmaatregelen (zo hangen er in Nederland meer dan 10.000 nestkasten) en de minder strenge winters. Samen met de stand van de veldmuizenpopulatie fluctueert het aantal kerkuilen in Nederland rond een niveau van meer dan 2000 broedparen (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002; Mebs & Scherzinger 2004).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig. De soort broedt in menselijke bebouwing en lijkt weinig verstoringgevoelig.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen en open landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk beperkt omdat de vogels 's nachts jagen.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Ransuil *Asio otus* (broedend)

Soortbeschrijving:

In Nederland is de Ransuil een wijd verspreide soort, die eigenlijk alleen in zeer open agrarische landschappen ontbreekt. Voor nestgelegenheid is de soort afhankelijk van oude nesten van kraaiachtigen en roofvogels. Ransuilen leven voornamelijk van woelmuizen, en de populatie leeft dus mee met de cyclische veranderingen in de muizenpopulatie. Toch nemen de aantallen van deze soort sinds de jaren 70 over de gehele linie af. Als oorzaken worden genoemd predatie (ook op de soorten waarvan Ransuilen het nest gebruiken), maar ook een verslechterde voedselsituatie. Toch weet de soort plaatselijk te profiteren van natuurgericht maaibeheer en de aanleg van bosjes (nestgelegenheid). De huidige populatie wordt geschat op 5000-6000 broedparen (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Waarschijnlijk beperkt.

Habitatgevoeligheid: Matig (gesloten en halfopen landschap).

Populatie-effecten: Vermoedelijk beperkt omdat de vogels 's nachts jagen.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Velduil *Asio flammeus* (broedend)

Soortbeschrijving:

Het broedbiotoop van de velduil bestaat uit rustige, lage, gemiddeld open terreinen zoals moerassen, veengebieden, heidevelden, duinen en kwelders, en uiterwaarden, maar ook extensief gebruikt akkerland en grasland, en jonge aanplant. Tegenwoordig bevinden de broedgebieden zich vooral op de Waddeneilanden en in het Deltagebied. De aanwezigheid van broedende Velduilen hangt samen met het voedselaanbod (voornamelijk muizen en vogels; Heinroth & Heinroth 1926, Bakker 1957, Voous 1960, Hölzinger *et al.* 1973, Teixeira 1979, Sovon 1987, Stienen & Brenninkmeijer 1997, van der Have & Osieck 1997, van Dijk *et al.* 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld tot groot. De soort vliegt op grote afstand op bij benadeing

Habitatgevoeligheid: Groot (half-open tot open landschap).

Populatie-effecten: Onbekend. Omdat velduilen overdag jagen, en omdat ze jagen in gebieden die veelal ook in trek zijn bij recreanten (heidevelden, duinen, uiterwaarden), valt te verwachten dat uilen in hun foerageergedrag worden beperkt door recreanten. Hierdoor kan het broedsucces omlaag gaan. Effecten van recreatie op nestplaatskeuze zijn niet onderzocht.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie, met name wanneer het foerageergebied in belangrijke mate door paden wordt doorsneden.

Steenuil *Athene noctua* (broedend)

Soortbeschrijving:

Net als de kerkuil is ook de steenuil een uitgesproken cultuurvolger. Zwaartepunt van de Nederlandse populatie ligt in de kleinschalige cultuurlandschappen van de oostelijke helft van het land, met kleinere deelpopulaties in laag-Nederland. En evenals de kerkuil zijn ook steenuilen vooral te vinden op en rond menselijke bebouwing, waar o.a. muizen, regenwormen en grote insecten (kevers) worden genuttigd. Om de vergelijking door te voeren, steenuilen broeden vooral in nestkasten maar ook wel in natuurlijk holtes in bomen. De trend laat een afname zien, maar doordat de soort lastig te inventariseren is en dus niet overal goed is onderzocht, valt een populatieschatting moeilijk te geven (Sovon Vogel-onderzoek Nederland 2002, Mebs & Scherzinger 2004).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig. Vertrouwt op schutkleuren.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen en open landschap).

Populatie-effecten: Vermoedelijk beperkt omdat de soort 's nachts jaagt.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.



Steenuil in knotwilg. Foto Luc Hoogenstein.

Nachtzwaluw *Caprimulgus europaeus* (broedend)**Soortbeschrijving:**

De nachtzwaluw is gebonden aan droge, zandige gebieden zoals randen van zandverstuivingen, zandige heidevelden en duinen met verspreide opslag, open vlaktes ontstaan door kaalslag, storm of brand, hoogvenen en jonge houtaanplant of open bossen. De soort foerageert in de directe omgeving van het nest in vergelijkbare biotopen en langs bosranden (Voous 1960, Sovon 1987, Bijlsma 1989, Lensink *et al.* 1989, Maréchal 1987, 1989a, 1989b, Post 1989, Schepers & van Asseldonk 1989, Timmerman 1989, van den Berg & Stuart 1989, van Dijk 1989).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Presentie van nachtzwaluwen op Britse heidevelden werd beïnvloed door omgevingsgebruik en de mate van verstedelijking (Liley & Clarke 2003).
- Verstoring werd veroorzaakt door wandelaars en honden (Langston *et al.* 2007).
- Mislukte nesten lagen significant dicht bij paden, hoofdtoegangen van heidegebieden, bij gebieden met een hoge dichtheid aan wandelpaden en hoge gebruiksdichtheid en bij spaarzaam begroeide delen. Een belangrijke oorzaak van mislukken van nesten was eipredatie. De verzamelde data suggereren dat opvliegen overdag, al is het slechts eenmaal, de kans op predatie van eieren door kraaiachtigen sterk vergrootte. Een groot deel van de bezoekers van heideterreinen in Engeland is afkomstig uit de nabije omgeving (binnen 5 km), komt met de auto, en een groot deel gaat wandelen met de hond (Underhill-Day & Liley 2007).
- Op het bos- en heidegebied op de Veluwe werd voor de nachtzwaluw een hoger broedsucces vastgesteld in voor wandelaars afgesloten gebieden (Bijlsma 2006). Het nestsucces in opengesteld gebied (N=6) was 13% en in gesloten gebied (N=77) 60%.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld tot groot. Aantallen lijden onder recreatie op land. Als een broedvogel wordt verstoord dan zijn de consequenties hiervan voor het broedsucces groot.

Habitatgevoeligheid: Matig (gesloten tot halfopen landschap).

Populatie-effecten: Gemiddeld. In overeenstemming met het hierboven beschreven effect van recreatie in zowel Engeland als Nederland, komen nachtzwaluwen in Nederland in de grootste aantallen voor op de Utrechtse heuvelrug en in gebieden van defensie, daar waar recreatie en verstedelijking beperkt zijn.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Hop *Upupa epops* (broedend)**Soortbeschrijving:**

De hop is in Nederland een zeer schaarse maar regelmatige verschijning, vooral in het voorjaar. De dichtstbijzijnde grote populaties liggen rond de Middellandse Zee, maar tot in de jaren 50 van de vorige eeuw kwam de soort in het zuiden van het land (en de duinstreek) regelmatig tot broeden. Broeden heeft nu bij grote uitzondering plaats, het laatste zekere broedgeval werd bekend in 1995. De hop bewoont halfopen, schaars begroeide gebieden om te foerageren (op grote insecten) en verspreide bomen of vervallen schuurtjes waar in holtes wordt gebroed (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Onbekend.

Habitatgevoeligheid: Matig (halfopen landschap).

Populatie-effecten: Onbekend.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Draaihals *Jynx torquilla* (broedend)

Soortbeschrijving:

De draaihals heeft een voorkeur voor open loofbossen met grazige bodems en broedt daarnaast ook in heidegebieden, (niet in Nederland) dennen- en lariksbossen. Vroeger broedde de soort vooral in boomgaarden, maar tegenwoordig hebben randen van bossen de voorkeur. De nesten worden gebouwd in verlaten spechtenholen, boomholtes, nestkasten en in mindere mate in houtwallen of muurtjes. De soort leeft voornamelijk van mieren en mierenpoppen (Voous 1960, Klaver 1964, Teixeira 1979, Sovon 1987).

Onderzochte verstoringseffecten:

- In een langlopend onderzoek naar de effecten van menselijke verstoring op grondbroedende vogels in het Planken Wambuis werd voor negen zangvogels vastgesteld vanaf welke afstand deze opvlogen of terugkeerden naar het nest na een verstoring door wandelaars (Bijlsma 2006). Eveneens werd de snelheid van terugkeer vastgesteld. Roodborsttapuit, geelgors en boompieper bleken het minst verstoringsgevoelig (70-80 m terugkeerafstand) en duinpieper het meest verstoringsgevoelig (150 m terugkeerafstand). Tussen deze groepen in zaten in oplopende volgorde van verstoringsgevoeligheid boomleeuwerik, klapekster, draaihals, tapuit en veldleeuwerik.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Onbekend, waarschijnlijk matig.

Habitatgevoeligheid: Matig (halfopen landschap).

Populatie-effecten: Onbekend, waarschijnlijk beperkt.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Groene specht *Picus viridis* (broedend)

Soortbeschrijving:

In Nederland is de groene specht een broedvogel van niet al te opgaande halfopen bossen of bosranden, waar ze voornamelijk van mieren(-larven) leven. Daarnaast is het een uitgesproken standvogel en dus gevoelig voor strenge winters. De verspreiding is ruim, maar 'beperkt' tot de zandgronden en de duinen. Alleen in delen van Noord-Holland, Flevoland, Groningen en Friesland (incl. de Waddeneilanden) ontbreken groene spechten. In het lage deel van het huidige verspreidingsgebied is het een recente verschijning waar de soort het planten van bosjes en de westwaartse uitbreiding van zwarte wegmieren volgt. Toch zijn groene spechten de laatste decennia over de gehele linie afgenomen (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Blumstein (2006) vond een gemiddelde opvliegafstand van 10 m bij verstoring door wandelaars.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig. Gevoeliger voor verstoring dan bijvoorbeeld grote bonte specht.

Habitatgevoeligheid: Matig (besloten en halfopen landschap).

Populatie-effecten: Onbekend.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Kuifleeuwerik *Galerida cristata* (broedend)**Soortbeschrijving:**

Weinig soorten zijn in Nederland zo hard achteruitgegaan in aantal als de kuifleeuwerik. Nog in de 19^e eeuw vestigde de soort zich hier te lande met in de jaren 70 nog 3000-5000 broedparen. Daar is momenteel vrijwel niets meer van over en de huidige populatie is op op de vingers van één hand te tellen. Het is in Europa een wijdverbreide soort, waarvan Nederland altijd al de noordwestgrens van de het verspreidingsgebied vormde. Een veelheid aan oorzaken is hiervoor verantwoordelijk, maar als standvogel ligt Nederland inmiddels te ver van de kerngebieden in het Middellandse Zee-gebied om weer tot een duurzame populatie te komen. Waarschijnlijk vergaat het de grote insecten waarop wordt gevoerd bij ons ook niet goed en wellicht speelt ook klimaatverandering een rol. Op het hoogtepunt van de verspreiding kwam de soort in verschillende biotopen voor, van natuurterreinen tot in agrarisch en (op het laatst vooral) stedelijk gebied (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen tot open landschap).

Populatie-effecten: Onbekend.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Veldleeuwerik *Alauda arvensis* (broedend)**Soortbeschrijving:**

De veldleeuwerik vergaat het slecht in Nederland. Deze voorheen kenmerkende zangvogel van agrarische (voornamelijk akker-)gebieden en heideterreinen neemt in schrikbarend tempo af. Vlogen er in de jaren 70 nog meer dan een half miljoen vogels rond, inmiddels is de populatie geslonken tot ongeveer 10% daarvan. Kernen van de (nog ruime, maar wel dunne) verspreiding zijn grootschalige bouwlandgebieden van Friesland, Oost-Drenthe en - Groningen, Flevoland, Zeeland en Limburg. Veranderingen in de landbouwpraktijk zijn hier grotendeels debet aan. In natuurgebieden houdt de soort o.a. nog stand op de Veluwe. Lokale initiatieven ten aanzien van biotoopverbetering bieden sommige deelpopulaties soelaas (Sovon 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Voor de veldleeuwerik en de graspieper is aangetoond dat de dichtheid aan broedvogels afneemt in de buurt van paden en wegen (Vos & Peltzer 1987 in Pauwels & Vos 2001). In een simulatie laten Pauwels & Vos voor een 'open duinvogel' als de veldleeuwerik zien dat zonering van een gebied bij kan dragen aan de instandhouding van een soort. Hierbij wordt de recreatiedruk gevarieerd in rustiger en drukker gebieden afhankelijk van de belangrijkste locaties van territoria van doelsoorten.
- In een langlopend onderzoek naar de effecten van menselijke verstoring op grondbroedende vogels in het Planken Wambuis werd voor negen zangvogels vastgesteld vanaf welke afstand deze terugkeerden naar het nest na verstoring door wandelaars (Bijlsma 2006). Eveneens werd de snelheid van terugkeer vastgesteld. Roodborsttapuit, geelgors en boompieper bleken het minst verstoringsevoelig (70-80 m terugkeerafstand) en duinpieper het meest (150 m terugkeerafstand). Tussen deze groepen in zaten in oplopende volgorde van verstoringsevoeligheid boomleeuwerik, klapekster, draaihals, tapuit en veldleeuwerik.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (half-open landschap).

Populatie-effecten: Gemiddeld (grondbroeder).

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Oeverwaluw *Riparia riparia* (broedend)

Soortbeschrijving:

De oeverwaluw broedt koloniegewijs in open gebieden, vaak in de buurt van water. De nesten worden gegraven in steile wanden, zoals afgekalfde oevers van meren, rivieren, beken, kanalen en sloten, gronddepots, afgravingen, stuifduinen en greppels. Tevens worden artificiële wanden gebruikt als nestplaats. De soort foerageert al vliegend op insecten, die zowel boven water als boven land worden gevangen. De foerageergebieden kunnen zich uitstrekken tot enkele kilometers van de kolonie (Vooys 1960, Teixeira 1979, Leys 1987a, 1987b, Glas *et al.* 1987, Sovon 1987, Jonkers 1993).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Groot door broeden in kwetsbare nestpijpen.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen landschap).

Populatie-effecten: Onbekend. Het risico dat nestpijpen instorten door passerende wandelaars, motorcrossers of fietsers (mountainbikes) is aanzienlijk. Mogelijke effecten van waterrecreanten onbekend.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Boerenwaluw *Hirundo rustica* (broedend)

Soortbeschrijving:

De boerenwaluw doet in Nederland zijn naam eer aan; de soort bevindt zich vaak op en rond boerenerven, waar ze hun voedsel (insecten) en hun nesten in schuren en boerderijen bouwen. Deze zomergast kent in ons land een ruime verspreiding in hoge dichtheden en ontbreekt alleen in bosgebieden, de duinstreek en de centra van grote steden. De boerenwaluw behoort hiermee tot onze meest algemene broedvogels, maar een schatting van de populatiegrootte is moeilijk te geven. De veranderingen in de landbouw zijn echter niet aan de boerenwaluw voorbij gegaan (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Voor een verwante soort maar op een ander continent, de welkomswaluw uit Australie, is een opvliegafstand van 10 m vastgesteld (Blumstein 2006).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Matig.

Populatie-effecten: Matig.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Huiszwaluw *Delichon urbica* (broedend)**Soortbeschrijving:**

De huiszwaluw is een cultuurvolger bij uitstek. Voor nestgelegenheid zijn ze volledig afhankelijk van menselijke bebouwing, waar ze hun nesten graag onder dakranden bouwen. De verspreiding is in Nederland dan ook vrijwel beperkt tot de bebouwde kom, en daarmee is de soort wijdverspreid. Maar getalsmatig is er de laatste decennia veel veranderd, want vooral vanaf de jaren 70 nemen de aantallen (nog steeds) af. De oorzaken hiervan zijn niet geheel duidelijk. Een gebrek aan nestmateriaal en het verwijderen van nesten door de bewoners en gebruikers van panden worden genoemd. Ook zouden oorzaken in de overwinteringsgebieden kunnen liggen, maar die zijn zelfs bij benadering niet bekend (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Matig.

Populatie-effecten: Matig.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Gele kwikstaart & Engelse kwikstaart *Motacilla flava flava* & *M. f. flavissima* (beide broedend)**Soortbeschrijving:**

Van de gele kwikstaart broeden twee (onder-)soorten in Nederland. De Engelse kwikstaart is een zeer schaarse broedvogel, voornamelijk van bollenvelden in de binnenduinrand van Zuid-Holland. De 'gewone' gele kwikstaart is een akkerspecialist die in vergelijkbare gebieden voorkomt als de Veldleeuwerik, zij het dat de gele kwikstaart niet in heideterreinen voorkomt. Ook de populatiegrootte is hetzelfde in beide soorten en ook voor gele kwikstaarten geldt dat deze ooit groter is geweest, al is dat bij deze soort niet meer goed te reconstrueren. De oorzaken moeten o.a. worden gezocht in de veranderende landbouw, al doen de vogels het beter in grootschalige akkerbouw, zoals in oostelijk Drenthe en Groningen. Op doortrek (vooral in het voorjaar) kunnen in Nederland bovendien nog noordse kwikstaarten uit Scandinavië worden waargenomen, met name in de kuststrook (Bijlsma *et al.* 2001, Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Voor graspieper en boompieper is aangetoond dat de dichtheid aan broedvogels afneemt in de buurt van paden en wegen (Vos & Peltzer 1987 in Pauwels & Vos 2001). Mogelijk geldt dit ook voor de gele kwikstaart. Er bestaan tussen zangvogelsoorten echter sterke verschillen in reactie op verstoring.
- Voor een verwante soort, de witte kwikstaart, is een opvliegafstand van 10 m vastgesteld (Blumstein 2006).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig. Doordat de soort op de grond broedt is hij kwetsbaarder voor recreatie.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen landschap).

Populatie-effecten: Vermoedelijk gemiddeld.

Meest negatieve effect van: Wandelaars, honden.

Duinpieper *Anthus campestris* (broedend)

Soortbeschrijving:

De duinpieper is gebonden aan droge, zandige bodems met een schaarse begroeiing. In Nederland vooral schrale heidevelden, zandverstuivingen, grote kaalslagen en brandvlaktes op de hoge zandgronden, maar niet in de kustduinen. Tegenwoordig is het broedgebied vrijwel geheel beperkt tot de Veluwe (Teixeira 1979, Sovon 1987, Bijlsma 1990, van Dijk *et al.* 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Voor graspieper en boompieper is aangetoond dat de dichtheid aan broedvogels afneemt in de buurt van paden en wegen (Vos & Peltzer 1987 in Pauwels & Vos 2001). Mogelijk geldt dit ook voor de duinpieper. Er bestaan tussen zangvogelsoorten echter sterke verschillen in reactie op verstoring.
- In een langlopend onderzoek naar de effecten van menselijke verstoring op grondbroedende vogels in het Planken Wambuis werd voor negen zangvogels vastgesteld vanaf welke afstand deze terugkeerden naar het nest na verstoring door wandelaars (Bijlsma 2006). Eveneens werd de snelheid van terugkeer vastgesteld. Roodborsttapuit, geelgors en boompieper bleken het minst verstoringsevoelig (70-80 m terugkeerafstand) en duinpieper het meest (150 m terugkeerafstand). Tussen deze groepen in zaten in oplopende volgorde van verstoringsevoeligheid boomleeuwerik, klapekster, draaihals, tapuit en veldleeuwerik.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Gemiddeld. Het feit dat de soort op de grond broedt maakt hem kwetsbaarder voor recreatie.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen landschap).

Populatie-effecten: Vermoedelijk gemiddeld. De soort broedt in een toegankelijk type habitat dat door recreanten graag gebruikt wordt om (buiten de paden) te recreëren. Het is mogelijk dat huidig potentieel aan habitat niet gebruikt wordt door de aanwezigheid van recreatie. Het feit dat de soort in relatief grote aantallen broedt op defensieterreinen, waar recreatie beperkt is, suggereert dat recreatie beperkende effecten heeft op de soort.

Meest negatieve effect van: Wandelaars, mountain bikers.

Graspieper *Anthus pratensis* (broedend)

Soortbeschrijving:

De graspieper is in ons land een zomergast en broedvogel van open terreinen met lage begroeiing, zoals akker- en graslanden maar ook duinen, kwelders en heideterreinen. Door deze vrij brede habitatkeus is het een wijdverbreide soort, al liggen de kernen in het agrarisch gebied van Noord- en Zuidwest-Nederland. De afgelopen decennia zijn graspiepers in de meeste van deze gebieden gevoelig afgenomen, maar de trends in meer natuurlijke biotopen zijn positiever. Overigens kunnen slechte winters in de overwinteringsgebieden in Zuidwest-Europa ook negatieve gevolgen hebben voor onze broedvogels (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Voor graspieper en boompieper is aangetoond dat de dichtheid aan broedvogels afneemt in de buurt van paden en wegen (Vos & Peltzer 1987 in Pauwels & Vos 2001).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig. Het feit dat de soort op de grond broedt maakt hem kwetsbaarder voor recreatie.

Habitatgevoeligheid: Matig (halfopen landschap).

Populatie-effecten: Vermoedelijk matig.

Meest negatieve effect van: Wandelaars, honden.

Nachtegaal *Luscinia megarhynchos* (broedend)**Soortbeschrijving:**

In Nederland kent de nachtegaal een ruime maar dunne verspreiding waarbij de hoogste dichtheden in de duinstreek en de Biesbosch worden bereikt. Het is dan ook een broedvogel van weelderig met struiken (en een goed ontwikkelde kruidlaag) begroeide halfopen gebieden. Plaatselijk nemen de vogels genoeg met erfbeplantingen en jonge aanplant. In laatstgenoemde gebieden weet de soort zich nog wel eens nieuw te vestigen, maar over het algemeen neemt de populatie (voornamelijk door verdroging) af. Vooral in het oosten des lands is de laatste decennia veel areaal prijsgegeven. Mogelijk speelt ook de situatie in de wintergebieden in Afrika hierbij een rol (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Matig (besloten landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig.

Meest negatieve effect van: Wandelaars.

Blauwborst *Luscinia svecica* (broedend)**Soortbeschrijving:**

De blauwborst is gebonden aan vochtige gebieden met plaatselijk dichte, struikenrijke vegetatie, zoals moerassen, vennen, rivieren, beken, kanalen en sloten, voormalige getijdengebieden, natte heidegebieden, hoogveengebieden, maar ook akkergebieden (koolzaad), braakliggende terreinen en spoorbanen. De grootste aantallen broeden in Nederland in verruigd rietland met opslag van wilg en/of vlier. Een slikkige oever of anderzijds kale bodem biedt goede foerageermogelijkheden, terwijl plaatselijk dichte vegetatie dienst doet als nestgelegenheid en als zangpost. De laatste decennia heeft de soort zich sterk uitgebreid en broedde vanaf de jaren tachtig in alle delen van Nederland (Schmidt 1970, Sovon 1987, van Dobben & Jukema 1994, Hustings *et al.* 1995).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Er zijn geen eenduidige effecten gevonden voor rietbewonende vogels. Er zijn aanwijzingen dat de dichtheid van rietbewonende vogels in het algemeen lager is langs trajecten met een hoge intensiteit aan waterrecreatie (m.n. voor de rietzanger, Reijnen 1989), maar in andere studies konden op soortsniveau geen effecten worden aangetoond (Rodenburg & ter Stege 1983, van der Hoeve *et al.* 1984, van Schaik 1985).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig. De soort lijkt weinig verstoringgevoelig. In terreinen met minder dekking kan verstoring op grotere afstand optreden dan in structuurrijke terreinen (pers. med. R. Meijer in van der Winden *et al.* 1996a).

Habitatgevoeligheid: Matig (besloten landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk matig. Terreinen zijn moeilijk toegankelijk en grootste deel van populatie zit in voor recreanten afgesloten gebied.

Meest negatieve effect van: Wandelaars.

Paapje *Saxicola rubetra* (broedend)

Soortbeschrijving:

Het paapje prefereert open terreinen met een kruidenrijke vegetatie, zoals extensief beheerde hooilanden met hoogopschietende kruiden, duingebieden, hoogveengebieden en vochtige heideterreinen. Daarnaast broedt de soort op kapvlaktes, braakliggende terreinen, langs spoorbanen en kanalen. Van belang zijn uitkijk- en zangposten in de vorm van hoge kruiden, struiken, bomen of andere opgaande elementen. Tegenwoordig is het broedgebied grotendeels beperkt tot de provincie Drenthe (Voous 1960, Teixeira 1979, Grotenhuis & van Os 1986, Sovon 1987, Boele *et al.* 1999).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Voor het paapje is aangetoond dat de dichtheid aan broedvogels afneemt in de buurt van paden en wegen (van der Zande 1984 in Pauwels & Vos 2001).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen landschap).

Populatie-effecten: Onbekend. Wellicht in opengestelde heide- en duingebieden afwezig door intensieve recreatie.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.



Paapje, een vrouwtje, op distels. Foto Luc Hoogenstein.

Roodborsttapuit *Saxicola torquata* (broedend)**Soortbeschrijving:**

Het broedbiotoop van de roodborsttapuit bestaat uit gemiddeld open gebieden met een ruige vegetatie en verspreide opslag van struiken of bomen, zoals heidevelden, duinen en jonge bosaanplantingen. De soort broedt ook in ruige wegbermen en sloottaluds. Daarnaast vormen kleinschalige, extensief beheerde agrarische gebieden een belangrijk broedbiotoop. Groot-schalige en open agrarische gebieden worden echter gemeden. Noodzakelijk voor het voorkomen van de soort is de aanwezigheid van zangposten (bomen, struiken of andere opgaande elementen) en de aanwezigheid van overjarige verdroogde vegetatie voor de nestbouw, ter beschutting, en om te foerageren. Behalve in Zeeuws-Vlaanderen waren er tot voor kort nog maar weinig agrarische gebieden waar de soort stand hield; dit in tegenstelling tot de meeste natuurreservaten. Vanaf het begin van de jaren negentig is er sprake van een sterke groei van het aantal broedparen, zowel in de agrarische gebieden als in heide- en duingebieden (Teixeira 1979, Sovon 1987, Castelijns & Westrienen 1994, van Dijk *et al.* 1999).

Onderzochte verstoringseffecten:

- In tegenstelling tot het paapje is geen afname in broeddichtheid aangetoond langs paden en wegen (van der Zande 1984 in Pauwels & Vos 2001).
- In een langlopend onderzoek naar de effecten van menselijke verstoring op grondbroedende vogels in het Planken Wambuis werd voor negen zangvogels vastgesteld vanaf welke afstand deze opvlogen of terugkeerden naar het nest na een verstoring door wandelaars (Bijlsma 2006). Eveneens werd de snelheid van terugkeer vastgesteld. Roodborsttapuit, geelgors en boompieper bleken het minst verstoringsgevoelig (70-80 m terugkeerafstand) en duinpieper het meest (150 m terugkeerafstand). Tussen deze groepen in zaten in oplopende volgorde van verstoringsgevoeligheid boomleeuwerik, klapetekster, draaihals, tapuit en veldleeuwerik.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen landschap).

Populatie-effecten: Onbekend. Mogelijk in opengestelde heidegebieden afwezig door intensieve recreatie. Is echter in het Gooi toegenomen in gebieden met intensieve recreatie.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Tapuit *Oenanthe oenanthe* (broedend)

Soortbeschrijving:

Het broedbiotoop van de tapuit bestaat uit schaars begroeide terreinen met voldoende uitzichtmogelijkheden in de vorm van zand- of steenhopen, boomstronken en palen, zoals duinen, heidegebieden met voldoende zandige delen, hoogveengebieden, stuifzandgebieden en kapvlaktes. Daarnaast broedt de soort op zand- of steendepots, opspuitterreinen, dijken en dammen. Bijna de helft van het aantal broedparen broedt in de duinen van West-Nederland en het Waddengebied. Tapuiten broeden bij voorkeur in holen (vooral konijnenholen; Teixeira 1979, Sovon 1987, Dijkse 1997).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Voor tapuit is aangetoond dat de dichtheid aan broedvogels afneemt langs paden en wegen (van der Zande 1984 in Pauwels & Vos 2001).
- In een langlopend onderzoek naar de effecten van menselijke verstoring op grondbroedende vogels in het Planken Wambuis werd voor negen zangvogels vastgesteld vanaf welke afstand deze opvlogen of terugkeerden naar het nest na een verstoring door wandelaars (Bijlsma 2006). Eveneens werd de snelheid van terugkeer vastgesteld. Roodborsttapuit, geelgors en boompieper bleken het minst verstoringsevoelig (70-80 m terugkeerafstand) en duinpieper het meest (150 m terugkeerafstand). Tussen deze groepen in zaten in oplopende volgorde van verstoringsevoeligheid boomleeuwerik, klapekster, draaihals, tapuit en veldleeuwerik.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen landschap).

Populatie-effecten: Onbekend. Wellicht in opengestelde heide- en duingebieden afwezig door intensieve recreatie.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.



Tapuit. Foto Luc Hoogenstein.

Kramsvogel *Turdus pilaris* (broedend)**Soortbeschrijving:**

Sinds begin jaren 70 is de kramsvogel in Nederland een regelmatige broedvogel, vooral in het uiterste zuiden en oosten des lands. Het is een koloniebroeder, die vooral populierenaanplanten weet te benutten maar ook in boomgaarden en andere bosjes hun nesten bouwen. Voorwaarde is verder de nabijheid van graslanden om te foerageren. Na de eerstgenoemde opleving heeft het verspreidingsgebied zich inmiddels weer grotendeels teruggetrokken. Dat geldt ook voor omringende landen. Dergelijke fluctuaties zijn in Europa echter ook uit het verleden bekend, al tast men over de oorzaken veelal in het duister. In de wintermaanden is het grootste deel van de Nederlandse populatie vertrokken naar Frankrijk, maar hun plaats wordt dan ingenomen door wintergasten uit Scandinavië en Rusland (Bijlsma *et al.* 2001, Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Matig (halfopen landschap).

Populatie-effecten: Onbekend.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Snor *Locustella luscinioides* (broedend)**Soortbeschrijving:**

Het broedbiotoop van de snor bestaat uit moerasgebieden met uitgestrekte vegetaties van riet, lisdodde, zegge of galigaan en daarnaast uit grienden, broekbossen en opspuitterreinen. Van belang voor de soort zijn zangposten in de vorm van struiken. Het nest wordt gebouwd in ruige vegetaties op of nabij de bodem, zodat de soort erg gevoelig is voor schommelingen in de waterstand. Snorren foerageren dicht bij de grond op insecten, slakken en kreeftachtigen (Voous 1960, Teixeira 1979, Sovon 1987, Cramp 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Er zijn geen eenduidige effecten gevonden voor rietbewonende vogels. Er zijn aanwijzingen dat de dichtheid van rietbewonende vogels in het algemeen lager is langs trajecten met een hoge intensiteit aan waterrecreatie (m.n. voor de rietzanger, Reijnen 1989), maar in andere studies konden op soortsniveau geen effecten worden aangetoond (Rodenburg & ter Stege 1983, van der Hoeve *et al.* 1984, van Schaik 1985).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Matig (besloten landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk afwezig. Merendeel van de populatie broedt in ontoegankelijke en afgesloten terreinen. Mogelijk negatieve effecten bij hoge recreatiedruk (bootjes in moeras) en wanneer moerasvegetaties worden betreden.

Meest negatieve effect van: Waterrecreatie.

Grote karekiet *Acrocephalus arundinaceus* (broedend)

Soortbeschrijving:

De grote karekiet broedt in moerassen en oeverzones van meren, plassen, kreken en oude rivierstrangen met veel riet. Vooral van belang zijn het voorkomen van stevig, overjarig riet voor de nestbouw en brede zones waterriet met voldoende aanbod van grote insecten. De soort is in de tweede helft van de twintigste eeuw sterk in aantal achteruitgegaan. Het zwaartepunt van het broedvoorkomen ligt tegenwoordig rond de randmeren en in het Utrechts-Hollands plassengebied (Teixeira 1979, Sovon 1987, Graveland 1996).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Er zijn geen eenduidige effecten gevonden voor rietbewonende vogels. Er zijn aanwijzingen dat de dichtheid van rietbewonende vogels in het algemeen lager is langs trajecten met een hoge intensiteit aan waterrecreatie (m.n. voor de rietzanger, Reijnen 1989), maar in andere studies konden op soortsniveau geen effecten worden aangetoond (Rodenburg & ter Stege 1983, van der Hoeve *et al.* 1984, van Schaik 1985).
- Voor een verwante soort, de Indische karekiet, is een opvliegafstand van 10 m vastgesteld (Blumstein 2006).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Matig (besloten tot halfopen landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk afwezig. Grote populaties van de soort zijn aanwezig in recreatief intensief gebruikte gebieden. Wanneer rietkragen niet betreden worden (aanleggen boten), is er waarschijnlijk weinig effect van recreatie. Indirecte effecten als gevolg van golfslag waardoor rietkragen verdwijnen zijn mogelijk wel van invloed op lokale populaties.

Meest negatieve effect van: Kanoërs, roei- en motorboten.

Spotvogel *Hippolais icterina* (broedend)

Soortbeschrijving:

De spotvogel is een zomergast en broedvogel die in vrijwel geheel Nederland voorkomt. Daarbij hebben ze een voorkeur voor loofbomen en struiken; erfbeplantingen, hakhoutbosjes, parken en jonge aanplant. Ondanks de ruime verspreiding kent de soort zijn hoogste dichtheden in de kleigebieden. Vandaar dat het voorkomen is geconcentreerd in Noordwest-Nederland, polders op de grens van Zuid-Holland en Utrecht en in het westelijk rivierengebied. Het Europese broedareaal lijkt zich de laatste decennia te verschuiven in noordelijke richting, wat zich in ons land openbaart door een afname van de broedpopulatie. In hoeverre klimaatverandering daarin een rol speelt staat ter discussie (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Matig (gesloten tot halfopen landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk afwezig.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Grauwe vliegenvanger *Muscicapa striata* (broedend)**Soortbeschrijving:**

Gedurende de zomermaanden is de grauwe vliegenvanger een wijd verbreide broedvogel van een veelheid aan biotopen. Van bosgebieden, en bosjes in agrarisch gebied, tot in de bebouwde kom (tuinen, parken) komt deze onopvallende vliegenvanger voor. Er is wel sprake van een afname de laatste decennia, o.a. door een afname aan nestgelegenheid (boomholtes) maar ook door de omstandigheden in de overwinteringsgebieden in de Sahel. De hoogste dichtheden worden gevonden op de zandgronden, maar ook in het (zuid-)westen van het land en op kleigronden kunnen redelijke aantallen voorkomen (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Matig (besloten landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk afwezig.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Matkop *Parus montanus* (broedend)**Soortbeschrijving:**

De matkop is een uitgesproken standvogel van allerlei bostypen: van hakhoutbosjes tot dennenopstanden, zo lang er maar dood hout te vinden is (voor nestgelegenheid) en een goed ontwikkelde struiklaag (waar op insecten en spinnen wordt gevoerageerd). Afgezien van de kuststrook, kent deze soort een ruime verspreiding, met name op de hogere zandgronden. Matkoppen zijn winterhard, vooral omdat ze in het najaar een voedselvoorraad aanleggen voor de winter. De recente warmer wordende winters zouden hierbij een probleem kunnen zijn: de wintervoorraden kunnen makkelijker bederven. Dit lijkt ook voor andere 'hamsteraars' (o.a. boomklever, de nauw verwante glanskop en kuifmees) van belang. De matkop neemt gestaag in aantal af (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Voor verschillende verwante soorten zoals zwarte mees, koolmees en pimpelmees zijn opvliegafstanden gemeten tussen 5 en 10 m (Blumstein 2006).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Matig.

Populatie-effecten: Waarschijnlijk afwezig.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Kortsnavelboomkruiper *Certhia familiaris macrodactyla* (broedend)

Soortbeschrijving:

De kortsnavelboomkruiper is de Midden-Europese ondersoort van de taigaboomkruiper. De Scandinavische nominaat is in ons land een zeldzame wintergast, terwijl de kortsnavelige vorm een zeldzame broedvogel is in vooral het zuiden des lands. Hier bewoont de soort structuurrijke, oude loofbossen. Het is een recente aanvulling op de Nederlandse broedvogel-avifauna, die zich vanuit Duitsland heeft gevestigd. Op een aantal andere plekken langs de oostgrens (o.a. in Groningen en Drenthe) komen verspreid kleinere populaties voor (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Matig (besloten landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk afwezig.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Wielewaal *Oriolus oriolus* (broedend)

Soortbeschrijving:

De wielewaal is een zomergast die in Nederland de noordwestgrens van het verspreidingsgebied vindt. Binnen ons land komt de soort vooral voor in het midden (Flevoland), oosten (o.a. Achterhoek, Twente) en noorden (Zuidwest-Drenthe). Hier bewonen de vogels liefst (populieren-) bossen in beek- en rivierdalen. Het grootste deel van het broedseizoen bevinden de vogels zich in de kroonlaag van de bomen, waar ze hun voedsel (rupsen) vinden en het nest bouwen. Het aantal wielewalen en de verspreiding van de soort zijn sinds eind jaren 70 flink afgenomen. In die tijd nieuw geplante bossen bieden regionaal nog enig soelaas, maar al met al is de populatie in de afgelopen 30 jaar gehalveerd tot 4 à 5000 broedparen (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Voor een verwante soort op een ander continent, de olijfrugwielewaal uit Australië, is een opvliegestand van 10 m vastgesteld (Blumstein 2006).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Matig (gesloten tot halfopen landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk afwezig.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Grauwe klauwier *Lanius collurio* (broedend)

Soortbeschrijving:

De grauwe klauwier prefereert zonnige, insectenrijke terreinen met verspreide struiken of lage bomen, zoals hoogvenen, vochtige heidelandschappen, duinen, kaalslagen, kleinschalige agrarische gebieden met veel houtwallen en mislukte cultures. De soort broedt ook langs randen van bosgebieden en langs (spoor)wegen. Het nest wordt bij voorkeur in doornig struikgewas gebouwd. Het voorkomen in Nederland beperkt zich tegenwoordig vooral tot het hoogveengebied het Bargerveen. Daarnaast broeden kleinere aantallen op de overige delen van hogere zandgronden, in de duinen en de begraasde ruigtes van de Oostvaardersplassen. Het voedsel van de grauwe klauwier bestaat hoofdzakelijk uit insecten en daarnaast uit kleine gewervelde dieren, zoals hagedissen en muizen (Teixeira 1979, Vooijs 1960, Sovon

1987, Hustings & Bekhuis 1993, Kwak & Stronks 1993, Maréchal 1993, van Berkel 1993, van Dijk *et al.* 1998, Cramp 1998).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk afwezig. Grootste populatie bevindt zich in grotendeels afgesloten reservaat (Bargerveen).

Meest negatieve effect van: Wandelaars.



Grauwe klauwier. Foto Luc Hoogenstein.

Roodkopklauwier *Lanius senator* (broedend)

Soortbeschrijving:

Als broedvogel is de roodkopklauwier in Nederland sinds 1956 uitgestorven, maar toch wordt deze soort nog jaarlijks (met name in het voorjaar) her en der in Nederland opgemerkt. Het gaat dan om vogels van Zuid-Europese populaties die 'doorschieten' tijdens hun voorjaars-trek. De voormalige broedvogels hielden zich o.a. op in boomgaarden, vooral in Zuid-Limburg (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen landschap).

Populatie-effecten: Onbekend.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Klapekster *Lanius excubitor* (broedend)

Soortsbeschrijving:

Ook de klappekster is inmiddels uit ons land verdwenen als broedvogel. Begin 20^{ste} eeuw kwamen in grootschalige hoogveen- en heidegebieden, als ook kapvlakten, nog enkele honderden paren tot broeden. De laatste broedgevallen hadden eind 20^{ste} eeuw op de Veluwe plaats. In de wintermaanden komen Scandinavische broedvogels hier overwinteren, in dezelfde gebieden als waar de voormalige broedvogels voorkwamen maar ook in de duinstreek en in kleine heide- en hoogveengebiedjes (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

- In een langlopend onderzoek naar de effecten van menselijke verstoring op groundbroedende vogels in het Planken Wambuis werd voor negen zangvogels vastgesteld vanaf welke afstand deze opvlogen of terugkeerden naar het nest na een verstoring door wandelaars (Bijlsma 2006). Eveneens werd de snelheid van terugkeer vastgesteld. Roodborsttapuit, geelgors en boompieper bleken het minst verstoringsevoelig (70-80 m terugkeerafstand) en duinpieper het meest (150 m terugkeerafstand). Tussen deze groepen in zaten in oplopende volgorde van verstoringsevoeligheid boomleeuwerik, klappekster, draaihals, tapuit en veldleeuwerik.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (halfopen tot open landschap).

Populatie-effecten: Onbekend. Wellicht in opengestelde heidegebieden afwezig door intensieve recreatie.

Meest negatieve effect van: Wandelaars en honden.

Raaf *Corvus corax* (broedend)

Soortsbeschrijving:

Nadat de raaf in de eerste helft van de vorige eeuw was uitgestorven als broedvogel in Nederland, hebben vanaf eind jaren 60 een aantal succesvolle herintroducties plaatsgevonden. Momenteel zijn er twee kerngebieden te onderscheiden: de Veluwe en de Utrechtse heuvelrug. Vogels van deze populaties zijn waarschijnlijk ook verantwoordelijk voor broedgevallen in Flevoland, Overijssel en Drenthe. Raven zijn aaseters bij uitstek en hebben daarnaast grote (of in ieder geval, rustige) bossen nodig om tot broeden te komen. Deze factoren maken de mogelijkheden voor verdere uitbreiding in Nederland enigszins beperkt. De laatste jaren gaat het om een populatie van ongeveer 80 broedparen (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002, van Dijk *et al.* 2007).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Raven die broedden in drukke gebieden en met een hoge mate van vervolging (vergiftiging, afschot), toonden een toegenomen verstoringafstand en een veel hogere mate van schuwheid dan raven in een rustige omgeving zonder vervolging (Knight 1984).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig tot gemiddeld.

Habitatgevoeligheid: Matig.

Populatie-effecten: Waarschijnlijk afwezig. Broedt hoog in bomen.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Huismus *Passer domesticus* (broedend)**Soortbeschrijving:**

De huismus is één van de meest algemene en bekende broedvogels van ons land. Wijdverspreid in alle dorpen en steden, kent de soort eigenlijk alleen een dun voorkomen op de Veluwe en in het Lauwersmeergebied. Desondanks vergaat het de huismus de laatste decennia niet goed. Sinds de jaren 70 is de populatie gehalveerd en daarmee staat de soort zelfs op de Rode Lijst. Oorzaken hiervan zijn een combinatie van afgenomen voedselaanbod (insecten voor opgroeiende jongen en granen en zaden voor volwassen vogels) en minder dekking en nestgelegenheid door verstedelijking waarbij voor mussen geen plaats meer is onder dakpannen. Naar schatting telt Nederland een half tot één miljoen broedparen (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

- In Madrid namen sterk aan mensen aangepaste soorten, zoals de huismus, in aantal toe in de buurt van hoge aantallen passanten, waarschijnlijk door betere voedselomstandigheden in de buurt van mensen (afval, voederen) en beschikbare nestplaatsen (Fernández-Juricic 2000; Fernández-Juricic & Telleria 2000; Fernández-Juricic *et al.* 2001; Fernández-Juricic & Jokimaki 2001).
- Blumstein (2006) vond een gemiddelde opvliegafstand van 15 m bij verstoring door wandelaars.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Matig (besloten habitat in bebouwing).

Populatie-effecten: Afwezig. De soort is sterk aangepast aan menselijke aanwezigheid.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Ringmus *Passer montanus* (broedend)**Soortbeschrijving:**

De ringmus is net als de huismus een cultuurvolger, maar dan meer één van het (kleinschalig) agrarisch gebied. Het is een soort van houtwallenlandschappen en verspreide bebouwing (boerenerven) met name op de hogere zandgronden en het rivierengebied. Vanaf eind jaren 70 (toen de aantallen op z'n hoogst waren) wordt een grote afname vastgesteld in de duinen en bossen. Door het verdwijnen van kleine elementen in het cultuurlandschap neemt ook de stand daar af. De populatie aan het begin van deze eeuw geschat op 50.000-750.000 broedparen (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Blumstein (2006) vond een gemiddelde opvliegafstand van 10 m bij verstoring door wandelaars.

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Matig.

Populatie-effecten: Waarschijnlijk afwezig.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Kneu *Carduelis cannabina* (broedend)

Soortbeschrijving:

Kneuen zijn broedvogels van struiken en struwelen in een onkruidrijke omgeving, zoals de duinen, het rivierengebied en akkergebieden. Het is ook een soort pioniervogel van verruigende gebieden zoals bijvoorbeeld natuurontwikkelingsprojecten, die echter gaandeweg de successie gauw minder geschikt worden. In Laag-Nederland is de verspreiding ruimer (en dichter) dan daarbuiten, maar ook in Drenthe en Limburg worden plaatselijk grote dichtheden bereikt. Een deel van de populatie overwinterd in eigen land, maar de meeste vogels trekken weg naar het Middellandse Zee-gebied (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

- Voor de verwante soorten groenling en putter werden opvliegafstanden van 5 tot 10 m vastgesteld (Blumstein 2006).

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Matig tot gemiddeld.

Populatie-effecten: Waarschijnlijk.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Ortolaan *Emberiza hortulana* (broedend)

Soortbeschrijving:

Hoewel bijna jaarlijks nog ergens een zingende ortolaan opduikt, is deze soort in Nederland zo goed als uitgestorven als broedvogel. Op doortrek in voor- en najaar worden ze regelmatig (maar in kleine aantallen) vastgesteld, vooral in de kuststrook. De voormalige broedvogels waren bij uitstek vogels van het kleinschalige cultuurlandschap, met name langs de oostgrens van ons land. In Limburg en de Achterhoek hebben ze het dan ook het langst volgehouden (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Matig (half-open landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk afwezig.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

Grauwe gors *Milvina calandra* (broedend)**Soortbeschrijving:**

Het voortbestaan van de grauwe gors in Nederland hangt aan een zijden draadje. Deze voormalige akkervogel, waarvan in de jaren 70 nog 1100-1250 broedparen voorkwamen, is schrikbarend in aantal afgenomen en momenteel bijna verdwenen. Voormalige bolwerken als de akkergebieden van Groningen, Zeeuws-Vlaanderen en Limburg zijn vrijwel volledig verlaten. Opvallend genoeg worden de laatste jaren in akkerreservaten in Zuid-Limburg grote groepen overwinterende grauwe gorzen geteld. Helaas heeft dat niet tot een opleving geleid in de broedpopulatie in dit voormalige bolwerk. Alleen in het rivierengebied houdt een enkel paartje het nog vol (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002).

Onderzochte verstoringseffecten:

-

Geëxtrapoleerde verstoringseffecten:

Soortgevoeligheid: Matig.

Habitatgevoeligheid: Gemiddeld (half-open tot open landschap).

Populatie-effecten: Waarschijnlijk afwezig.

Meest negatieve effect van: Landrecreatie.

9 Literatuur

- Ackerman, J.T., J.Y. Takekawa, K.L. Kruse, D.L. Orthmeyer, J.L. Yee, C.R. Ely, D.H. Ward, K.S. Bollinger & D.M. Mulcahy, 2004. Using radiotelemetry to monitor cardiac response of free-living Tule greater white-fronted geese (*Anser albifrons elgasi*) to human disturbance. *Wilson Bulletin* 116(2): 146-151.
- Anthony, R.M., W.H. Anderson, J.S. Sedinger & L.L. McDonald, 1995. Estimating populations of nesting brant using aerial videography. *Wildlife Society Bulletin* 23: 80-87.
- Arlettaz, R., P. Patthey, M. Baltic, T. Leu, M. Schaub, R. Palme & S. Jenni-Eiermann, 2007. Spreading free-riding snow sports represent a novel serious threat for wildlife. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 274(1614): 1219-1224.
- Arroyo, B. & M. Razin, 2006. Effect of human activities on bearded vulture behaviour and breeding success in the French Pyrnees. *Biological Conservation* 128: 276-284.
- Arts, F.A., 2000. Literatuuronderzoek naar effecten van recreatie en vegetatiesuccessie op kustbroedvogels. Rapport Delta Project Management, Culemborg.
- Austin, O.L. Jr., W.B. Robertson & G.E. Woolfenden, 1970. Mass hatching failure in Dry Tortugas sooty terns (*Sterna fuscata*) (abstract). *Proc. 15th Int. Orn. Cong.*, Den Haag.
- Awbrey, F.T. & A.E. Bowles, 1990. The effects of aircraft noise and sonic booms on raptors; a preliminary model and a synthesis of the literature on disturbance. Noise and sonic boom impact technology technical operating report 12. Rapport Wright-Patterson Air Force Base, Ohio, VS.
- Baines, D. & M. Richardson, 2007. An experimental assessment of the potential effects of human disturbance on black grouse *Tetrao tetrix* in the North Pennines, England. *Ibis* 149: 56-64.
- Banks, P.B. & J.V. Bryant, 2007. Four-legged friend or foe? Dog walking displaces native birds from natural areas. *Biology Letters* 3: 611-613.
- Baptist, H.J.M. & P.L. Meininger, 1996. Vogels van de Voordelta 1975-95. Rapport RIKZ-96.018. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
- Baptist, H.J.M., R.H. Witte, P. Duiven & P. Wolf, 1997. Aantallen eidereenden *Somateria mollissima* in de Nederlandse kustwateren en de Waddenzee in de winters 1993-1997. *Limosa* 70: 113-118.
- Batten, L.A., 1977. Sailing on reservoirs and its effect on waterbirds. *Biological Conservation* 11: 49-58.
- Bayne, E.M., L. Habib & S. Boutin, 2008. Impacts of chronic anthropogenic noise from energy-sector activity on abundance of songbirds in the boreal forest. *Conservation Biology* 22(5): 1186-1193.
- Beale, C.M. & P. Monaghan, 2004a. Behavioural responses to human disturbance: a matter of choice? *Animal Behaviour* 68: 1065-1069.
- Beale, C.M. & P. Monaghan, 2004b. Human disturbance: people as predation-free predators? *Journal of Applied Ecology*. Rapport
- Béchet, A., J.F. Giroux & G. Gauthier, 2004. The effects of disturbance on behaviour, habitat use and energy of spring staging snow geese. *Journal of Applied Ecology* 41: 689-700.
- Bekhuis, J., 1990. Hoe lang nog broedende woudaapjes *Ixobrychus minutus* in Nederland? *Limosa* 63: 47-50.
- Bélanger, L. & J. Bédard, 1989. Responses of staging greater snow geese to human disturbance. *Journal of Wildlife Management* 53(3): 713-719.
- Bennett, P.M. & P.H. Harvey, 1987. Active and resting metabolism in birds: allometry, phylogeny, and ecology. *J. Zool.* 213: 327-363.
- Bergen, F. & M. Abs, 1997. Etho-ecological study of the singing activity of the blue tit (*Parus caeruleus*), great tit (*Parus major*) and chaffinch (*Fringilla coelebs*). *Journal für Ornithologie*. Rapport
- Berger, T.R., 1977. The Berger report: northern frontier, northern homeland. *Living Wilderness* 41: 4-33.
- Biederman-Thorson, M.A., 1970. Auditory responses of units in the ovoid nucleus and cerebrum (Field L) of the ring dove. *Brain Research* 24: 247-256.

- Bijlsma, R.G., 2006. Effecten van menselijke verstoring op grondbroedende vogels van Planken Wambuis. *De Levende Natuur* 107: 191-198.
- Bijlsma, R.G., F. Hustings & C.J. Camphuysen, 2001. Algemene en schaarse vogels van Nederland met vermelding van alle soorten. *Avifauna van Nederland 2*. Rapport 5517. GMB / KNNV, Haarlem / Utrecht.
- Bijlsma, R.G., R. Lensink & F. Post. 1985. De boomleeuwerik *Lullula arborea* als broedvogel in Nederland in 1970-84. *Limosa* 58: 89-96.
- Bijlsma, R.G., A.J. van Dijk, F. Hustings, R. Lensink & F. Post. 1988. Strengere winters en schommelingen in de stand van de boomleeuwerik *Lullula arborea* in Nederland: een verband? *Limosa* 61: 91-95.
- Blume, D. 1966. Schwarzspecht – Grünspecht – Grauspecht. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Blumstein, D. T., L. L. Anthony, R. Harcourt & G. Ross, 2003. Testing a key assumption of wildlife buffer zones: is flight initiation distance a species-specific trait? *Biological Conservation* 110(1): 97-100.
- Blumstein, D.T., 2006a. Developing an evolutionary ecology of fear: how life history and natural history traits affect disturbance tolerance in birds. *Animal Behaviour* 71: 389-399.
- Blumstein, D.T., 2006b. The multipredator hypothesis and the evolutionary persistence of antipredator behavior. *Ethology* 112: 209-217.
- Blumstein, D.T., E. Fernández-Juricic, O. LeDee, E. Larsen, I. Rodriguez-Prieto & C. Zugmeyer, 2004. Avian risk assessment: Effects of perching height and detectability. *Ethology* 110(4): 273-285.
- Blumstein, D.T., E. Fernández-Juricic, P.A. Zollner & S.C. Garity, 2005. Inter-specific variation in avian responses to human disturbance. *Journal of Applied Ecology* 42: 943-953.
- Boecker, M. 1967. Vergleichende Untersuchungen zur Nahrungs- und Nistökologie der Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo* L.) und der Küstenseeschwalbe (*Sterna paradisaea* Pont.). *Bonner Zoologische Beiträge* 18: 15-126.
- Boele, A., M. van der Weide, E. van Winden & D. Zoetebier. 1999. Monitoring van belangrijke Vogelgebieden: jaarrapport 1996. SOVON-Monitoringrapport 99/02. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Boer, P., J.R.M. Kattens & K. van der Vlies. 1974. De meerkoet. Vogelwerkgroep Noordhollands Noorderkwartier, Avenhorn.
- Boer, T. den. 1992. Aanzet voor bescherming van de ijsvogel. Actierapport 4. Vogelbescherming Nederland, Zeist.
- Boer, T.E. den, F. Arts, R.B. Beijersbergen & P.L. Meininger. 1993. Actieplan dwergstern. Actierapport 8. Vogelbescherming Nederland, Zeist.
- Boere, G.C. 1977. The significance of the Dutch Waddenzee in the annual cycle of arctic, subarctic and boreal waders. Proefschrift Vrije Universiteit Amsterdam, Amsterdam.
- Bolduc, F. & M. Guillemette, 2003. Human disturbance and nesting success of Common Eiders: interaction between visitors and gulls. *Biological Conservation* 110: 77-83.
- Boudewijn, T.J. 1989. De tafeleend *Aythya ferina* als zaadeter in de Grevelingen. *Limosa* 62: 169-176.
- Braaksma, S. 1957. Pleisterplaatsen van kraanvogels, *Grus grus* L., in Nederland. *Ardea* 45: 143-167.
- Braaksma, S., 1968. De verspreiding van het woudaapje (*Ixobrychus minutus*) als broedvogel. *Limosa* 41: 41-61.
- Brenninkmeijer, A. & E.W.M. Stienen. 1992. Ecologisch profiel van de grote stern (*Sterna sandvicensis*). RIN-rapport 92/17. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem.
- Bright, A., G. Reynolds, J. Innes & J.R. Waas, 2003. The effects of motorized boat passes on the time budgets of New Zealand dabchick, *Poliocephalus rufopectus*. *Wildlife Research* 30: 237-244.
- Bright, A., J.R. Waas & J. Innes, 2004. Correlations between human-made structures, boat-pass frequency and the number of New Zealand dabchicks (*Poliocephalus rufopectus*) on the Rotorua Lakes, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 28(1): 137-142.
- Brinkkemper, J. 1979. De Kempphaan in Nederland. *Wetenschappelijke Mededelingen* 137: 1-53.
- Brown, A.L., 1990. Measuring the effect of aircraft noise on sea birds. *Environm. Int.* 16: 587-592.

- Brown, K.M. & R.D. Morris, 1995. Investigator disturbance, chick movement, and aggressive-behavior in ring-billed gulls. *Wilson Bulletin* 107(1): 140-152.
- Bruderer, B. & S. Komenda-Zehnder, 2005. Einfluss des Flugverkehrs auf die Avifauna - Schlussbericht mit Empfehlungen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 376. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- Burger, J., 1994. The effect of human disturbance on foraging behavior and habitat use in piping plover (*Charadrius melodus*). *Estuaries* 17(3): 695-701.
- Burger, J., 1998. Effects of motorboats and personal watercraft on flight behavior over a colony of common terns. *Condor* 100(3): 528-534.
- Burger, J. & M. Gochfeld, 1991. Human activity influence and diurnal and nocturnal foraging of sanderlings (*Calidris alba*). *Condor* 93(2): 259-265.
- Burger, J. & M. Gochfeld, 1998. Effects of ecotourists on bird behaviour at Loxahatchee National Wildlife Refuge, Florida. *Environmental Conservation* 25: 13-21.
- Burton, N.H.K., M.J.S. Armitage, A.J. Musgrove & M. Rehfish, 2002a. Impacts of man-made landscape features on numbers of estuarine waterbirds at low tide. *Environmental Management. Rapport*
- Burton, N.H.K., M. Rehfish & N.A. Clark, 2002b. Impacts of disturbance from construction work on the densities and feeding behavior of waterbirds using the intertidal mudflats of Cardiff Bay, UK. *Environmental Management* 30(6): 865-871.
- Busnel, R.G., 1978. Introduction. J.L. Fletcher & R.G. Busnel. *Effects of noise on wildlife*. Blz. 7-22. New York.
- Camphuysen, C.J. 1995. Herring gull *Larus argentatus* and lesser black-backed gull *L. fuscus* feeding at fishing vessels in the breeding season: competitive scavenging versus efficient flying. *Ardea* 83: 365-380.
- Camphuysen, C.J. 1996. Ecologisch profiel van de eidereend *Somateria mollissima*. RIKZ-werkdocument 96.146x. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Den Haag.
- Camphuysen, C.J., 1999. New feeding technique of cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at beam trawlers. *Sula* 1: 85-90.
- Camphuysen, C.J. & M.F. Leopold, 1994. Atlas of seabirds in the southern North Sea. IBN-research report 94/6. Institute for Forestry and Nature Research, Den Burg.
- Cardoni, D.A., M. Favero & J.P. Isacch, 2008. Recreational activities affecting the habitat use by birds in Pampa's wetlands, Argentina: Implications for waterbird conservation. *Biological Conservation* 141(3): 797-806.
- Carney, K.M. & W.J. Sydeman, 1999. A review of human disturbance effects on nesting colonial waterbirds. *Waterbirds* 22(1): 68-79.
- Carter, J., N.J. Lyons, H.L. Cole & A.R. Goldsmith, 2008. Subtle cues of predation risk: starlings respond to a predator's direction of eye-gaze. *Proc. R. Soc. B* 275: 1709-1715.
- Castelijns, H. & R. van Westrienen. 1994. De roodborsttapuit *Saxiola torquata* in Zeeuws-Vlaanderen: status aparte? *Limosa* 67: 101-108.
- Cempulik, P., 1994. Bestandsentwicklung, Brutbiologie und Ökologie der Zwergdommel *Ixobrychus minutus* an Fisch- und Industrieischen Oberschlesiens. *Vogelwelt* 115: 19-27.
- Colwell, M.A., Z. Nelson, S. Mullin, C. Wilson, S.E. McAllister, K.G. Ross & R.R. LeValley, 2005. Snowy plover breeding in coastal northern California. Final report. Rapport Recovery Unit 2, Wildlife Department, Humboldt State University, Arcata, Californië.
- Conomy, J.T., J.A. Collazo, J.A. Dubovsky & W.J. Fleming, 1998. Dabbling duck behaviour and aircraft activity in coastal north Carolina. *Journal of Wildlife Management* 62(3): 1127-1134.
- Cooke, A.S., 1980. Observations on how close certain passerine species will tolerate an approaching human in rural and suburban areas. *Biological Conservation* 18: 85-88.
- Counter, S.A., 1985. Brain-stem evoked-potentials and noise effects in seagulls. *Comparative Biochemistry and Physiology A-Physiology* 81(4): 837-845.
- Cramp, S., 1998. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Volume 1. Ostrich to ducks. Oxford University Press, Oxford.
- Culik, B.M., D. Adelung & A.J. Woakes, 1990. The effect of disturbance on the heart-rate and behaviour of Adelie penguins *Pygoscelis adeliae* during the breeding season. K.R. Kerry & G. Hempel. *Antarctic ecosystems, ecological change and conservation*. Blz. 177-182. Springer. Berlin.

- Daalder, R. & H. Brouwer, 1984. Plankzeilen in natuur en landschap. Rapport Biologie en Samenleving, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.
- Daan, S., D. Masman, A. Strijkstra & S. Verhulst, 1989. Intraspecific allometry of basal metabolic rate: relations with body size, temperature, composition, and circadian phase in the kestrel. *J. Biol. Rhythms* 2: 267-283.
- Davidson, N. & P. Rothwell, 1993. Disturbance to waterfowl on estuaries. Wader Study Group Bulletin 68(Special Issue).
- Davis, R.A. & A.N. Wiseley, 1974. Normal behavior of snow geese on the Yukon-Alaska North Slope and the effects of aircraft-induced disturbance on this behavior. W.W.H. Gunn, W.J. Richardson, R.E. Schweinburg & T.D. Wright. *Studies on snow geese and waterfowl in the Northwest Territories, Yukon Territory and Alaska, 1973*. Arctic Gas Biological Report Service, Vol. 27
- de Molenaar, J.G. & R.J.H.G. Henkens, 2007. Champ car evenement TT-circuit Assen. Monitoring van de effecten van geluid op het aangrenzende Witterveld. Alterra report 1573. Alterra, Wageningen.
- de Molenaar, J.G., D.A. Jonkers & M.E. Sanders, 2000. Wegverlichting en Natuur III. Lokale invloed van wegverlichting op een gruttopopulatie. Alterra, Wageningen.
- de Roos, G.Th., 1972. De invloed van recreatie en andere verontrusting op de broed- en trekvogels in het Staatsnatuurreservaat 'Kroonspolders' op het eiland Vlieland. Vakgroep Natuurbeheer, Landbouwhogeschool Wageningen, Wageningen.
- Delaney, D.K., T.G. Grubb, P. Beier, L.L. Pater & M.H. Reiser, 1999. Effects of helicopter noise on Mexican spotted owls. *Journal of Wildlife Management* 63(1): 60-76.
- Derksen, D.V., M.W. Weller & W.D. Eldridge, 1979. Distributional ecology of geese molting near Teshekpuk Lake, National Petroleum Reserve-Alaska. R.L. Jarvis & J.C. Bartonek. *Management and biology of Pacific Flyway Geese*. Blz. 189-207. Oregon State Univ. Book Stores. Corvallis Oregon.
- Dietrich, K. & C. Koepff, 1986. Wassersport im Wattenmeer als Storfaktor für brutende und rastende Vogel. *Natur und Landschaft* 61: 220-225.
- Dietrich, K., C. Koepff, G. von der Mühlen & K. Steiof, 1989. Untersuchungen über die Auswirkung von Modellflugbetrieb auf das Verhalten von Wiesenvögeln. Unveröffentlichtes Gutachten. Rapport
- Dijkse, A. 1992. Kiekendieven in de duinen. *Duin* 15: 29-31.
- Dijkse, L. 1997. De stand van de tapuit op Texel en Ameland. *Graspieper* 17: 90-91.
- Dijkstra, A. 1995. Tiendoornige stekelbaarsjes *Pungitius pungitius* als prooi van zwarte ruiters *Tringa erythropus*. *Drentse Vogels* 8: 49-55.
- Dirksen, S., J.H. Beekman & Slagboom. T.H., 1991. Bewick's swans *Cygnus colymbianus bewickii* in the Netherlands: numbers, distribution and food choice during the winter season. In: J. Sears & P.J. Bacon (eds). *Proceedings 3rd IWRB International Swan Symposium*, Oxford 1989. *Wildfowl Supplement* 1: 228-237.
- Dirksen, S., A.L. Spaans, J. van der Winden & L.M.J. van den Bergh. 1998. Nachtelijke vliegpatronen en vlieghoogtes van duikenden in het IJsselmeergebied. *Limosa* 71: 57-68.
- Dirksen, S., R.H. Witte & M.F. Leopold, 2005. Nocturnal movements and flight altitudes of common scoters *Melanitta nigra*. Research north of Ameland and Terschelling, February 2004. Rapport 05-062. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Dobben, W.H. van & J. Jukema. 1994. De blauwborst *Luscinia svecica cyaneola* als broedvogel terug in het noordelijk kleigebied van Friesland. *Limosa* 67: 115-117.
- Drent, R.H., G. Eichhorn, A. Flagstad, A.J. van der Graaf, K.E. Litvin & J. Stahl, 2007. Migratory connectivity in Arctic geese: spring stopovers are the weak links in meeting targets for breeding. *Journal of Ornithology* 148: S501-S514.
- Drost, R., 1968. Dressur von Silbermöwen, *Larus argentatus*, auf akustische Signale. *Vogelwarte* 24: 185-187.
- Duel, H., R. During & J.B.M. Thissen. 1988. Ecologisch profiel van enkele plante- en diersoorten van binnenwateren. TNO-rapport R88/10a-d.
- 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.
- Eason, P.K., P.T. Sherman, O. Rankin & B. Coleman, 2006. Factors affecting flight initiation distance in American robins. *The Journal of Wildlife Management* 70(6): 1796-1800.

- Ebbinge, B.S., C. Berrevoets, P. Claussen, B. Ganter, K. Günther, K. Koffijberg, R. Mahéo, M. Rowcliffe, A.K.M. St. Joseph, P. Südbeck & E.E. Syroechkovsky Jr., 1999. Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. Wetlands International Publication 48. J. Madsen, G. Cracknell & T. Fox. Rapport Wetlands International, Wageningen.
- Ebbinge, B.S., L.M.J. van den Bergh, A.M. van Haperen, C.M. Lok, J. Philippona, J. Rooth & A. Timmerman, 1987. Verspreiding en aantalsontwikkeling van in Nederland pleisterende ganzen. *De Levende Natuur* 88: 162-178.
- Eerden, M.R. van, J.J. de Leeuw, B. Slager & A. bij de Vaate. 1997. A field test of the carrying capacity concept in wintering diving ducks: do high foraging costs delimit exploitation of zebra mussels? In: J.J. de Leeuw (ed.). *Demanding divers: Ecological energetics of food exploitation by diving ducks*. Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen, Groningen.
- Ehrenburg, A. & M.J.M. Hootsmans, 2007. Broedvogels en recreatie in de Amsterdamse Waterleidingduinen: partners of een beheersprobleem? *Limosa* 80: 18-25.
- Eigenhuis, K.J., 1996. Disturbance of common scoters off Petten. *Sula* 10: 107.
- Ellenbroek, F., J. van der Winden, H. van der Kooij & T.J. Boudewijn, 1999. Ruimte voor de purperreiger en het woudaapje in de provincie Utrecht. Rapport 98.46. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Ellison, L.N. & L. Cleary, 1978. Effects of human disturbance on breeding of double-crested cormorants. *Auk* 95: 510-517.
- Ely, C.R., D.H. Ward & Bollinger K.S., 1999. Behavioral correlates of heart rates of free-living greater white-fronted geese. *Condor* 1999(101): 390-395.
- Engelmoer, M. & A.M. Blomert. 1985. Broedbiologie van de kluut langs de Friese Waddenkust seizoen 1983. RIJP-rapport 1985-39-abw. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.
- Engler, H., 1983. Die Teichralle *Gallinula chloropus*. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Everett, M.J. 1980. Little terns; Proceedings of a symposium on little terns (*Sterna albifrons*). Grafham Water, 4 november 1980. RSPB.
- Eygenraam, J.A. 1965. Ecologie van het korhoen (*Lyrurus tetrix* L.). Mededelingen 66. Instituut voor Toegepast Biologisch Onderzoek in de Natuur, Arnhem.
- Fernandez, C. & P. Azkona, 1993. Human disturbance affects parental care of marsh harriers and nutritional status of nestlings. *Journal of Wildlife Management* 57: 602-608.
- Fernández-Juricic, E., 2000. Local and regional effects of pedestrians on forest birds in a fragmented landscape. *Condor* 102(2): 247-255.
- Fernández-Juricic, E., 2002. Can human disturbance promote nestedness? A case study with breeding birds in urban habitat fragments. *Oecologia* 131(2): 269-278.
- Fernández-Juricic, E., 2004. Spatial and temporal analysis of the distribution of forest specialists in an urban-fragmented landscape (Madrid, Spain) - Implications for local and regional bird conservation. *Landscape and Urban Planning* 69(1): 17-32.
- Fernández-Juricic, E., M.D. Jimenez & E. Lucas, 2001. Alert distance as an alternative measure of bird tolerance to human disturbance: implications for park design. *Environmental Conservation* 28(3): 263-269.
- Fernández-Juricic, E., M.D. Jimenez & E. Lucas, 2002. Factors affecting intra- and inter-specific variations in the difference between alert distances and flight distances for birds in forested habitats. *Canadian Journal of Zoology* 80: 1212-1220.
- Fernández-Juricic, E. & J. Jokimaki, 2001. A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity and Conservation* 10(12): 2023-2043.
- Fernández-Juricic, E. & J.L. Telleria, 2000. Effects of human disturbance on spatial and temporal feeding patterns of blackbird *Turdus merula* in urban parks in Madrid, Spain. *Bird Study* 47: 13-21.
- Fernández-Juricic, E., P.A. Zollner, C. LeBlang & L.M. Westphal, 2007. Responses of nestling black-crowned night herons (*Nycticorax nycticorax*) to aquatic and terrestrial recreational activities: a manipulative study. *Waterbirds* 30(4): 554-565.
- Finney, S.K., J.W. Pearce-Higgins & D.W. Yalden, 2005. The effect of recreational disturbance on an upland breeding bird, the golden plover *Pluvialis apricaria*. *Biological Conservation* 121: 53-63.

- Fisch, D., P. Lehmann & P. Ingold, 1985. On the relationship between moorhen and coot chicks and their nesting area as seen in natural and altered circumstances. *Experientia* 41: 1226.
- Fitzpatrick, S. & B. Bouchez, 1998. Effects of recreational disturbance on the foraging behaviour of waders on a rocky beach. *Bird Study* 45: 157-171.
- Forman, R.T.T., B. Reineking & A.M. Hersperger, 2002. Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape. *Environmental Management* 29: 782-800.
- Forshaw, W.D., 1983. Numbers, distribution and behaviour of pink-footed geese in Lancashire. *Wildfowl* 34: 64-76.
- Fowler, G.S., 1999. Behavioral and hormonal responses of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) to tourism and nest site visitation. *Biological Conservation* 90(2): 143-149.
- Fox, A.D., D.V. Bell & G.M. Mudge, 1993. A preliminary study of the effect of disturbance on feeding wigeon grazing on eel-grass *Zostera*. *Wader Study Group Bulletin* 68: 67-71.
- Frid, A. & L.M. Dill, 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology*. Rapport
- Furness, R.W., 1973a. Roost selection by waders. *Scottish Birds* 7: 281-287.
- Furness, R.W., 1973b. Wader populations at Musselburgh. *Scottish Birds* 7: 275-281.
- Ganter, B., K. Larson, E.V. Syroechkovsky, K.E. Litvin, A. Leito & J. Madsen, 1999. Barnacle goose *Branta leucopsis*: Russia/Baltic. J. Madsen, G. Cracknell & T. Fox. *Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution*. Wetlands International Publication 48. Wetlands International. Wageningen.
- Ganzevles, W., F. Hustings, F. Scepers, J. Ummels & W. Vergoossen 1985. Vogels in Limburg. Publicaties van het natuurhistorisch Genootschap in Limburg XXXV, Aflevering 5-15.
- Gentz, K., 1965. Die Grosse Dommel (*Botaurus stellaris*). Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Gerdes, K. & H. Reepmeyer, 1983. Zur räumlichen Verteilung überwinternder Saat- und Bleßgänse (*Anser fabalis* und *A. albifrons*) in Abhängigkeit von naturschädlichen und fördernden Einflüssen. *Vogelwelt* 104: 54-67.
- Gerritsen, G.J. 1990. Slaapplaatsen van grutto's *Limosa limosa* in Nederland in 1984-85. *Limosa* 63: 51-63.
- Gill, J.A., 1996. Habitat choice in pink-footed geese: Quantifying the constraints determining winter site use. *Journal of Applied Ecology* 33(4): 884-892.
- Gill, J.A., W.J. Sutherland & A.R. Watkinson, 1996. A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations. *Journal of Applied Ecology* 33: 786-792.
- Gillett, W.H., J.L. Hayward & J.F. Stout, 1975. Effects of human activity on egg and chick mortality in a glaucous-winged gull colony. *Condor* 77: 492-495.
- Gladwin, D.N., K.M. Manci & R. Villella, 1988. Effects of aircraft noise and sonic booms on domestic animals and wildlife: bibliographic abstracts. NERC-88/32. Rapport U.S. Fish & Wildlife Service, National Ecology Research Center, Fort Collins, Colorado.
- Glas, J., J. Hermans & P. Maréchal. 1987. Hulp geboden: argumenten, ervaringen en praktische wenken bij het scheppen van nestgelegenheid voor de oeverzwaluw (*Riparia riparia*). *Vogeljaar* 35: 163-171.
- Glutz von Blotzheim, U.N. & K.M. Bauer. 1982. Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 8, Teil I. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Goering, D.K. & R. Cherry, 1971. Nestling mortality in a Texas heronry. *Wilson Bulletin* 83: 303-305.
- González, L.M., B.E. Arroyo, A. Margalida, R. Sánchez & J. Oria, 2006. Effect of human activities on the behaviour of breeding Spanish imperial eagles (*Aquila adalberti*): management implications for the conservation of a threatened species. *Animal Conservation* 9: 85-93.
- Goss-Custard, J.D., P. Triplet, F. Sueur & A.D. West, 2006. Critical thresholds of disturbance by people and raptors on foraging wading birds. *Biological Conservation* 127: 88-97.
- Götmark, F., 1992. The effects of investigator disturbance on nesting birds. *Current Ornithology* 9: 63-104.
- Graveland, J. 1996. Watervogel en zangvogel: de achteruitgang van de grote karekiet *Acrocephalus arundinaceus* in Nederland. *Limosa* 69: 85-96.
- Graveland, J. 1997. Dichtheid en nestsucces van kleine karekiet *Acrocephalus scirpaceus* en rietzanger *A. schoenobaenus* in jong en overjarig riet. *Limosa* 70: 151-162.
- Gray, J.A., 1971. Angst und Streß. Kindler, München.

- Green, R.E., G. Rocamora & N. Schäffer. 1997. Populations, ecology and threats to the corncrake *Crex crex* in Europe. *Vogelwelt* 118: 117-134.
- Gremillet, D. & D. Smid, 1993. Zum Nahrungsbedarf des Kormorans *Phalacrocorax carbo sinensis*. Institut für Meereskunde, Universität Kiel, Kiel.
- Grotenhuis, J.W. & B.L.J. van Os. 1986. Sterke achteruitgang van het paapje *Saxiola rubetra* als broedvogel in Drenthe. *Limosa* 59: 57-60.
- Grubb, T.G., W.W. Bowerman, J.P. Giesy & G.A. Dawson, 1992. Responses of breeding bald eagles, *Haliaeetus leucocephalis*, to human activities in northcentral Michigan. *Canadian Field Naturalist* 106: 443-453.
- Grubb, T.G. & R.M. King, 1991. Assessing human disturbance of breeding bald eagles with classification tree models. *Journal of Wildlife Management* 55(3): 500-511.
- Gunn, W.W.H. & J.A. Livingston, 1974. Disturbance to birds by gas compressor noise simulators, aircraft, and human activity in the Mackinzie Valley on the Northern Slope, 1972. *Arctic Gas Biol. Rep. Series* 14: 1-280.
- Gutzwiller, K.J. & S.H. Anderson, 1999. Spatial extent of human-intrusion effects on subalpine bird distributions. *Condor* 101: 378-389.
- Gutzwiller, K.J., K.L. Clements, H.A. Marcum, C.A. Wilkins & S.H. Anderson, 1998a. Vertical distributions of breeding-season birds: Is human intrusion influential? *Wilson Bulletin* 110: 497-503.
- Gutzwiller, K.J., H.A. Marcum, H.B. Harvey, J.D. Roth & S.H. Anderson, 1998b. Bird tolerance to human intrusion in Wyoming montane forests. *Condor* 100: 519-527.
- Haar, E. ter, B.W. Huisinga B.W. & J. Verhorst. 1995. Vaargedrag op het Markermeer/IJmeer. *Flevobericht* No 380. Rijkswaterstaat Directorate IJsselmeergebied, Lelystad.
- Haitjema, T. 1982. Voorkomen van de reuzenster *Sterna caspia* op de Steile Bank tijdens de herfsttrek. *Limosa* 55: 37-42.
- Have, T. M. van & E.R. Osieck. 1997. Aantalsontwikkelingen van en beheersmaatregelen voor karakteristieke vogels van het Waddengebied. Technisch Rapport 18. Vogelbescherming Nederland, Zeist.
- Heidemij 1993. Recreatievaart op het IJsselmeer, Markermeer en de Randmeren in 1993. Rijkswaterstaat Directoraat Flevoland, Lelystad.
- Heinroth, O. & M. Heinroth. 1926. Die Vögel Mitteleuropas, 2. Bermühler Verlag, Berlin.
- Helmer, W. & A. Wittgen. 1994. De zeearend. Achtergrondinformatie bij de eventuele herintroductie van de zeearend als broedvogel in Nederland. Stichting Ark, Laag Keppel.
- Heunks, C., S.K. Lubbe, F. van Vliet & K.L. Krijgsveld, 2007. Effecten van militaire activiteiten in het Waddengebied op beschermde soorten en habitats. Overzicht van de literatuur en effectanalyse in het licht van de instandhoudingsdoeleinden. Rapport 07-073. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Hill, D., D. Hockin, D. Price, G. Tucker, R. Morris & J. Treweek, 1997. Bird disturbance: improving the quality and utility of disturbance research. *Journal of Applied Ecology* 34: 275-288.
- Hoekstein, M. 1996. Broedbiologie en voedsel van de dwergster. *De Graspieper* 96: 106-111.
- Hollander, H. & P. Huigen, 1997. Themanummer Iepelaar. *Vogelnieuws* 10: 1-15.
- Holm, T.E. & K. Laursen, 2008. Experimental disturbance by walkers affects behaviour and territory density of nesting black-tailed Godwit *Limosa limosa*. *Ibis*.
- Holmes, T.L., R.L. Knight, L. Stegall & G. Craig, 1993. Response of wintering grassland raptors to human disturbance. *Wildlife Society Bulletin* 21: 461-468.
- Holthuijzen, Y.A. 1979. Het voedsel van de zwarte ruiter *Tringa erythropus* in de Dollard. *Limosa* 52: 22-33.
- Hölzinger J., M. Mickley & K. Schilhansl. 1973. Untersuchungen zur Brut- und Ernährungsbiologie der Sumpfohreule (*Asio flammeus*) in einem süddeutschen Brutgebiet mit Bemerkungen zum Auftreten der Art in Mitteleuropa. *Anz. orn. Ges. Bayern* 12: 176-197.
- Hootsmans, M.J.M., A. Ehrenburg & B.K. van Wesenbeeck, 2006. Invloed van recreatie op broedvogelverspreiding in de Amsterdamse Waterleidingduinen. *Limosa* 79: 139-146.
- Hulscher, J.B., J. de Jong & J. van Klinken. 1993. Uitzonderlijk grote aantallen scholeksters in het binnenland gedurende de winter van 1992/93. *Limosa* 66: 117-123.
- Hüppop, O. & K. Hagen, 1990. Der Einfluss von Störungen auf Wildtiere am Beispiel der Herzschräge brütender Austernfischer (*Haematopus ostralegus*). *Vogelwarte* 35: 301-310. Rapport

- Hustings, F. & J. Bekhuis. 1993. Grauwe klauwieren *Lanius collurio* in het Nederland van nu: restanten van een glorieuzer verleden? Vogeljaar 41: 2-17.
- Hustings, F., C. Borggreve, C. van Turnhout & J. Thissen, 2004. Basisrapport voor de Rode Lijst Vogels volgens Nederlandse en IUCN-criteria. Sovon-onderzoeksrapport 2004/13. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Hustings, F., R. Foppen, N. Beemster, H. Castelijns, H. Groot, R. Meijer & R. Strucker. 1995. Spectaculaire ervaring van blauwborst *Luscinia svecica cyaneola* als broedvogel in Nederland. Limosa 68: 147-158.
- Hustings, F. & E. van der Winden. 1998. Slechtvalken terug uit een diep dal. Sovon-Nieuws 11: 14-16.
- Hut, R.M.G. van der. 1992a. Aantalsontwikkeling van weidevogels in de winter: Wulp, goudplevier en kievit in de Zaanstreek, 1976-1991. Graspieper 12: 146-154.
- Ikuta, L.A. & D.T. Blumstein, 2003. Do fences protect birds from human disturbance? Biological Conservation. Rapport
- Ingold, P., S. Kappeler & B. Lehner, 1983. Zum Problem der Gefährdung der Vogelbestände an unseren Gewässern durch Erholung suchende Menschen. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft in Bern 40: 57-61.
- Jansen, M., 2008. Kleine - en wilde zwanen op het Veluwemeer, een samenvatting van drie seizoenen tellen en observeren. Rapport
- Jensen, K.C., 1990. Responses of molting Pacific black brent to experimental disturbance in the Teshekpuk Lake Special Area, Alaska. Ph.D. Thesis. Texas A&M Univ. College Station, Texas.
- Johnsson, K. 1993. The black woodpecker *Dryocopus martius* as a keystone species in the forest. PhD. Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Jonker, J., 1992. Voedselgebieden van de lepelaar *Platalea leucorodia* in Noord-Holland: actuele situatie, knelpunten en verbeteringen. Technisch rapport 8. Vogelbescherming Nederland, Zeist.
- Jonkers, D.A. 1993. Eerste voorlopig overzicht van kunstwanden voor oeverwaluven. Vogeljaar 41: 167.
- Jovani, R. & V. Grimm, 2008. Breeding synchrony in colonial birds: from local stress to global harmony. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences 275(1642): 1557-1563.
- Jukema, J. 1979. Krombekstrandlopers langs de Friese Waddenkust. Watervogels 4: 3-6.
- Jukema, J. 1982. Rui en biometrie van de goudplevier *Pluvialis apricaria*. Limosa 55: 79-84.
- Jungius, H. & U. Hirsch, 1979. Herzfrequenzänderungen bei Brutvögeln in Galapagos als Folge von Störungen durch Besucher. Journal für Ornithologie 120: 299-310.
- Kahlert, J., 1994. Effects of human disturbance on broods of red-breasted mergansers *Mergus serrator*. Wildfowl 45: 222-231.
- Kahlert, J., 2006. Factors affecting escape behaviour in moulting greylag geese *Anser anser*. Journal of Ornithology 147: 569-577.
- Karman, C.C., B. Winters & H.P.M. Schobben. 1995. Slaaptrek van zwarte sterns langs de kust van Wieringen. Vogeljaar 43: 257-264.
- Katti, M. & P.S. Warren, 2004. Tits, noise and urban bioacoustics. Trends in Ecology & Evolution. Rapport
- Keijl, G.O. & M.F. Leopold. 1997. Massaal fouragerende dwergmeeuwen *Larus minutus* voor de Hollandse kust in april 1996. Sula 11: 17-20.
- Keller, V., 1989. Variations in the response of crested grebes *Podiceps cristatus* to human disturbance - a sign of adaptation? Biological Conservation 49: 31-45.
- Keller, V., 1992. Die Bedeutung des Nestbauverhaltens während der Brutphase bei Haubentauchern *Podiceps cristatus*. Ornithologische Beobachtungen 89: 171-176.
- Keller, V., 1995. Auswirkungen menschlicher Störungen auf Vögel - eine Literatur-übersicht. Der Ornithologische Beobachter 92: 3-38.
- Kersten, M. & T. Piersma. 1984. Voedselkeuze en voedselopname van zilverplevieren *Pluvialis squatarola* in de Waddenzee tijdens de voor- en najaarstrek. Limosa 57: 105-111.
- Kirby, J., N. Giles, N. Davidson, M. Owen & C. Spray, 2004. Waterbirds & wetland recreation handbook. A review of issues and management practice. Rapport The Wildfowl & Wetland Trust, Slimbridge.

- Klaver, A. 1964. Waarnemingen over de biologie van de draaihals (*Jynx torquilla* L.). *Limosa* 37: 221-231.
- Knight, R.L., 1984. Responses of nesting ravens to people in areas of different human activities. *Condor* 86: 345-346.
- Koepff, C. & K. Dietrich, 1986. Störungen von Küstenvögeln durch Wasserfahrzeuge. *Vogelwarte* 33: 232-248.
- Koffijberg, K., B. Voslamber & E. van Winden, 1997. Ganzen en zwanen in Nederland. Overzicht van pleisterplaatsten in de periode 1985-94. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Koks, B.J. 1996. Broedende dwergsternen in het Nederlandse Waddengebied. *De Graspieper* 96: 124-130.
- Kooyman, J. 1978. De biotoopeisen van kluut, bontbekplevier, kleine plevier, strandplevier, dwergstern, visdief en noordse stern. Intern rapport. Deltadienst Rijkswaterstaat, Middelburg.
- Krebs, J.R. & A. Kacelnik, 1991. Decision making. J.R. Krebs & N.B. Davies. *Behavioural Ecology: An evolutionary approach (3rd edition)*. Blz. 105-137. Blackwell Scientific Publishers, Oxford.
- Krijgsveld, K.L., R. Lensink, H. Schekkerman, P. Wiersma, M.J.M. Poot, E.H.W.G. Meesters & S. Dirksen, 2005. Baseline studies North Sea wind farms: fluxes, flight paths and altitudes of flying birds 2003 - 2004. Rapport 05-041. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Krijgsveld, K.L., S.M.J. van Lieshout, J. van der Winden & S. Dirksen, 2004. Verstoringsevoelbaarheid van vogels. Literatuurstudie naar de reactie van vogels op recreatie. Rapport 03-187. Bureau Waardenburg bv / Vogelbescherming Nederland, Culemborg / Zeist.
- Krüger, O., 2002. Analysis of nest occupancy and nest reproduction in two sympatric raptors: common buzzard *Buteo buteo* and goshawk *Accipiter gentilis*. *Ecography* 26: 523-532.
- Kury, C.R. & M. Gochfeld, 1975. Human interference and gull predation in cormorant colonies. *Biological Conservation* 8: 28-34.
- Kwak, R. & J. Stronks. 1993. Heeft de grauwe klauwier een toekomst in het kleinschalige cultuurlandschap? *Vogeljaar* 41: 20-25.
- Lafferty, K.D., 2001a. Birds at a southern California beach: seasonality, habitat use and disturbance by human activity. *Biodiversity and Conservation* 10: 1949-1962.
- Lafferty, K.D., 2001b. Disturbance to wintering western snowy plovers. *Biological Conservation* 101: 315-325.
- Langston, R.H.W., D. Liley, G. Murison, E. Woodfield & R.T. Clarke, 2007. What effects do walkers and dogs have on the distribution and productivity of breeding European nightjar *Caprimulgus europaeus*? *Ibis* 149(Supp. 1): 27-36.
- Laursen, K., J. Kahlert & J. Frikke, 2005. Factors affecting escape distances of staging waterbirds. *Wildlife Biology* 11(1): 13-19.
- Lebrecht, T. 1959. De dagelijkse verplaatsingen tussen dagverblijf en nachtelijk voedselgebied bij smienten, *Anas penelope* L., in enige terreinen in het lage midden van Nederland. *Ardea* 47: 199-210.
- Lensink, R., 1996. Vreemde vogels in de Nederlandse avifauna: verleden, heden en wat voor een toekomst. *Vogeljaar* 44(145-164).
- 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. Rapport 05-190. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Lensink, R., K.L. Krijgsveld, P.W. van Horssen, S.K. Lubbe, B.G.W. Aarts & G.J. van Geest, 2007a. Uitbreiding van de recreatievaart in het IJsselmeergebied tot 2030 in relatie tot de aanwijzingen als Natura 2000-gebied. Komen beschermde natuurwaarden in het geding. Rapport 06-048. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Lensink, R., P. Schermerhorn & R. Vogel. 1989. Het voorkomen van nachtzwaluwen *Caprimulgus europaeus* als broedvogel op de Zuidoost-Veluwe. *Vogeljaar* 37: 286-305.(Krebs & Kacelnik 1991)
- Lensink, R., H. Steendam & K.L. Krijgsveld, 2007b. Gedrag van watervogels in relatie tot vliegverkeer van en naar Groningen Airport Eelde. Onderzoek naar mogelijk versturende effecten. Rapport 07-039. Bureau Waardenburg, Culemborg.

- Leonard, M.L., A.G. Horn & Behavioral Ecology 19: 502-507., 2008. Does ambient noise affect growth and begging call structure in nestling birds? Behavioral Ecology 19: 502-507.
- Leopold, M.F., 1996. Recordantallen bruinvissen *Phocoena phocoena* en roodkeelduikers *Gavia stellata*. Sula 10: 105-107.
- Leopold, M.F. 1996b. *Spisula subtruncata* als voedselbron voor zee-eenden in Nederland. BEON-rapport 96-2. Programma Bureau BEON, Den Haag.
- Leopold, M.F., H.J.M. Baptist, P.A. Wolf & H. Offringa, 1995. De zwarte zeeëend *Melanitta nigra* in Nederland. Limosa 68: 49-64.
- Leseberg, A., P.A.R. Hockey & D. Loewenthal, 2000. Human disturbance and the chick-rearing ability of African black oystercatchers (*Haematopus moquini*): a geographical perspective. Biological Conservation 96(3): 379-385.
- Lewin, W.-C., R. Arlinghaus & T. Mehner, 2006. Documented and potential biological impacts of recreational fishing: insights for management and conservation. Reviews in Fisheries Science 14: 305-367.
- Leys, H.N. 1987a. Historie, huidige status en broedbiotoop van de oeverzwaluw. Vogeljaar 35: 106-113.
- Leys, H.N. 1987b. Inventarisatie van de oeverzwaluw (*Riparia riparia*) in 1986 in Nederland. Vogeljaar 35: 119-131.
- Liddle, M.J. & H.R.A. Scorgie, 1980. The effects of recreation on freshwater plants and animals: a review. Biological Conservation 17: 183-206.
- Liley, D. & R.T. Clarke, 2003. The impact of urban development and human disturbance on the numbers of nightjar *Caprimulgus europaeus* on heathlands in Dorset, England. Biological Conservation 114(2): 219-230.
- Liley, D. & W.J. Sutherland, 2007. Predicting the population consequences of human disturbance for Ringed Plovers *Charadrius hiaticula*: a game theory approach. Ibis 149: 82-94.
- LNv, 2000. Natuur voor mensen, mensen voor natuur 2000; Nota natuur, bos en landschap in de 21e eeuw. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- Loonen, M.J.J.E., M. Zijlstra & M.R. van Eerden, 1991. Timing of wing moult in greylag geese *Anser anser* in relation to the availability of their food plants. Ardea 79: 253-260.
- Loosjes, M., 1974. Over terreingebruik, verstoringen en voedsel van grauwe ganzen (*Anser anser*) in een brak getijdengebied. Limosa 47: 121-143.
- Lord, A., J.R. Waas, J. Innes & M.J. Whittingham, 2001. Effects of human approaches to nests of northern New Zealand dotterels. Biological Conservation 98: 233-240.
- Madsen, J., 1984. Study of the possible impact of oil exploration on goose populations in Jameson Land, East Greenland: a progress report. Norsk Polarinst. Skr. 181: 141-151.
- Madsen, J., 1985. Impact of disturbance on field utilization of pink-footed geese in West Jutland, Denmark. Biological Conservation 33: 53-64.
- Madsen, J., 1994. Impacts of disturbance on migratory waterfowl. ibis 137: 67-74.
- Madsen, J., 1998. Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. Baseline assessment of the disturbance effects of recreational activities. Journal of Applied Ecology 35(3): 386-397.
- Madsen, J., E. Kuiken, P. Meire, F. Cottaar, T. Haitjema, P.I. Nicolaisen, T. Bønes & F. Mehlum, 1999. Pink-footed goose *Anser brachyrhynchus*. J. Madsen, G. Cracknell & T. Fox. *Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution*. Wetlands International Publication 48. Wetlands International. Wageningen.
- Majoer, F. & P.L. Meininger, 2005. In de Delta krijgen de bontbek- en de strandplevier nauwelijks jongen. Vogelnieuws 18(4): 6-7.
- Majoer, F., G. van Houwelingen, F. Willems & R. Foppen, 2002. Analyse van overlevings- en broedbiologische gegevens van bontbek- en strandplevier in de Delta. Sovon-onderzoeksrapport 2002/15. Sovon, Beek-Ubbergen.
- Mallord, J.W., P.M. Dolman, A.F. Brown & W.J. Sutherland, 2007. Linking recreational disturbance to population size in a ground-nesting passerine. Journal of Applied Ecology 44: 185-195.
- Maréchal, P. L. Th. A. 1987. Verslag van een onder beheerders en belanghebbenden gehouden enquête over de nachtzwaluw (*Caprimulgus e. europaeus* L.) in Nederland en België, alsmede een literatuuropgave. Stichting Mondiaal Alternatief, Zandvoort.

- Maréchal, P. 1989a. Foerageergedrag, voedselkeuze en de relatie met milieu-omstandigheden bij nachtzwaluwen *Caprimulgus europaeus*. Vogeljaar 37: 345-356.
- Maréchal, P. 1989b. Overwegingen bij en voorstellen tot herstel en behoud van de broedhabitat van de nachtzwaluw *Caprimulgus europaeus*. Vogeljaar 37: 361-368.
- Maréchal, P. 1993. Over externe factoren die de habitatkwaliteit van de grauwe klauwier *Lanius collurio* beïnvloeden. Vogeljaar 41: 34-48.
- Marra, P.P., K.A. Hobson & R.T. Holmes, 1998. Linking winter and summer events in a migratory bird by using stable-carbon isotopes. Science 282: 1884-1886.
- Marsden, S.J., 2000. Impact of disturbance on waterfowl wintering in a UK dockland redevelopment area. Environmental Management. Rapport
- Martínez-Abraín, A., D. Oro, J. Jiménez, G. Stewart & A. Pullin, 2008. What are the impacts of human recreational activity on the distribution, nest-occupancy rates and reproductive success of breeding raptors? Systematic Review Nr. 27. Rapport Centre for Evidence-Based Conservation, Conselleria de Medio Ambiente, Generalitat Valenciana, Esporles, Spanje.
- Mearns, R. & I. Newton. 1988. Factors affecting breeding succes of peregrines in South-Scotland. Journal of Animal Ecology 57: 903-916.
- Mebs, T. & W. Scherzinger, 2004. Uilen van Europa. Biologie, Kenmerken, Populaties. Tirion Uitgevers bv, Baarn.
- Meininger, P.L. & F.A. Arts. 1997. De strandplevier *Charadrius alexandrinus* als kustbroedvogel in Nederland in de 20e eeuw, Limosa 63: 121-134.
- Meininger, P.L. & J.F. Bekhuis. 1990. De zwartkopmeeuw *Larus melanocephalus* als broedvogel in Nederland en Europa. Limosa 63: 121-134.
- Meininger, P.L., C.M. Berrevoets, H. Schekkerman, R.C.W. Strucker & P.A. Wolf. 1991. Voedsel en fourageergebieden van broedende zwartkopmeeuwen *Larus melanocephalus* in zuidwest-Nederland. Sula 5: 138-145.
- Meininger, P.L., C.M. Berrevoets & R.C.W. Strucker, 1995. Watervogels in de Zoute Delta 1991-94. Rapport RIKZ-95.025. RWS RIKZ, Middelburg.
- Meininger, P.L. & R. Flammant. 1998. Breeding populations of mediterranean gull *Larus melanocephalus* in the Netherland and Belgium. Sula 12: 129-138.
- Meininger, P.L. & H. Schekkerman. 1990. Broedende stelkluten *Himantopus himantopus* in Nederland in 1989. Limosa 63: 11-15.
- Meininger, P.L. & N.D. van Swelm, 1994. Brandganzen *Branta leucopsis* als broedvogel in het Deltagebied. Limosa 67: 1-5.
- Minaskuat Limited Partnership, 2005. Jet, rotary and fixed-wing propeller driven aircraft effects on nesting Canada geese (*Branta canadensis*). Rapport Minaskuat Limited Partnership, Happy Valley - Goose Bay.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. 1991. Soortbeschermingsplan Korhoen. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 's Gravenhage.
- Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 2006. Natura 2000 doelendocument. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- Mitchell, J.R., M.E. Moser & J.S. Kirby, 1988. Declines in midwinter counts of waders roosting on the Dee estuary. Bird Study 35: 191-198.
- Mooij, J.H., S. Farago & J.S. Kirby, 1999. White-fronted goose *Anser albifrons albifrons*. J. Madsen, G. Cracknell & T. Fox. *Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution*. Wetlands International Publication 48. Wetlands International. Wageningen.
- 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.
- Møller, A.P. & T. Szep, 2002. Survival rates of adult Barn Swallows *Hirundo rustica* in relation to sexual selection and reproduction. Ecology 83: 2220-2228.
- Mulder, T. 1972. De grutto (*Limosa limosa*) in Nederland. Aantallen, verspreiding, trek en overwintering. Wetenschappelijke Mededelingen van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging 90: 1-52.
- Müllner, A., K.E. Linsenmair & M. Wikelski, 2004. Exposure to ecotourism reduces survival and affects stress response in hoatzin chicks (*Opisthocomus hoazin*). Biological Conservation 118: 549-558.

- Murison, G., 2002. The impact of human disturbance on the breeding success of nightjars *Caprimulgus europaeus* on heathlands in south Dorset, England. English Nature, Peterborough.
- Murison, G., J.M. Bullock, J. Underhill-Day, R. Langston, A.F. Brown & W.J. Sutherland, 2007. Habitat type determines the effects of disturbance on the breeding productivity of the Dartford Warbler *Sylvia undata*. Ibis 149: 16-26.
- Nadler, T. 1976. Die Zwergseeschwalbe *Sterna albifrons*. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Natuurmonumenten, 1999. Genieten van de natuur; recreatiebeleid bij natuurmonumenten. Vereniging Natuurmonumenten, 's Graveland.
- Navedo, J.G. & J.A. Masero, 2007. Measuring potential negative effects of traditional harvesting practices on waterbirds: A case study with migrating curlews. Animal Conservation 10: 88-94.
- Niewold, F.J.J. 1993. Herstelplan korhoen Noord-Nederland: het Fochtloërveen en het Dwingelerveld als prioritaire accentgebieden. IBN-rapport 114. Instituut voor Bos –en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Nijland, H. 1978. Veranderingen in het graslandbeheer en de gevolgen daarvan voor het korhoen (*Lyrurus tetrix tetrix*). Intern rapport. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Nijland G. 1997. Verkenning van de effecten van de kleine luchtvaart op de fauna. Rapport AD.ECO, Ecologisch onderzoeks- en adviesbureau, Beemte.
- Nilsson, L., A. Follestad, K. Koffijberg, E. Kuiken, J. Madsen, J. Mooij, J.B. Mouronval, H. Persson, V. Schricke & B. Voslamber, 1999a. Greylag Goose *Anser anser*: Northwest Europe. *Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. Wetlands International Publication 48*. Wetlands International. Wageningen.
- Nilsson, L., L. van den Bergh & J. Madsen, 1999b. Taiga bean goose *Anser fabalis fabalis*. J. Madsen, G. Cracknell & T. Fox. *Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. Wetlands International Publication 48*. Wetlands International. Wageningen.
- Nisbet, I.C.T., 2000. Disturbance, habituation, and management of waterbird colonies. Waterbirds 23: 312-332.
- Noer, H., T.J. Christensen, I. Clausager & I.K. Petersen, 2000. Effects on birds of an offshore wind park at Horns Rev: Environmental Impact Assessment. Baggrundsrapport nr 18. National Environmental Research Institute, Aarhus.
- Noordhuis, R., 1996. Watervogels en waterplanten in de randmeren. Limosa 69: 26-27.
- Noordhuis, R., M. van Roomen, R. Zollinger, J. Tempel & W. Bouw, 1997. Watervogels in de randmeren: recente ontwikkelingen in een historisch perspectief. De Levende Natuur 98: 25-34.
- Noordhuis, R. & A.L. Spaans. 1992. Interspecific competition for food between herring *Larus argentatus* and lesser black-backed gulls *L. fuscus* in the Dutch Wadden Sea area. Ardea 80: 115-132.
- Osiejuk, T.S. & L. Kuczynski, 2007. Factors affecting flushing distance in incubating female greylag geese *Anser anser*. Wildlife Biology 13(1): 11-18.
- Ouweneel, G.L., 1989. Een ruiconcentratie van geoorde futen (*Podiceps nigricollis*) op de Grevelingen. Vogeljaar 37: 100-102.
- Ouweneel, G.L., 1993a. Een voorjaarsconcentratie van kuifduikers *Podiceps auritus* op de Grevelingen. Limosa 66: 29.
- Ouweneel, G.L., 1993b. Roodkeelduiker *Gavia stellata* in het Brouwershavense Gat. Limosa 66: 164-166.
- Owen, M., 1973. The management of grassland areas for wintering geese. Wildfowl 24: 123-130.
- Owens, N.W., 1977. Responses of wintering brent geese to human disturbance. Wildfowl 28: 5-14.
- Pätzold, R. 1986. Heidelerche und Haubenlerche: *Lullula arborea* und *Galerida cristata*. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Pearce-Higgins, J. W. & D. W. Yalden, 2003. Golden Plover *Pluvialis apricaria* breeding success on a moor managed for shooting Red Grouse *Lagopus lagopus*. Bird Study 50: 170-177.

- Pearce-Higgins, J.W., S.K. Finney, D.W. Yalden & R. Langston, 2007. Testing the effects of recreational disturbance on two upland breeding waders. *Ibis*. Rapport
- Pease, M.L., R.K. Rose & M.J. Butler, 2005. Effects of human disturbance on the behavior of wintering ducks. *Wildlife Society Bulletin* 33(1): 103-112.
- Piersma, T., 1988. Breast muscle atrophy and constraints on foraging during the flightless period of wing moulting great crested grebes. *Ardea* 67: 96-106.
- Piersma, T. 1994. Close to the edge: energetic bottlenecks and the evolution of migratory pathways in knots. Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen. De Volharding, Amsterdam.
- Piersma, T., R. Hoekstra, A. Dekinga, A. Koolhaas, P. Wolf, P. Battley & P. Wiersma. 1993. Scale and intensity of intertidal habitat use by knots *Calidris canutus* in the western Wadden Sea in relation to food, friends and foes. *Netherlands Journal of Sea Research* 31: 331-357.
- Platteeuw, M. 1980. De ruitrek van de bergeend *Tadorna tadorna* langs de Nederlandse Noordzeekust. *Limosa* 53: 121-128.
- Platteeuw, M. & J.H. Beekman, 1994. Verstoring van watervogels door scheepvaart op Ketelmeer en IJsselmeer. *Limosa* 67: 27-33.
- Platteeuw, M. & R.J.H.G. Henkens, 1997. Possible impacts of disturbance of waterbirds: individuals, populations and carrying capacity. *Wildfowl* 48: 225-236.
- Poorter, E.P.R., 1994. Soortbeschermingsplan Lepelaar. Min. LNV Directie Natuur, Bos, Landschap en Fauna, 's-Gravenhage.
- Poot, M.J.M., C. Heunks, H.A.M. Prinsen, P.W. van Horssen & T.J. Boudewijn, 2006. Zeevogels in de Voordelta in 2004/2005 en 2005/2006. Nulmeting in het kader van Monitoring en Evaluatie Programma, Project Mainport Rotterdam - MEP MV2; Perceel 4: Vogels. Rapport 06-244. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Poot, M.J.M., H.A.M. Prinsen, C. Heunks, P.W. van Horssen, T.J. Boudewijn & S. Dirksen, 2005. Evaluatierapportage: november 2004 t/m juni 2005. Perceel 4: Vogels. Nulmeting in het kader van Monitoring en Evaluatie Programma, Project Mainport Rotterdam - MEP MV2. Rapport 05-170. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Post, F. 1989. Het voorkomen van de nachtzwaluw *Caprimulgus europaeus* in het midden van Noord-Brabant. *Vogeljaar* 37: 335-344.
- Pouwels, R. & C.C. Vos, 2001. Recreatie en biodiversiteit in balans. Een ruimtelijke benadering van functiecombinaties. Rapport Alterra, Wageningen.
- Prinzinger, R., 1979. Der Schwarzhalsstaucher *Podiceps nigricollis*. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Probst, J.G.A. 1982. De ijsvogel in Nederland. Mijn ervaringen met de ijsvogel *Alcedo atthis ispida* en enkele gegevens over de nachtzwaluw *Caprimulgus europaeus*. Gianotte B.V., Tilburg.
- Putzer, D., 1989. Wirkung und Wichtung menschlicher Anwesenheit und Störung am Beispiel bestandsbedrohter, an Feuchtgebiete gebundener Vogelarten. *Schr.-R. Landschaftspflege Naturschutz* 29: 169-194.
- Ravenscroft, N., B. Parker, R. Vonk & M. Wright, 2007. Disturbance to waterbirds wintering in the Stour-Orwell estuaries SPA. *Wildside Ecology*. Rapport, Suffolk.
- Rees, E.C., J.H. Bruce & G.T. White, 2005. Factors affecting the behavioural responses of whooper swans (*Cygnus c. cygnus*) to various human activities. *Biological Conservation* 121: 369-382.
- Reichholf, J.H. 1988. Die Wassertrübung als begrenzender Faktor für das Vorkommen des Eisvogels (*Alcedo atthis*) am unteren Inn. *Egretta* 31: 98-105.
- Reijnen, M.J.S.M., 1989. Invloed van watersport op de natuur. Een programmeringsstudie voor zoetwater- en moerasgebieden in Nederland. Publicatie RMNO nr 37. RIN-rapport 88/65. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Reijnen, M.J.S.M., R. Foppen & H. Meeuwssen, 1996. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Conservation* 75: 225-260.
- Reijnen, R., R. Foppen, C. ter Braak & J. Thissen, 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. The reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology* 32: 187-202.
- Riddington, R., M. Hassall, S.J. Lane, P.A. Turner & R. Walters, 1996. The impact of disturbance on the behaviour and energy budgets of brent geese *Branta b. bernicla*. *Bird Study* 43: 269-279.

- Rijnsdorp, A.D. 1981. Overwinteringsgebieden van de smient (*Anas penelope*). RIN-rapport 81/12. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Robert, H.C. & C.J. Ralph, 1975. Effects of human disturbance on the breeding success of gulls. *Condor* 77: 495-499.
- Rodenburg, K. & H. ter Stege, 1983. De relatie van broedvogels met de recreatie en de vegetatiestructuur in het Nieuwkoopse Plassengebied. Doctoraalverslag. RU Utrecht/RIN, Utrecht/Leersum.
- Rodewald, A.D. & D.P. Shustack, 2008. Urban flight: understanding individual and population-level responses of Nearctic-Neotropical migratory birds to urbanization. *Journal of Animal Ecology* 77(1): 83-91.
- Rodgers, J.A. & S.T. Schwikert, 2002. Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. *Conservation Biology* 16(1): 216-224.
- Rodgers, J.A. & S.T. Schwikert, 2003. Buffer zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by airboats in Florida. *Waterbirds* 26(4): 437-443.
- Rodgers, J.A. & H.T. Smith, 1995. Set-back distances to protect nesting bird colonies from human disturbance in Florida. *Conservation Biology* 9(1): 89-99.
- Rodgers, J.A. & H.T. Smith, 1997. Buffer zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from human disturbance in Florida. *Wildlife Society Bulletin* 25: 139-145.
- Roselaar, C.S. 1979. Fluctuaties in aantallen krombekstrandlopers *Calidris ferruginae*. *Watervogels* 4: 202-210.
- Rozemeijer, P. 1984. Wulpenslaapplaatsen in Noord-Holland in 1983. *Graspieper* 4: 55-58.
- Rudfeld, L., 1990. 25 års beskyttelse af Vadehavet. Rapport Mijoministeriet, Skovv-og Naturstrelsen, Kopenhagen.
- Ruggles, A.K., 1994. Habitat selection by loons in southcentral Alaska. J.J. Kerekes. *Aquatic birds in the trophic web of lakes. Hydrobiologia*, 279/280. Blz. 421-430. Kluwer Academic Publishers
- Ruitenbeek, W. 1985. De kluut (*Recurvirostra avosetta*). *Wetenschappelijke Mededelingen* 169: 1-80.
- Ruitenbeek, W., 1992. Pleisterende roodkeelduikers in Noord-Holland van augustus 1988 tot en met juni 1990. *Graspieper* 12: 65-68.
- Ruiters, P.S., R. Noordhuis & M.S. van den Berg. 1994. Kranswieren verklaren aantalsfluctuaties van krooneenden *Netta rufina* in Nederland. *Limosa* 67: 147-158.
- Saino, N., T. Szep, R. Ambrosini, M. Romano & A.P. Møller, 2004a. Ecological conditions during winter affect sexual selection and breeding in a migratory bird. *Proc. R. Soc. London* 271: 681-686.
- Saino, N., T. Szep, M. Romano, D. Rubolini, F. Spina & A.P. Møller, 2004b. Ecological conditions during winter predict arrival date at the breeding quarters in a trans-Saharan migratory bird. *Ecology Letters* 7(1): 21-25.
- Sandvik, H. & R.T. Barret, 2001. Effect of investigator disturbance on the breeding success of black-legged kittiwake. *Journal of Field Ornithology* 72: 30-42.
- Santoul, F., J. Figuerola & A.J. Green, 2004. Importance of gravel pits for the conservation of waterbirds in the Garonne river floodplain (southwest France). *Biodiversity and Conservation* 13(6): 1231-1243.
- Saris, F. & J. van der Salm, 1984. Broedvogels in de Biesbosch en de relatie met de recreatie. SCMO-TNO Delft en IvM-VU, Amsterdam.
- Schepers, F. & E. van Asseldonk. 1989. De nachtzwaluw *Caprimulgus europaeus* als broedvogel in Limburg. *Vogeljaar* 37: 322-332.
- Schilperoord, L. & M. Schilperoord-Huisman, 1981. De invloed van verstoringen op gedrag en dagindeling van de kleine rietgans (*Anser brachyrhynchus*) in zuidwest Friesland. RijksUniversiteit Groningen / Research Institute for Nature Management, Groningen / Leersum.
- Schipper, W.J.A. 1978. A comparison of breeding ecology in three European harriers (*Circus*). *Ardea* 66: 77-102.
- Schipper, W.J.A., L.S. Buurma & P.H. Bossenbroek. 1975. Comparative study of hunting behaviour of wintering hen harriers *Circus cyaneus* and marsh harrier *Circus aeruginosus*. *Ardea* 63: 1-29.
- Schmidt, E. 1970. Das Blaukehlchen (*Luscinia svecica*). Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.

- Schulz, R. & M. Stock. 1992. Seeregenpfeiffer und Touristen. Landesamt für den Nationalpark, Tönning/ WWF-Wattenmeerstelle, Hüsum.
- Schummer, M.L. & W.R. Eddleman, 2003. Effects of disturbance on activity and energy budgets of migrating waterbirds in south-central Oklahoma. *Journal of Wildlife Management* 67(4): 789-795.
- Schutte, H. & T. den Boer, 1999. Lang leve de lepelaar: vijf jaar samenwerken aan soortbescherming. Vogelbescherming Nederland, Zeist.
- Schwemmer, P. & S. Garthe, 2006. Sea ducks and impacts of ship traffic in the Baltic Sea. *Journal of Ornithology* 147(5): 249.
- Seyle, H., 1988. Stress in health and disease. Butterworth, Boston & London.
- Slabbekoorn, H. & E.A.P. Ripmeester, 2008. Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. *Molecular Ecology* 17: 72-83.
- Slings, Q.L., 1999. Het effect van natuurgerichte recreatie op de broedvogelstand van het duingebied bij Egmond. Rapport NV PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland, Castricum.
- Smit, C.J. & G.J.M. Visser, 1993. Effects of disturbance on shorebirds: a summary of existing knowledge from the Dutch Wadden Sea and Delta area. *Wader Study Group Bulletin* 68 (special issue).
- Smit, G.F.J., P.J. van Veen, A.J.M. Meijer & S. Dirksen, 1995. Kansen voor de lepelaar in Noord-Holland. Planvoorbereiding voor ontwikkeling nieuwe broedgebieden. Vogelbescherming Nederland, Zeist.
- Sovon, 1987. Atlas van de Nederlandse vogels. Jellema Druk b.v., Almelo.
- Sovon Ganzen- en Zwanenwerkgroep, 1995. Ganzen- en zwanentellingen in Nederland in 1993/94. Sovon-monitoringrapport 95/02. Sovon, Beek-Ubbergen.
- Sovon Ganzen- en Zwanenwerkgroep, 1996. Ganzen- en zwanentellingen in Nederland in 1994/95. Sovon-monitoringrapport 96/04. Sovon, Beek-Ubbergen.
- Sovon Ganzen- en Zwanenwerkgroep, 1997. Ganzen- en zwanentellingen in Nederland in 1995/96. Sovon-monitoringrapport 97/05. Sovon, Beek-Ubbergen.
- Sovon Vogelonderzoek Nederland, 2002. Atlas van de Nederlandse Broedvogels 1998-2000. Nederlandse Fauna 5. KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey - Nederland, Leiden.
- Spaans, A.L. 1998. Breeding lesser black-backed gulls *Larus graellsii* in the Netherlands during the 20th century. *Sula* 12: 175-184.
- Spaans, B., L. Bruinzeel & C.J. Smit, 1996. Effecten van verstoring door mensen op wadvogels in de Waddenzee en de Oosterschelde. IBN-rapport 202. Rapport 2726. IBN/DLO, Wageningen.
- Staatsbosbeheer, 1999. Jaarverslag 1999. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Stalmaster, M.V. & J.L. Kaiser, 1997. Effects of recreational activity on wintering bald eagles. *Wildlife Monographs* 137: 1-46.
- Stankowich, T. & D.T. Blumstein, 2005. Fear in animals: a meta-analysis and review of risk assessment. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 272(1581): 2627-2634.
- Stegeman, L. & J.E. den Ouden, 1995. Parelduikers *Gavia arctica* in de Nederlandse kustwateren. *Sula* 9: 65-73.
- Stiefel, A. & H. Scheufler. 1984. Der Rotschenkel *Tringa totanus*. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Stienen, E.W.M. & P.G.M. van Tienen. 1991. Prooi- en energieconsumptie door kuikens van noordse stern (*Sterna paradisaea*) en visdief (*S. hirundo*) in relatie tot enkele abiotische factoren. Intern rapport 91/32. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Stienen, E.W.M. & A. Brenninkmeijer. 1992. Ecologisch profiel van de visdief (*Sterna hirundo*). RIN-rapport 92/18. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem.
- Stienen, E.W.M. & A. Brenninkmeijer. 1997. Voedsel en groei van de kuikens van de velduil *Asio flammeus* op Griend. *Limosa* 70: 5-10.
- Stillman, R.A. & J.D. Goss-Custard, 2002. Seasonal changes in the response of oystercatchers *Haematopus ostralegus* to human disturbance. *Journal of Avian Biology* 33: 158-365.
- Stock, M., 1992. Effects of man-induced disturbance on staging brent geese. Publ. Ser. no. 20: 289-293. Netherlands Institute for Sea Research

- Stolen, E.D., 2003. The effects of vehicle passage on foraging behavior of wading birds. *Waterbirds* 26(4): 429-436.
- Storch, S., D. Gremillet & B.M. Culik, 1999. The telltale heart: A non-invasive method to determine the energy expenditure of incubating great cormorants *Phalacrocorax c. carbo*. *Ardea* 87(2): 207-215.
- Swennen, C. 1971. Het voedsel van de groenpootruiter *Tringa nebularia* tijdens het verblijf in het Nederlandse waddengebied. *Limosa* 44: 71-83.
- Swennen, C. 1976. Populatiestructuur en voedsel van de eidereend *Somateria mollissima* in de Nederlandse Waddenzee. *Ardea* 64: 311-371.
- Swennen, C. & T. Mulder. 1995. Ruiende bergeenden *Tadorna tadorna* in de Nederlandse Waddenzee. *Limosa* 68: 15-20.
- Taylor, E.C., R.E. Green & J. Perrins, 2007. Stone-curlews *Burhinus oedipnemos* and recreational disturbance: developing a management tool for access. *Ibis* 149(Supplement 1): 37-44.
- Taylor, K., P. Anderson, R. Taylor, K. Longden & P. Fisher, 2005. Dogs, access and nature conservation. English Nature Research Reports, working towards Natural England for people, places and nature. English Nature, Peterborough.
- Teixeira, R.M., 1979. Atlas van de Nederlandse broedvogels. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland, 's Graveland.
- Thiel, D., S. Jenni-Eiermann, V. Braunisch, R. Palme & L. Jenni, 2008. Ski tourism affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao urogallus*: a new methodological approach. *Journal of Applied Ecology* 45(3): 845-853.
- Tijssen, W., 1994. Ganzen en helikopters in de Wieringermeer. *Graspieper* 14: 22-23.
- Timmerman, A. 1989. De nachtzwaluw *Caprimulgus europaeus* van 1950-1971 in Nederland. *Vogeljaar* 37: 251-257.
- Titus, J.R. & L.W. Vandruff, 1981. Response of the common loon to recreational pressure in the boundary waters canoe area, Northeastern Minnesota. *Journal of Wildlife management* 45 Supplement(Wildlife Monographs No. 79).
- Tjallingii, S.T. 1971. Habitatkeuze en -gebruik van de kluut. Doctoraalonderzoek. Rijksuniversiteit Groningen.
- Trimper, P. G., N. M. Standen, L. M. Lye, D. Lemon, T. E. Chubbs & G. W. Humphries, 1998. Effects of low-level jet aircraft noise on the behaviour of nesting osprey. *Journal of Applied Ecology* 35(1): 122-130.
- Tuinman, T., 1992. Het voorkomen van de kuifduiker in Noord-Holland van oktober 1988 tot juni 1990. *Graspieper* 12: 63-64.
- Tuite, C.H., 1982. The impact of water-based recreation on the waterfowl of enclosed inland waters in Britain. A report to the Sports Council and the Nature Conservancy Council. Wildfowl Trust, Slimbridge, Engeland.
- Tuite, C.H., P.R. Hanson & M. Owen, 1984. Some ecological factors affecting winter wildfowl distribution on inland waters in England and the influence of water-based recreation. *Journal of Applied Ecology* 21: 41-62.
- Tulp, I., 1998. Reproductie van strandplevieren en bontbekplevieren op Terschelling, Griend en Vlieland in 1997. Rapport Technisch rapport 19, Vogelbescherming Nederland, Zeist.
- 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. Effect van treinverkeer op dichtheden van weidevogels. Rapport. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Underhill-Day, J.C. & D. Liley, 2007. Visitor patterns on southern heaths: a review of visitor access patterns to heathlands in the UK and the relevance to Annex I bird species. *Ibis* 149(Suppl. 1): 112-119.
- Urft, A.J., J.D. Goss-Custard & S. Durell, 1996. The ability of oystercatchers *Haematopus ostralegus* to compensate for lost feeding time: Field studies on individually marked birds. *Journal of Applied Ecology* 33(4): 873-883.
- van Apeldoorn, R.C. & C.J. Smit, 2006. Vuurwerk en natuur. Effecten van evenementenvuurwerk op beschermde natuurwaarden in Zeeland. Alterra, Wageningen.
- van de Kam, J., B.J. Ens, T. Piersma & L. Zwarts, 1999. Ecologische atlas van de Nederlandse wadvogels. Schuyt & Co, Haarlem.
- van den Bergh, L.M.J., 1985. Het voorkomen van de taigarietgans *Anser fabalis fabalis* in Nederland. *Limosa* 58: 17-22. *Limosa* 58: 17-22.

- van den Bergh, L.M.J., 1999. Tundra bean goose *Anser fabalis rossicus*. J. Madsen, G. Cracknell & T. Fox. *Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution*. Wetlands International. Wageningen.
- van den Tempel, R., 1992. Verstoring van watervogels door jacht in wetlands. Technisch rapport Vogelbescherming 9. Natuurmonumenten, Zeist.
- van der Hoeve, H., A. Strobant, A.W.J. van Schaik, F.A. Brink, K. Rodenburg & H. ter Stege, 1984. Behouden vaart. Onderzoek naar waterrecreatie en natuur in de Nieuwkoopse Plassen en de Kagerplassen. Bureau Maas/RIN, Zeist/Leersum.
- van der Hut, R.M.G., 1992. Biologie en bescherming van de lepelaar *Platalea leucoridia*. Technisch rapport 6. Vogelbescherming Nederland, Zeist.
- van der Hut, R.M.G., 1995. Roerdompen in Noord-Holland: aantalsontwikkeling 1950-1995. Graspieper 15: 83-91.
- van der Kooij, H., 1991. Nesthabitat van de purperreiger *Ardea purpurea* in Nederland. Limosa 64: 103+112.
- van der Kooij, H., 1997. Wordt het broedresultaat van purperreigers *Ardea purpurea* beïnvloed door de nesthoogte? Limosa 70: 145-150.
- van der Kooij, H., 1998. Het broedseizoen 1997 van de purperreiger in Nederland. Vogeljaar 46: 53-57.
- van der Kooij, H. & B. Voslamber, 1997. Aantalsontwikkeling van de grote zilverreiger *Egretta alba* in Nederland sinds 1970 in een Europees perspectief. Limosa 70: 119-125.
- van der Meer, J., 1985. De verstoring van vogels op de slikken van de Oosterschelde. Nota 85.09. Deltadienst Milieu en Inrichting / Rijkswaterstaat, Middelburg.
- van der Winden, J., W. Hagemeijer, F. Hustings & R. Noordhuis. 1994. Hoe vergaat het de krooneend in Nederland? Limosa 67: 137-145.
- van der Winden, J., W. Hagemeijer & R. Terlouw. 1996b. Heeft de zwarte stern *Chlidonias niger* een toekomst als broedvogel in Nederland? Limosa 69: 149-164.
- van der Winden, J., S. Dirksen & R. Lensink, 1999. Review of risk species and hazardous behaviour of birds on a future airport island in the North Sea. Rapport 99-61. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- van der Winden, J., S. Dirksen & M.J.M. Poot, 1996. HSI-modellen voor 15 oevergebonden broedvogelsoorten. DWW-rapport W-DWW-96-001. Rapport 95.55. RWS-DWW, Delft.
- van der Winden, J. & A. van der Zijden, 2002. De zwarte stern in het Groene Hart in 2002. Resultaten en evaluatie van beschermingsprojecten: Noord-Holland, Utrecht en Zuid-Holland. Rapport 02-142. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- van der Winden, J. & P.W. van Horssen, 2001. Voedselgebieden van de purperreiger in Nederland. Rapport 01-011. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- van der Zande, A., 1984. Outdoor recreation and birds: conflict or symbiosis? Impacts of outdoor recreation upon density and breeding success of birds in dune and forest areas in the Netherlands. PhD-thesis, Rijksuniversiteit Leiden, Leiden.
- van der Zande, A.N. & T.J. Verstrael, 1985. Impacts of outdoor recreation upon nest-site choice and breeding success of the kestrel *Falco tinnunculus*. Ardea 73: 90-98.
- van Dijk, A.J., 1977. Onderzoek naar het voorkomen van de regenwulp in Nederland. Vanellus 30: 36-39.
- van Dijk, A.J., 1979. Onderzoek naar het voorkomen van de regenwulp *Numenius phaeopus* in Nederland. Watervogels 4: 7-13.
- van Dijk, A.J., 1989. De nachtzwaluw *Caprimulgus europaeus* in het noorden van Nederland. Vogeljaar 37: 262-270.
- van Dijk, A.J., A. Boele, F. Hustings, D. Zoetebier & R. Meijer. 1999. Broedvogel Monitoring Project: Jaarverslag 1996-97. SOVON-monitoringrapport 1999/03. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Van Dijk, A.J., A. Boele, L. van den Bremer, F. Hustings, W. van Manen, A. van Kleunen, K. Koffijberg, W. Teunissen, C. van Turnhout, B. Voslamber, F. Willems, D. Zoetebier, D & C. Plate, 2007. Broedvogels in Nederland 2005. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- van Dijk, A.J., A. Boele, D. Zoetebier & R. Meijer, 1998. Kolonievogels en zeldzame broedvogels in Nederland in 1996. Sovon-monitoringrapport 1998/07. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

- van Dijk, K. & O. Overdijk, 1996. Lepelaars *Platalea leucorodia* op nazomerpleister-plaatsen in Nederland in augustus 1995. *Limosa* 69: 175-179.
- van Dijk, A.J., H. van Vugt & H. Voet. 1977. Onderzoek naar de regenwulp in Nederland en België. *Vogeljaar* 25: 89-91.
- van Eerden, M.R. & J. Gregersen, 1995. Long-term changes in the northwestern European population of cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Ardea* 83: 61-79.
- van Eerden, M.R. & M.J. Munsterman, 1995. Sex and age dependent distribution in wintering cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in western Europe. *Ardea* 83: 285-297.
- van Koersveld, S. & A. Kooy, 1976. De invloed van recreatie en andere verstoringbronnen op de avifauna van het eiland Vlieland. Doktoraalverslag vakgroep Natuurbeheer. Rapport Landbouwhogeschool Wageningen, Wageningen.
- van Rijn, U., R. Lensink, S. Dirksen, M. Goossen & A. van Elteren, 2000. Onderzoek verstoring fauna en recreatie door de kleine burgerluchtvaart; bouwstenen voor toekomstig beleid (samen met MERlijn en Alterra). Rapport 00-031. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- van Rijn, S., K.L. Krijgsveld & R.C.W. Strucker, 2006. Gedrag van vogels tijdens een kitesurf-evenement op de Grevelingen. Rapport 06-251. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- van Roomen, M., M. Klemann, E. van Winden & de Ganzen- en Zwanenwerkgroep Nederland, 1994. Watervogels in Nederland in januari 1993. Rapport Sovon, Beek-Ubbergen.
- Van Roomen, M., E. van Winden, K. Koffijberg, L. van den Bremer, B. Ens, R. Kleefstra, J. Schoppers, J.W. Vergeer, Sovon Ganzen- en Zwanenwerkgroep & E. Soldaat, 2007. Watervogels in Nederland in 2005/2006. Sovon-monitoringrapport 2007/03. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- van Schaik, A.W.J., 1985. Ecologische studie ten behoeve van het onderzoek naar waterrecreatie en natuur in de Nieuwkoopse Plassen en de Kagerplassen. RIN, Leersum.
- van Turnhout, C. & M. van Roomen, 2008. Drieteenstrandlopers in Nederland: steeds meer wad-, steeds minder strandvogel? *Limosa* 81: 1-10.
- Veen, J. 1977. Functional and causal aspects of nest distribution in sandwich terns (*Sterna s. sandvicensis* Lath.) Brill, Leiden.
- Venema, P., 1988. Verstoring van ganzen in het Leekstermeergebied. *Argus* 13: 11-13.
- Verdaat, J.P., 2006. Gebiedsgebruik, gedrag en verstoring van Roodkeelduikers (*Gavia stellata*) in de Voordelta. Afstudeerproject ter ondersteuning van de Nulmeting in het kader van het Monitoring en Evaluatie Programma, Project Mainport Rotterdam PMR-MEP MV2. Rapport 06-144. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Vergoossen, W.G. 1982. Pleisterplaats-reservaten voor kraanvogels een urgente zaak. *Vogeljaar* 30: 327-328.
- Verhulst, S., K. Oosterbeek & B.J. Ens, 2001. Experimental evidence for effects of human disturbance on foraging and parental care in oystercatchers. *Biological Conservation* 101: 375-380.
- Visbeen, F., 1994. Broedende grauwe ganzen in Waterland-Oost, Diemerzeedijk en Vijfhoek. *Graspieper* 14: 130-134.
- Vlug, J.J., 1983. De fuut (*Podiceps cristatus*). *Wetenschappelijke Mededelingen* 160: 1-88.
- Vooos, K.H., 1960. Atlas van de Europese vogels. Elsevier, Amsterdam.
- Vos, P., 1986. Plankzeilen en watervogels op het Gooimeer. Interimrapport. Staatsbosbeheer, Utrecht.
- Vos, P. & R.H.M. Peltzer, 1987. Recreatie en broedvogels in heidegebieden: Strabrechtse en Groote Heide. Bos en recreatie 15. Staatsbosbeheer, afdeling Sociologisch Onderzoek t.b.v. Natuur en Landschap, Utrecht.
- Voslamber, B., E. van Winden & M. van Roomen, 1997. Midwintertelling van watervogels in Nederland, januari 1996. Rapport Sovon Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Waardenburg, P.A., 1976. De invloed van menselijke activiteiten op vestiging en broedsucces van de buizerd (*Buteo b. buteo*). Rapport Zoölogisch laboratorium Rijksuniversiteit Groningen / Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Groningen / Arnhem.
- Waardenburg, P.A., 1977. Vestiging en broedsucces van de havik (*Accipiter gentilis*) (speciaal met betrekking tot menselijke storing). Rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Ward, D.H. & R.A. Stehn, 1989. Response of brant and other geese to aircraft disturbance at Izembek Lagoon, Alaska. Final Report of U.S. Fish and Wildlife Service. Alaska Fish and

- Wildlife Research Center to the Minerals Management Service, Outer Continental Shelf Region, Anchorage, Alaska.
- Ward, D.H., R.A. Stehn & D.V. Derksen, 1994. Response of staging brant to disturbance at the Izembek Lagoon, Alaska. *Wildlife Society Bulletin* 22(2): 220-228.
- Ward, D.H., R.A. Stehn, W.P. Erickson & D.V. Derksen, 1999. Response of fall-staging brant and Canada geese to aircraft overflights in southwestern Alaska. *Journal of Wildlife Management* 63(1): 373-381.
- Weimerskirch, H., S.A. Shaffer, G. Mabile, J. Martin, O. Boutard & J.L. Rouanet, 2002. Heart rate and energy expenditure of incubating wandering albatrosses: basal levels, natural variation, and the effects of human disturbance. *Journal of Experimental Biology* 205(4): 475-483.
- Wessels, H. 1983. De trek van de kraanvogel (*Grus grus*) in de jaren 1978-1982 over Nederland, ten noorden van de Waal. *Vogeljaar* 31: 177-184.
- West, A.D., J.D. Goss-Custard, R.A. Stillman, R.W.G. Caldow, S.E.A. le V. dit Durrel & S. McGrorty, 2002. Predicting the impacts of disturbance on shorebird mortality using a behaviour-based model. *Biological Conservation* 106: 319-328.
- White, C.M. & T.L. Thurow, 1985. Reproduction of ferruginous hawks exposed to controlled disturbance. *Condor* 87: 14-22.
- Whitfield, D.P., M. Ruddock & R. Bullman, 2008. Expert opinion as a tool for quantifying bird tolerance to human disturbance. *Biological Conservation* 141: 2708-2717.
- Winkelman, J.E., 1984. Vogelhinder door middelgrote windturbines. Een verkennend onderzoek naar vlieggedrag, slachtoffers en verstoring. Rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Wolf, W.J., P.J. Reijnders & C.J. Smit, 1982. The effects of recreation on the Wadden Sea Ecosystem: many questions, but few answers. Ecological effects of tourism in the Wadden Sea. *Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten* (vol 275: 85-107)
- Woutersen, K. 1990. De zwartkopmeeuw *Larus melanocephalus* in de duinen van Schoorl (NH). *Sula* 4: 1-11.
- Yalden, D.W., 1992. The influence of recreational disturbance on common sandpipers *Actitis hypoleucos* breeding by an upland reservoir, in England. *Biological Conservation* 61: 41-49.
- Yalden, D.W. & P.E. Yalden, 1989. The sensitivity of breeding golden plovers *Pluvialis apricaria* to human intruders. *Bird Study* 36: 49-55.
- Yalden, P.E. & D.W. Yalden, 1990. Recreational disturbance of breeding golden plovers *Pluvialis apricaria*. *Biological Conservation* 51: 243-262.
- Yasué, M., 2005. The effect of human presence, flock size and prey density on shorebird foraging rates. *Journal of Ethology*. Rapport
- Yorio, P., E. Frere, P. Gandini & A. Schiavini, 2001. Tourism and recreation at seabird breeding sites in Patagonia, Argentina: current concerns and future prospects. *Bird Conservation International* 11: 231-245.
- Yosef, R., 1997. Physical distances among individuals in flocks of greater flamingoes (*Phoenicopterus ruber*) are affected by human disturbance. *Israel Journal of Zoology* 43: 79-85.
- Zijlstra, M. & F. Hustings. 1992. Teloorgang van de grauwe kiekendief *Circus pygargus* als broedvogel in Nederland. *Limosa* 65: 7-18.
- Zomerdijk, P. 1994. De betekenis van de Gouwezee voor duikeenden en meerkoeten buiten de broedtijd. *Graspieper* 14: 118-129.
- Zomerdijk, P. & N. Groen. 1993. De grutto buiten de broedtijd. *Graspieper* 13: 46-52.
- Zwarts, L. 1993. Het voedsel van de grutto. *Graspieper* 13: 53-57.

Bijlagen

Bijlage 1. Verstoringsafstanden

Overzicht van de verstoringsafstanden per soort die in de literatuur gevonden zijn. Verstoringsafstanden zijn afhankelijk van vele factoren, waaronder locatie, seizoen, lokale omstandigheden, type verstoringsbron, en frequentie en intensiteit van verstoring. Ook het percentage vogels dat bij een bepaalde afstand verstoord wordt, en de verstoringduur zijn bepalend voor de ernst van een verstoring. Om deze reden zijn de hier gegeven verstoringsafstanden uitdrukkelijk niet zonder meer toe te passen op willekeurige situaties. We verwijzen voor een goed gebruik van verstoringsafstanden naar HS 4 (met name tabel 4.4 en figuur 4.2).

soort	land	type	verst. bron	beschrijving reactie	gedrag	verstoringssafstand (m)			verstoringshoogte (m)			bron / data uit
						min	max	gem	min	max	gem	
alken & zeekoeten												
alk	Schotland	lucht	sportvliegtuig	geen reactie	B				150	150	150	Dunnet '77
papegaaiduiker	Schotland	lucht	sportvliegtuig	geen reactie	B				150	150	150	Dunnet '77
zeekoet	Schotland	land	wandelaar	afname broedsucces	B							Beale & Monaghan '04b
zeekoet	Schotland	lucht	sportvliegtuig	geen reactie	B				150	150	150	Dunnet '77
duikers												
roodkeelduiker	Nederland	water	wind-/kitesurfervluchten		F			500				Verdaat '06
roodkeelduiker	Nederland	water	motorboot	opvliegen	F	1000	1500	1250				Poot <i>et al.</i> '05
roodkeelduiker	Nederland	lucht	sportvliegtuig	opvliegen	F			2000	2000	400-1219		Nijland '97 Baptist
futen												
Austr. dodaars	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			23				Blumstein '06
dodaars	Engeland	water	zeilboot	wegzwemmen	F			50				Batten '77
fuut	Nederland	water	vaartuig	opvliegen	B	10	100	55				Platteeuw '95 Keller '89
fuut	Engeland	water	zeilboot	opvliegen	F			100				Batten '77
fuut	Nederland	water	scheepvaart	opvliegen	F/R			300				Platteeuw & Beekman '94
fuut	Nederland	water	kitesurfer	vluchten	F	200	1000	350				van Rijn <i>et al.</i> '06
geoorde fuut	Nederland	water	kitesurfer	vluchten	F	200	1000	350				van Rijn <i>et al.</i> '06
nw.zeelandfuut	Nw-Zeeland	water	motorboot	geen reactie	B							Bright <i>et al.</i> '04
nw.zeelandfuut	Nw-Zeeland	water	motorboot	afname foerageren	B							Bright <i>et al.</i> '03
aalscholvers												
aalscholver		land	wandelaar	opvliegen	F			32				Blumstein '06
aalscholver	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			124				Spaans <i>et al.</i> '96
aalscholver	Zwitserland	lucht	luchtballon	opvliegen	F	200	300	300				Bruderer & Komenda-Zehnd. '05
bonte aalscholver		land	wandelaar	opvliegen	F			31				Blumstein '06
geoorde aalscholver VS		water	motorboot	opvliegen	B	16	30	20				Rodgers & Smith '95
geoorde aalscholver VS		water	wandelaar	opvliegen	B	15	55	30				Rodgers & Smith '95
geoorde aalscholver VS		water	motorboot	opvliegen	F	15	129	43				Rodgers & Schwikert '02
geoorde aalscholver VS		water	kano	opvliegen	B	36	62	47				Rodgers & Smith '95
geoorde aalscholver VS		water	waterscooter	opvliegen	F	5	111	50				Rodgers & Schwikert '02
geoorde aalscholver VS		water	motorboot	opvliegen	F			152				Rodgers & Schwikert '03
kleine bonte aalscholver		land	wandelaar	opvliegen	F			20				Blumstein '06
kuifaalscholver	Schotland	lucht	sportvliegtuig	geen reactie	B				150	150	150	Dunnet '77
zwarte aalscholver		land	wandelaar	opvliegen	F			24				Blumstein '06
reigers & ibissen												
Am. blauwe reiger	VS	land	wandelaar	opvliegen	F			37				Blumstein '06
Am. blauwe reiger	VS	water	motorboot	opvliegen	B	21	37	27				Rodgers & Smith '95
Am. blauwe reiger	VS	water	wandelaar	opvliegen	B	18	50	32				Rodgers & Smith '95
Am. blauwe reiger	VS	water	motorboot	opvliegen	F	10	137	42				Rodgers & Schwikert '02
Am. blauwe reiger	VS	water	waterscooter	opvliegen	F	8	123	50				Rodgers & Schwikert '02
Am. blauwe reiger	VS	water	motorboot	opvliegen	F			99				Rodgers & Schwikert '03

(Vervolg bijlage 1)

soort	land	type	verst. bron	beschrijving reactie	gedrag	verstoringsafstand (m)			verstoringshoogte (m)			bron / data uit
						min	max	gem	min	max	gem	
Am. grote zilverr.	VS	water	wandelaar	opvliegen	B	15	55	27				Rodgers & Smith '95
Am. grote zilverr.	VS	water	motorboot	opvliegen	B	12	42	29				Rodgers & Smith '95
Am. grote zilverr.	VS	water	waterscooter	opvliegen	F	10	130	46				Rodgers & Schwikert '02
Am. grote zilverr.	VS	water	motorboot	opvliegen	F	16	156	51				Rodgers & Schwikert '02
Am. kleine zilverr.	VS	land	wandelaar	opvliegen	F			19				Blumstein '06
Am. kleine zilverr.	VS	water	motorboot	opvliegen	B	9	32	12				Rodgers & Smith '95
Am. kleine zilverr.	VS	water	waterscooter	opvliegen	F	5	85	32				Rodgers & Schwikert '02
Am. kleine zilverr.	VS	water	motorboot	opvliegen	F	9	97	32				Rodgers & Schwikert '02
Am. kleine zilverr.	VS	water	motorboot	opvliegen	F			81				Rodgers & Schwikert '03
Austr. witte ibis	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			33				Blumstein '06
grote zilverreiger		land	wandelaar	opvliegen	F			40				Blumstein '06
grote zilverreiger	VS	water	motorboot	opvliegen	F			113				Rodgers & Schwikert '03
kaalkopooievaar	VS	water	motorboot	opvliegen	B	6	31	12				Rodgers & Smith '95
kaalkopooievaar	VS	water	wandelaar	opvliegen	B	12	42	18				Rodgers & Smith '95
kaalkopooievaar	VS	water	waterscooter	opvliegen	F	17	74	36				Rodgers & Schwikert '02
kleine blauwe reiger	VS	water	motorboot	opvliegen	B	15	27	19				Rodgers & Smith '95
kleine blauwe reiger	VS	water	waterscooter	opvliegen	F	16	111	37				Rodgers & Schwikert '02
kleine blauwe reiger	VS	water	motorboot	opvliegen	F	16	108	50				Rodgers & Schwikert '02
kleine blauwe reiger	VS	water	motorboot	opvliegen	F			89				Rodgers & Schwikert '03
kleine zilverreiger		land	wandelaar	opvliegen	F			52				Blumstein '06
koereiger	VS	water	motorboot	opvliegen	B	8	24	16				Rodgers & Smith '95
koningslepelaar		land	wandelaar	opvliegen	F			44				Blumstein '06
kwak	VS	water	wandelaar	opvliegen	B	18	52	30				Rodgers & Smith '95
lepelaar	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			113				Spaans <i>et al.</i> '96
reigers	Zwitserland	lucht	luchtballon	opvliegen	F	200	300	300				Bruderer&Komenda-Zehnd.'05
reigers	VS	lnd/lw	divers	opvliegen	B		100	100				Rodgers & Smith '97
rode lepelaar	VS	water	waterscooter	opvliegen	F	39	61	45				Rodgers & Schwikert '02
roodhalsreiger	VS	water	waterscooter	opvliegen	F	19	70	41				Rodgers & Schwikert '02
strohalsibis		land	wandelaar	opvliegen	F			42				Blumstein '06
witbuikreiger	VS	water	motorboot	opvliegen	B	8	18	11				Rodgers & Smith '95
witbuikreiger	VS	water	wandelaar	opvliegen	B	20	48	31				Rodgers & Smith '95
witbuikreiger	VS	water	waterscooter	opvliegen	F	11	91	43				Rodgers & Schwikert '02
witbuikreiger	VS	water	motorboot	opvliegen	F	10	98	45				Rodgers & Schwikert '02
witbuikreiger	VS	water	motorboot	opvliegen	F			65				Rodgers & Schwikert '03
witte ibis	VS	water	wandelaar	opvliegen	B	18	41	25				Rodgers & Smith '95
witte ibis	VS	water	motorboot	opvliegen	F	9	81	36				Rodgers & Schwikert '02
witte ibis	VS	water	waterscooter	opvliegen	F	5	112	42				Rodgers & Schwikert '02
witte ibis	VS	water	motorboot	opvliegen	F			94				Rodgers & Schwikert '03
zwarte ibis	VS	water	motorboot	opvliegen	F			85				Rodgers & Schwikert '03
zwanen												
kleine zwaan	Japan	water	motorboot	vluchten	F	59	224	142				Mori <i>et al.</i> '01
kleine zwaan	Nederland	water	kitesurfer	vluchten	R			300				Jansen '08
trompetzwaan	VS	lucht	sportvliegtuig	alert	B				615	615	615	Henson & Grant '91
wilde zwaan	Schotland	land	vee	opvliegen	F			43				Rees <i>et al.</i> '05
wilde zwaan	Schotland	land	fiets	alert	F			116				Rees <i>et al.</i> '05

(Vervolg bijlage 1)

soort	land	type	verst. bron	beschrijving reactie	gedrag	verstoringsafstand (m)			verstoringshoogte (m)			bron / data uit
						min	max	gem	min	max	gem	
wilde zwaan	Schotland	land	vee	alert	F			127				Rees <i>et al.</i> '05
wilde zwaan	Schotland	land	auto	opvliegen	F			168				Rees <i>et al.</i> '05
wilde zwaan	Schotland	land	auto	alert	F			176				Rees <i>et al.</i> '05
wilde zwaan	Schotland	land	wandelaar	opvliegen	F			197				Rees <i>et al.</i> '05
wilde zwaan	Schotland	land	wandelaar	alert	F			209				Rees <i>et al.</i> '05
wilde zwaan	Schotland	land	visser/jager	opvliegen	F			325				Rees <i>et al.</i> '05
wilde zwaan	Schotland	land	visser/jager	alert	F			357				Rees <i>et al.</i> '05
wilde zwaan	Schotland	lucht	vliegtuig	alert	F			1355				Rees <i>et al.</i> '05
zwarte zwaan		land	wandelaar	opvliegen	F			50				Blumstein '06
ganzen												
brandgans	UK	lucht	sportvliegtuig	opvliegen	F	1600	3200	2400			500	Owen '73
brandgans		lucht	helikopter	alert	R	2600	9100	5850	120	120	120	Mosbech & Glahder '91
brandgans	Engeland	lucht	vliegtuig	opvliegen	F							Riddington '96
Canadese gans	VS	lucht	sportvliegtuig	opvliegen	F	400	2000	1200	300	760	530	Ward <i>et al.</i> '99
Canadese gans	VS	lucht	sportvliegtuig	geen reactie	F			2000	300	750	525	Ward <i>et al.</i> '99
Canadese gans	Canada	lucht	helikopter	nest verlaten	B							Minaskuat '05
ganzen spec.	Zwitserland	lucht	luchtballon	opvliegen	F	200	300	300				Bruderer & Komenda-Zehnd. '05
ganzen spec.	Nederland	lucht	sportvliegtuig	opvliegen	F		1500	1000			900	Baptist & Meininger '96
ganzen spec.	Nederland	lucht	vliegtuig	opvliegen	F				150	600	375	Venema '88
ganzen spec.	Nederland	lucht	vliegtuig	alert	F				150	600	375	Venema '88
ganzen spec.	Nederland	lucht	vliegtuig	opvliegen	F				150	150	>150	Venema '88
ganzen spec.	Nederland	lucht	vliegtuig	opvliegen	F				300	300	150	Venema '88
ganzen spec.	Nederland	lucht	vliegtuig	opvliegen	F				450	450	300	Venema '88
ganzen spec.	Nederland	lucht	vliegtuig	opvliegen	F				600		450	Venema '88
grauwe gans	Polen	land	wandelaar	opvliegen	B	1	100	17				Osiejuk & Kuczynski '07
grauwe gans	Denemarken	land	divers	vluchten	F							Kahlert '06
grauwe gans	Nederland	lucht	sportvliegtuig	opvliegen	F			628				Lensink '07
kleine rietgans		lucht	helikopter	alert	R	4400	8700	6550	120	120	120	Mosbech & Glahder '91
kleine rietgans	UK	lucht	sportvliegtuig	geen reactie	F				150	500		Forshaw '83
kolgans	VS	land	wandelaar	opvliegen	F	25	100	47				Ackerman <i>et al.</i> '04
kolgans	Nederland	lucht	klein vliegtuig	opvliegen	F			1000	150	650	400	Lensink <i>et al.</i> '07
kolgans, rietgans	Zwitserland	lucht	luchtballon	geen reactie	F			500				Bruderer & Komenda-Zehnd. '05
rietgans	Nederland	lucht	helikopter	alert	F			1000				Tijssen '94
rietgans	Nederland	lucht	sportvliegtuig	alert	F				1000	1000	1000	Tijssen '94
rotgans	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	R	58	152	105				Smit & Visser '93
									van de Meer '85, Wolff <i>et al.</i> '82 en Smit ongepubliceerd			
rotgans	Denemarken	land	wandelaar	opvliegen	F	130	1000	319				Laursen <i>et al.</i> '05
rotgans		water	windsurfer	opvliegen	F			300				Smit & Visser '93
												Küsters & von Raden '86
sneeuwgans	Denemarken	land	divers	opvliegen	F	210	370	290				Smit & Visser '93
												Rudfeld '90
sneeuwgans	Canada	land	verjagen	opvliegen	F			600				Béchet <i>et al.</i> '04
sneeuwgans	Canada	land	jager	opvliegen	F			2300				Béchet <i>et al.</i> '04
sneeuwgans	Canada	land	divers	alert	F							Bélangier & Bédard '89

soort	land	type	verst. bron	beschrijving reactie	gedrag	verstoringsafstand (m)			verstoringshoogte (m)			bron / data uit
						min	max	gem	min	max	gem	
sneeuwgangs	Canada	land	divers	opvliegen	F							Béchet <i>et al.</i> '04
sneeuwgangs	Canada	water	veerboot	alert	F							Bélanger & Bédard '89
sneeuwgangs	Canada	lucht	sportvliegtuig	opvliegen	F			2570	450	3100	2400	Berger '77
sneeuwgangs	canada	lucht	sportvliegtuig	opvliegen	F				500	500	500	Belanger & Bedard '89
sneeuwgangs	Canada	lucht	vliegtuig	opvliegen	F							Bélanger & Bédard '89
sneeuwgangs	Canada	lucht	vliegtuig	alert	F							Bélanger & Bédard '89
zwarte rotgans		lucht	sportvliegtuig	alert	B		2000	1000	155	155	155	Anthony <i>et al.</i> '95
zwarte rotgans	UK	lucht	sportvliegtuig	opvliegen	F			1500	500	500	2400-3100	Owens '77
zwarte rotgans	VS	lucht	helikopter	geen reactie	F			2000	915	1220	1068	Ward <i>et al.</i> '99
zwarte rotgans	VS	lucht	sportvliegtuig	opvliegen	F	400	4800	2600	400	1219	810	Ward <i>et al.</i> '99
zwarte rotgans	VS	lucht	helikopter	alert	R			3500	1070	1070	1070	Miller '94, Ward '94 Jensen '90
zwarte rotgans	VS	lucht	helikopter	alert	R				460	915	688	Miller '94
zwarte rotgans	VS	lucht	helikopter	geen reactie	R				760	760	760	Miller '94
zwarte rotgans	Duitsland	lucht	sportvliegtuig	opvliegen	F				150	150		Stock '92
zwarte rotgans		lucht	sportvliegtuig	geen reactie	B				140	155		Anthony <i>et al.</i> '95
eenden												
Am. smient	VS	lucht	militair vliegtuig	alert & opvliegen	F							Conomy <i>et al.</i> 1998
Am. wintertaling	VS	lucht	militair vliegtuig	alert & opvliegen	F							Conomy <i>et al.</i> 1998
bergeend	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			102				Spaans <i>et al.</i> '96
bergeend	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	R	99	197	148				Smit & Visser '93
bergeend	Denemarken	land	wandelaar	opvliegen	F	55	700	225				van de Meer '85, Wolff <i>et al.</i> '82 en Smit ongepubliceerd
bergeend	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	R	200	300	250				Laursen <i>et al.</i> '05 Smit & Visser '93
bergeend	Duitsland	water	kayak	opvliegen	R			200				van de Meer '85, Wolff <i>et al.</i> '82 en Smit ongepubliceerd
bergeend	Duitsland	water	windsurfer	opvliegen	R			380				Smit & Visser '93 Koepff & Dietrich '86
blauwwleugel taling	VS	water	motorb./vissen	opvliegen	F							Koepff & Dietrich '86
brilduiker	Engeland	water	zeilboot	vluchten	F	300	400	350				Schummer & Eddleman '03
brilduiker	Nederland	water	kitesurfer	vluchten	F	500	1000	500				Batten '77
brilduiker	Engeland	water	motorboot	vluchten	F	550	700	625				van Rijn <i>et al.</i> '06
brilduiker	Nederland	water	scheepvaart	opvliegen	F	500	1000	750				Batten '77
eenden spec.	Nederland	water	kitesurfer	vluchten	F	200	500	200				Platteeuw & Beekman '94
eenden spec.	Nederland	water	kitesurfer	vluchten	F	500	1000	500				van Rijn <i>et al.</i> '06
eenden spec.	VS	water	wandel./motorv.	alert & opvliegen	F							Pease <i>et al.</i> '05
eenden spec.	Zwitserland	lucht	sportvliegtuig	alert	F			300				Bruderer & Komenda-Zehn.'05
eenden spec.	Zwitserland	lucht	luchtballon	opvliegen	F			300				Bruderer & Komenda-Zehn.'05
eenden spec.	Zwitserland	lucht	helikopter	alert	F			450				Bruderer & Komenda-Zehn.'05
gevlekte Floridaeend	VS	water	motorboot	opvliegen	F			103				Rodgers & Schwikert '03
grisjekeeltaling	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			42				Blumstein '06
grondeleenden	Duitsland	water	windsurfer	opvliegen	F							Koepff & Dietrich '86
grote zaagbek	Nederland	water	scheepvaart	opvliegen	F	300		300				Platteeuw & Beekman '94
kastanjetaaling	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			47				Blumstein '06

(Vervolg bijlage 1)

soort	land	type	verst. bron	beschrijving reactie	gedrag	verstoringsafstand (m)			verstoringshoogte (m)			bron / data uit
						min	max	gem	min	max	gem	
krak-, slob-, kuif-, tafeleend												Henkens '96
	Nederland	water	watersport	vluchten	F			250				vanHarskamp& Henkens'94
krakeend	Japan	water	motorboot	vluchten	F	48	160	104				Mori <i>et al.</i> '01
krakeend	Nederland	water	zeilboot	vluchten	R			430				Vos '86
krakeend	VS	lucht	militair vliegtuig	alert & opvliegen	F							Conomy <i>et al.</i> 1998
kuifeend	Japan	water	motorboot	vluchten	F	86	212	149				Mori <i>et al.</i> '01
kuifeend	Engeland	water	zeilboot	vluchten	F	230	450	340				Batten '77
kuifeend	Nederland	water	beroepssch.vrt.	opvliegen	F/R	400		400				Platteeuw & Beekman '94
mandarijneend	Japan	water	motorboot	vluchten	F	57	135	96				Mori <i>et al.</i> '01
manengans	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			26				Blumstein '06
middelste zaagbek	Nederland	water	kitesurfer	vluchten	F	750	1000	750				van Rijn <i>et al.</i> '06
nonnetje	Engeland	water	watersport	vluchten	F			100				Batten '77
pijlstaart	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			116				Spaans <i>et al.</i> '96
pijlstaart	Denemarken	land	wandelaar	opvliegen	F	100	500	294				Laursen <i>et al.</i> '05
slobeend	Japan	water	motorboot	vluchten	F	50	179	115				Mori <i>et al.</i> '01
slobeend	Engeland	water	watersport	vluchten	F	100		150				Batten '77
slobeend	Nederland	water	zeilboot	vluchten	R			350				Vos '86
slobeend	Nederland	water	zeilboot	vluchten	R			430				Vos '86
smient	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			89				Spaans <i>et al.</i> '96
smient	Denemarken	land	wandelaar	opvliegen	F	150	1000	269	12			Laursen <i>et al.</i> '05
smient	Japan	water	motorboot	vluchten	F	33	102	68				Mori <i>et al.</i> '01
smient	Engeland	water	watersport	vluchten	F	100		150				Batten '77
smient	Nederland	lucht	sportvliegtuig	geen reactie	F							Lensink '07
tafeleend	Japan	water	motorboot	vluchten	F	54	156	105				Mori <i>et al.</i> '01
tafeleend	Nederland	water	motorboot	vluchten	F			150				Vos '86
tafeleend	Nederland	water	beroepssch.vrt.	opvliegen	F/R			300				Platteeuw & Beekman '94
tafeleend	Engeland	water	zeilboot	vluchten	F	230	450	340				Batten '77
tafeleend	Nederland	water	zeilboot	vluchten	R			350				Vos '86
topper	Nederland	water	beroepssch.vrt.	opvliegen	F/R	500		500				Platteeuw & Beekman '94
wenkbrauweend	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			38,9				Blumstein '06
wilde eend	Denemarken	land	wandelaar	opvliegen	F	60	400	236				Laursen <i>et al.</i> '05
wilde eend	Engeland	water	watersport	vluchten	F			100				Batten '77
wilde eend	Japan	water	motorboot	vluchten	F	46	158	102				Mori <i>et al.</i> '01
wintertaling	Denemarken	land	wandelaar	opvliegen	F	80	450	197				Laursen <i>et al.</i> '05
wintertaling	Engeland	water	watersport	vluchten	F	100		150				Batten '77
zwarte eend	VS	lucht	militair vliegtuig	alert & opvliegen	F							Conomy <i>et al.</i> 1998
zee-eenden												
koningsieder	Groenland	lucht	sportvliegtuig	opvliegen	F	500	5000	2750	76	500	288	Mosbech & Boertman '99
zwarte zee-eend	Nederland	water	vaartuig	opvliegen	F			1500				Dirksen <i>et al.</i> '05
roofvogels												
Am. zeearend	VS	water	motorboot	opvliegen	F			173				Rodgers & Schwikert '03
Am. zeearend	VS	lucht	sportvliegtuig	geen reactie	B	20	200	110				Efroymson '00 Fraser <i>et al.</i> '85
Am. zeearend	VS	lucht	helikopter	alert	B			400				Grubb '92
Am. zeearend	VS	lucht	helikopter	geen reactie	B			407				Grubb '92
Am. zeearend	VS	lucht	groot vliegtuig	alert	B			500				Grubb '92
Am. zeearend	VS	lucht	helikopter	geen reactie	B			800				Grubb '92

(Vervolg bijlage 1)

soort	land	type	verst. bron	beschrijving reactie	gedrag	verstoringsafstand (m)			verstoringshoogte (m)			bron / data uit
						min	max	gem	min	max	gem	
Am. zeearend	VS	lucht	sportvliegtuig	opvliegen	B			800				Grubb '92
Am. zeearend	VS	lucht	groot vliegtuig	geen reactie	B			800				Grubb '92
Am. zeearend	VS	lucht	groot vliegtuig	geen reactie	B			800				Grubb '92
Am. zeearend	VS	lucht	helikopter	opvliegen	B				60	120	90	Efroymson '00
												Stalmaster & Kaiser '97
bruine kiekendief	Spanje	land	visser	opvl.; minder zorg	B							Fernandez & Azkona '93
buizerd	Nederland	land	wandelaar	lagere broeddichtheid	B			75				Waardenburg '76
grijze wouw		land	wandelaar	opvliegen	F			23				Blumstein '06
havik	Nederland	land	wandelaar	lagere broeddichtheid	B		100	100				Waardenburg '77
koningsbuizerd	VS	land	schieten	afname broedsucces	B	5	320	80				White & Thurow '87
koningsbuizerd	VS	land	lawaaï motor	afname broedsucces	B	35	320	85				White & Thurow '87
koningsbuizerd	VS	land	voertuig	afname broedsucces	B	20	500	170				White & Thurow '87
koningsbuizerd	VS	land	divers	afname broedsucces	B	120	250					White & Thurow '87
lammergier	Frankrijk	land/lt	lawaaï	afname broedsucces	B							Arroyo & Razin '06
Mex. zwarte havik	VS	lucht	straaljager	geen reactie	B			150				Efroymson '00 Ellis <i>et al.</i> '91
prairievalk	VS	lucht	straaljager	alert	B			150				Efroymson '00 Ellis <i>et al.</i> '91
prairievalk	VS	lucht	straaljager	geen reactie	B			500				Efroymson '00 Ellis <i>et al.</i> '91
roodstaartbuizerd	VS	lucht	helikopter	geen reactie	B			11	30	45	37,5	Efroymson '00
												Andersen <i>et al.</i> '89
roodstaartbuizerd	VS	lucht	straaljager	opvliegen	B			150				Efroymson '00 Ellis <i>et al.</i> '91
roodstaartbuizerd	VS	lucht	helikopter	geen reactie	B	100	500	300	30	45	37,5	Efroymson '00
												Andersen <i>et al.</i> '89
roodstaartbuizerd	VS	lucht	straaljager	geen reactie	B			500				Efroymson '00 Ellis <i>et al.</i> '91
rosse ruigp.buizerd	VS	land	wandelaar	afname broedsucces	B	15	180	65				White & Thurow '87
slakkewouw	VS	water	motorboot	opvliegen	F			49				Rodgers & Schwikert '03
slechtvalk	VS	lucht	helikopter	opvliegen	B			105				Efroymson '00 Windsor '88
slechtvalk	VS	lucht	straaljager	opvliegen	B			150				Efroymson '00 Ellis <i>et al.</i> '91
slechtvalk	VS	lucht	straaljager	geen reactie	B			500				Efroymson '00 Ellis <i>et al.</i> '91
Sp. keizerarend	Spanje	land	wandelaar	alert	B	50	580	252				Gonzalez <i>et al.</i> '06
Sp. keizerarend	Spanje	Ind/lt/w	divers	opvliegen	B	450	800	261				Gonzalez <i>et al.</i> '06
streepstaartbuizerd	VS	lucht	straaljager	opvliegen	B			150				Efroymson '00 Ellis <i>et al.</i> '91
streepstaartbuizerd	VS	lucht	straaljager	geen reactie	B			500				Efroymson '00 Ellis <i>et al.</i> '91
torenvalk	Nederland	land	wandelaar	lagere broeddichtheid	B	50	100	75				van der Zande & Verstrael '85
visarend	VS	water	waterscooter	opvliegen	F	20	159	50				Rodgers & Schwikert '02
visarend	VS	water	motorboot	opvliegen	F	30	140	58				Rodgers & Schwikert '02
visarend	VS	water	motorboot	opvliegen	F			103				Rodgers & Schwikert '03
visarend		lucht	militair vliegtuig	geen reactie	B	1400	4600	2300				Trimper <i>et al.</i> '98
hoenders												
auerhoen		land	wandelaar	opvliegen	F	1	104	27				Thiel <i>et al.</i> '07
boskalkoen	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			12				Blumstein '06
korhoen	UK	land	wandelaar	opvliegen	F	34	55	45				Baines & Richardson '07
meerkoet, waterhoen												
Am. meerkoet	VS	land	voertuig	opvliegen	F							Schummer & Eddleman '03
Am. meerkoet	VS	water	motorb./vissen	opvliegen	F							Schummer & Eddleman '03
meerkoet		land	wandelaar	opvliegen	F			19				Blumstein '06

(Vervolg bijlage 1)

soort	land	type	verst. bron	beschrijving reactie	gedrag	verstoringsafstand (m)			verstoringshoogte (m)			bron / data uit
						min	max	gem	min	max	gem	
meerkoet	Nederland	water	watersport	vluchten	F		10	10				Henkens '96
												van Harskamp&Henkens '94
meerkoet	Nederland	water	windsurfer	vluchten	R			50				Vos '86
meerkoet	Engeland	water	zeilboot	wegzwemmen	F			50				Batten '77
meerkoet	Nederland	water	scheepvaart	opvliegen	F/R		100	100				Platteeuw & Beekman '94
meerkoet	Nederland	water	zeilboot	vluchten	R	350	350	350				Vos '86
purperkoet		land	wandelaar	opvliegen	F			35				Blumstein '06
zwart waterhoen		land	wandelaar	opvliegen	F			15				Blumstein '06
steltlopers												
Alaskastrandloper	VS	land	wandelaar	opvliegen	F			16				Blumstein '06
Am. wulp	VS	land	wandelaar	opvliegen	F			26				Blumstein '06
bonte strandloper	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			36				Spaans <i>et al.</i> '96
bonte strandloper	Denemarken	land	wandelaar	opvliegen	F	15	450	70				Laursen <i>et al.</i> '05
bonte strandloper	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	57	86	71				Smit & Visser '93
												van de Meer '85, Wolff <i>et al.</i> '82
bonte strandloper	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	100	150	125				van der Meer '85
bonte strandloper	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	100	300	163				Smit & Visser '93
												van de Meer '85, Wolff <i>et al.</i> '82
groenpootruiter	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			73				Spaans <i>et al.</i> '96
groenpootruiter	Denemarken	land	wandelaar	opvliegen	F	38	250	94				Laursen <i>et al.</i> '05
kanoetstrandloper	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			54				Spaans <i>et al.</i> '96
kanoetstrandloper	Duitsland	water	windsurfer	opvliegen	R			220				Smit & Visser '93
												Koepff & Dietrich '86
kanoetstrandloper	Duitsland	water	kayak	opvliegen	R			280				Smit & Visser '93
												Koepff & Dietrich '86
kleine grijze snip	VS	land	wandelaar	opvliegen	F			13				Blumstein '06
kleine grijze snip	VS	water	waterscooter	opvliegen	F	9	45	21				Rodgers & Schwikert '02
kleinste strandloper		land	wandelaar	opvliegen	F			9				Blumstein '06
marmgrutto		land	wandelaar	opvliegen	F			17				Blumstein '06
oeverloper	Engeland	land	wandelaar	opvliegen	F	4	165	27				Yalden '92
oeverloper	Engeland	land	wandelaar	alert	B	29	144	75				Yalden '92
oeverloper	Engeland	land	wandelaar	kuikens vluchten	B							Yalden '92
regenwulp		land	wandelaar	opvliegen	F			38				Blumstein '06
regenwulp	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			84				Spaans <i>et al.</i> '96
roodkeelstrandloper		land	wandelaar	opvliegen	F			16				Blumstein '06
rosse grutto	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F	20	35	28				Blumstein <i>et al.</i> '03
rosse grutto	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	R			75				Smit & Visser '93
												Tensen & van Zoest '83
rosse grutto	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			76				Spaans <i>et al.</i> '96
rosse grutto	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			101				Smit & Visser '93
												Glimmerveen & Went '84
rosse grutto	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	88	127	107				Smit & Visser '93
												van de Meer '85, Wolff <i>et al.</i> '82
rosse grutto	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	100	150	125				van der Meer '85
rosse grutto	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			138				Smit & Visser '93
												Glimmerveen & Went '84

(Vervolg bijlage 1)

soort	land	type	verst. bron	beschrijving reactie	gedrag	verstoringsafstand (m)			verstoringshoogte (m)			bron / data uit
						min	max	gem	min	max	gem	
rosse grutto	Denemarken	land	wandelaar	opvliegen	F	40	450	156	6			Laursen <i>et al.</i> '05
rosse grutto	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	150	225	188				Wolff <i>et al.</i> '82
rosse grutto	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	150	225	219				Smit & Visser '93
rosse grutto	Duitsland	water	kayak	opvliegen	R			210				van de Meer '85, Wolff <i>et al.</i> '82
rosse grutto	Duitsland	water	windsurfer	opvliegen	R			240				Smit & Visser '93
rosse grutto	Nederland	lucht	sportvliegtuig	opvliegen	F							Koepff & Dietrich '86
scholekster	Nederland	lucht	sportvliegtuig	opvliegen	F							Smit & Visser '93
Siberische grijze ruiter		land	wandelaar	opvliegen	F			17				Koepff & Dietrich '86
Siberische strandloper		land	wandelaar	opvliegen	F			15				Visser '86
Siberische wulp		land	wandelaar	opvliegen	F			65				Visser '86
steenloper		land	wandelaar	opvliegen	F			14				Blumstein '06
steenloper	Schotland	land	wandelaar	opvliegen	F	13	25	20				Blumstein '06
steenloper	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			42				Beale & Monaghan '04a
steenloper	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	31	53	47				Spaans <i>et al.</i> '96
												Smit & Visser '93
steenloper	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	150	250					van de Meer '85, Wolff <i>et al.</i> '82
												Smit & Visser '93
												van de Meer '85, Wolff <i>et al.</i> '82
steltlopers spec.	Nederland	water	kitesurfer	vluchten	F	200	500	200				van Rijn <i>et al.</i> '06
strandplevier	VS	land	wandelaar	vluchten	F			40				Lafferty '01
strandplevier	VS	land	wandelaar	vluchten	B			80				Lafferty '01
tureluur	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			80				Spaans <i>et al.</i> '96
tureluur	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	R			95				Smit & Visser '93
												Tensen & van Zoest '83
tureluur	Denemarken	land	wandelaar	opvliegen	F	40	450	137				Laursen <i>et al.</i> '05
tureluur	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	150	300	225				Wolff <i>et al.</i> '82
tureluur	Duitsland	water	kayak	opvliegen	R			200				Smit & Visser '93
tureluur	Duitsland	water	windsurfer	opvliegen	R			290				Smit & Visser '93
												Koepff & Dietrich '86
willet		land	wandelaar	opvliegen	F			21				Blumstein '06
willet	VS	water	waterscooter	opvliegen	F	7	65	24				Rodgers & Schwikert '02
willet	VS	water	motorboot	opvliegen	F	17	82	31				Rodgers & Schwikert '02
wulp	Nederland	land	hond	opvliegen	R			90				Smit & Visser '93
												Blankestijn <i>et al.</i> '86
wulp	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	R			95				Smit & Visser '93
												Tensen & van Zoest '83
wulp	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			102				Smit & Visser '93
												Glimmerveen & Went '84
wulp	Nederland	land	agrarisch	opvliegen	R			129				Smit & Visser '93
												Blankestijn <i>et al.</i> '86
												Koepff & Dietrich '86
wulp	Nederland	land	eierraper	opvliegen	R			140				Smit & Visser '93
												Blankestijn <i>et al.</i> '86

(Vervolg bijlage 1)

soort	land	type	verst. bron	beschrijving reactie	gedrag	verstoringssafstand (m)			verstoringshoogte (m)			bron / data uit
						min	max	gem	min	max	gem	
wulp	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			140				Smit & Visser '93
												Glimmerveen & Went '84
wulp	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			157				Spaans <i>et al.</i> '96
wulp	Nederland	land	auto	opvliegen	R			188				Smit & Visser '93
												Blankestijn <i>et al.</i> '86
wulp	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			196				Smit & Visser '93
												Glimmerveen & Went '84
wulp	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	124	299	211				Smit & Visser '93
												van de Meer '85, Wolff <i>et al.</i> '82
wulp	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	R			213				Smit & Visser '93
												Blankestijn <i>et al.</i> '86
wulp	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	200	250	225				van der Meer '85
wulp	Denemarken	land	wandelaar	opvliegen	F	58	650	298	6			Laursen <i>et al.</i> '05
wulp	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	225	550	339				Smit & Visser '93
												van de Meer '85, Wolff <i>et al.</i> '82
wulp	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	250	500	375				Wolff <i>et al.</i> '82
wulp	Duitsland	water	kayak	opvliegen	R			240				Smit & Visser '93
												Koepff & Dietrich '86
wulp	Duitsland	water	windsurfer	opvliegen	R			395				Smit & Visser '93
												Koepff & Dietrich '86
wulp	Nederland	lucht	helikopter	opvliegen	R			200				Smit & Visser '93
												Blankestijn <i>et al.</i> '86
wulp	Nederland	lucht	sportvliegtuig	opvliegen	F	150	900	525				Van der Meer '85
wulp	Nederland	lucht	sportvliegtuig	opvliegen	F							Visser '86
zwarte ruiter	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	86	86	86				Spaans <i>et al.</i> '96
griel, scholeksters, kluten & plevieren												
Am. bonte sch.ekst.	VS	water	waterscooter	opvliegen	F	5	80	29				Rodgers & Schwikert '02
Am. bonte sch.ekst.	VS	water	motorboot	opvliegen	F	11	59	30				Rodgers & Schwikert '02
Am. steltkluit	VS	land	wandelaar	opvliegen	F			22				Blumstein '06
Austr. bonte sch.ekst.	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			39				Blumstein '06
Austr. zwarte sch.ekst.	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			31				Blumstein '06
Az. goudplevier	Azië	land	wandelaar	opvliegen	F			22				Blumstein '06
bontbekplevier	Denemarken	land	wandelaar	opvliegen	F	18	100	42	8			Laursen <i>et al.</i> '05
bontbekplevier	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	R	80	162	121				Smit & Visser '93
												van de Meer '85, Wolff <i>et al.</i> '82
bontbekplevier	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	100	150	125				van der Meer '85
goudplevier	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	R			45				Smit & Visser '93
												Tensen & van Zoest '83
goudplevier	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			70				Spaans <i>et al.</i> '96
goudplevier	Engeland	land	wandelaar	opvliegen	B	50	200	125				Yalden & Yalden '89
goudplevier	Denemarken	land	wandelaar	opvliegen	F	45	450	143	10			Laursen <i>et al.</i> '05
goudplevier	Engeland	land	wandelaar	lagere broedichtheid	B	50		200				Finney <i>et al.</i> '05
goudplevier	Engeland	land	wandelaar	van nest komen	B							Yalden & Yalden '90
kievit	Denemarken	land	wandelaar	opvliegen	F	45	450	142	7			Laursen <i>et al.</i> '05
kluit	Denemarken	land	wandelaar	opvliegen	F	75	250	113				Laursen <i>et al.</i> '05
maskerkievit		land	wandelaar	opvliegen	F			47				Blumstein '06

(Vervolg bijlage 1)

soort	land	type	verst. bron	beschrijving reactie	gedrag	verstoringsafstand (m)			verstoringshoogte (m)			bron / data uit
						min	max	gem	min	max	gem	
maskerplevier		land	wandelaar	opvliegen	F			23				Blumstein '06
rifgriël		land	wandelaar	opvliegen	F			26				Blumstein '06
roodkopplevier		land	wandelaar	opvliegen	F			22				Blumstein '06
rosse plevier	Nw-Zeeland	land	wandelaar	van nest vliegen	B	50	70	60				Lord <i>et al.</i> '01
rosse plevier	Nw-Zeeland	land	wandel. & hond	van nest vliegen	B			100				Lord <i>et al.</i> '01
scholekster	Nederland	land	vee	opvliegen	R			10				Smit & Visser '93
												Blankestijn <i>et al.</i> '86
scholekster	Nederland	land	eierraper	opvliegen	R			46				Smit & Visser '93
												Blankestijn <i>et al.</i> '86
scholekster	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	R			60				Smit & Visser '93
												Tensen & van Zoest '83
scholekster	Nederland	land	agrarisch	opvliegen	R			60				Smit & Visser '93
												Blankestijn <i>et al.</i> '86
scholekster	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			65				Spaans <i>et al.</i> '96
scholekster	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			77				Smit & Visser '93
												Glimmerveen & Went '84
scholekster	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			79				Smit & Visser '93
												Glimmerveen & Went '84
scholekster	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	R			82				Smit & Visser '93
												Blankestijn <i>et al.</i> '86
scholekster	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	81	89	85				Smit & Visser '93
												van de Meer '85, Wolff <i>et al.</i> '82
scholekster	Nederland	land	auto	opvliegen	R			106				Smit & Visser '93
												Blankestijn <i>et al.</i> '86
scholekster	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			113				Smit & Visser '93
												Glimmerveen & Went '84
scholekster	Denemarken	land	wandelaar	opvliegen	F	20	400	119	11			Laursen <i>et al.</i> '05
scholekster	Engeland	land	wandelaar	opvliegen	F	90	140	123				Stillman & Goss Custard '02
scholekster	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	100	150	125				van der Meer '85
scholekster	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	25	300	136				Smit & Visser '93
												van de Meer '85, Wolff <i>et al.</i> '82
scholekster	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	25	300	163				Wolff <i>et al.</i> '82
scholekster	Frankrijk	land	schelpdiervisser	opvliegen	F							Goss Custard <i>et al.</i> '06
scholekster	Frankrijk	land	wandelaar	opvliegen	F							Goss Custard <i>et al.</i> '06
scholekster	Frankrijk	land	roefvogel	opvliegen	F							Goss Custard <i>et al.</i> '06
scholekster	Duitsland	water	kayak	opvliegen	R			50				Smit & Visser '93
												Koepff & Dietrich '86
scholekster	Duitsland	water	windsurfer	opvliegen	R			150				Smit & Visser '93
												Koepff & Dietrich '86
scholekster	Nederland	lucht	sportvliegtuig	opvliegen	R			500				Smit & Visser '93
												Blankestijn <i>et al.</i> '86
scholekster	Nederland	lucht	sportvliegtuig	opvliegen	F	150	900	525				Van der Meer '85
scholekster	Duitsland	lucht	sportvliegtuig	geen reactie	F/R	3150	3150	3150	155	155	155	Hüppop & Hagen '90
steltkluut		land	wandelaar	opvliegen	F			38				Blumstein '06
strandplevier		land	wandelaar	opvliegen	F/R			30				Lafferty '01
strandplevier	Duitsland	land	wandel. & hond	opvliegen	B	150	200	175				Schulz & Stock '92

(Vervolg bijlage 1)

soort	land	type	verst. bron	beschrijving reactie	gedrag	verstoringsafstand (m)			verstoringshoogte (m)			bron / data uit
						min	max	gem	min	max	gem	
zilverplevier	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			36				Blumstein '06
zilverplevier		land	wandelaar	opvliegen	F			94				Spaans <i>et al.</i> '96
zilverplevier		land	wandelaar	opvliegen	R	106	142	124				Smit & Visser '93
												van de Meer '85, Wolff <i>et al.</i> '82
zilverplevier	Denemarken	land	wandelaar	opvliegen	F	42	400	132	7			Laursen <i>et al.</i> '05
zilverplevier	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F	150	200	175				van der Meer '85
zilverplevier	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	R	50	150					Smit & Visser '93
												van de Meer '85, Wolff <i>et al.</i> '82
zilverplevier	VS	water	motorboot	opvliegen	F	11	48	23				Rodgers & Schwikert '02
zilverplevier	VS	water	waterscooter	opvliegen	F	9	68	24				Rodgers & Schwikert '02
meeuwen												
drieteenmeeuw	Schotland	land	wandelaar	afname broedsucces	B							Beale & Monaghan '04b
drieteenmeeuw	Schotland	lucht	sportvliegtuig	geen reactie	B				150	150	150	Dunnet '77
Franklin's meeuw	VS	water	motorb./vissen	alert	F							Schummer & Eddleman '03
kelp meeuw	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			24				Blumstein '06
kokmeeuw		land	wandelaar	opvliegen	R			50				Smit & Visser '93
												Tensen & van Zoest '83
kokmeeuw	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			64				Spaans <i>et al.</i> '96
kokmeeuw	Denemarken	land	wandelaar	opvliegen	F	50	450	116				Laursen <i>et al.</i> '05
lachmeeuw	VS	water	waterscooter	opvliegen	F	5	64	28				Rodgers & Schwikert '02
lachmeeuw	VS	water	motorboot	opvliegen	F	11	56	28				Rodgers & Schwikert '02
meeuwen	Zwitserland	lucht	luchtballon	opvliegen	F	200	300	300				Bruderer & Komenda-Zehn. '05
noordse stormvogel	Schotland	lucht	sportvliegtuig	geen reactie	B				150	150	150	Dunnet '77
Pacifische mantelmeeuw		land	wandelaar	opvliegen	F			17				Blumstein '06
ringsnavelmeeuw		land	wandelaar	opvliegen	F			22				Blumstein '06
ringsnavelmeeuw	VS	water	waterscooter	opvliegen	F	19	88	42				Rodgers & Schwikert '02
stormmeeuw	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			73				Spaans <i>et al.</i> '96
stormmeeuw	Denemarken	land	wandelaar	opvliegen	F	70	350	120				Laursen <i>et al.</i> '05
witkopmeeuw	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	F			17				Blumstein '06
zilverbmeeuw		land	wandelaar	opvliegen	F			56				Spaans <i>et al.</i> '96
zilverbmeeuw		land	wandelaar	opvliegen	R			60				Smit & Visser '93
												Tensen & van Zoest '83
zilverbmeeuw	Schotland	lucht	sportvliegtuig	geen reactie	B				150	150	150	Dunnet '77
sterns												
Am. dwergstern	VS	water	waterscooter	opvliegen	F	5	46	20				Rodgers & Schwikert '02
Am. dwergstern	VS	water	wandelaar	opvliegen	B	22	88	58				Rodgers & Smith '95
dwergstern		land	wandelaar	opvliegen	F			22				Blumstein '06
dwergstern		land	wandel.&hond	opvliegen	B			100				Meininger & Graveland '02
												Erwin '89
Forster's stern	VS	water	motorboot	opvliegen	F	9	52	23				Rodgers & Schwikert '02
Forster's stern	VS	water	waterscooter	opvliegen	F	9	51	24				Rodgers & Schwikert '02
grote kuifstern	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			17				Blumstein '06
grote kuifstern	Australië	lucht	groot vliegtuig	opvliegen	F				75	300	188	Brown '90
grote kuifstern	Australië	lucht	vliegtuig 60 dB	alert	F							Brown '90
grote kuifstern	Australië	lucht	vliegtuig 90 dB	opvliegen	F							Brown '90
koningsstern	VS	water	motorboot	opvliegen	F	10	71	30				Rodgers & Schwikert '02

(Vervolg bijlage 1)

soort	land	type	verst. bron	beschrijving reactie	gedrag	verstoringafstand (m)			verstoringshoogte (m)			bron / data uit
						min	max	gem	min	max	gem	
koningsstern	VS	water	waterscooter	opvliegen	F	11	138	36				Rodgers & Schwikert '02
reuzensten	VS	water	waterscooter	opvliegen	F	10	70	31				Rodgers & Schwikert '02
reuzenster		land	wandelaar	opvliegen	F			35				Blumstein '06
visdief		land	wandel.&hond	opvliegen	B	50	150	100				Meininger & Graveland '02 Erwin '89
visdief	Duitsland	land	wandel.&hond	opvliegen	B	250	350	300				Meininger & Graveland '02 Siebolts '98
visdief	Nederland	water	vaartuig	geen reactie	B		10	10				Platteeuw '95 Dietrich & Koepff '86
visdief	Nederland	water	windsurfer	opvliegen	B	40						Platteeuw '95 Dietrich & Koepff '86
zwarte stern	VS	water	motorb./vissen	alert	F							Schummer & Eddleman '03
duiven												
bruine koekoekduif		land	wandelaar	opvliegen	F			8				Blumstein '06
houtduif	Spanje	land	wandelaar	lagere broeddichtheid	B			20				Fernández-Juricic '01
parelhals tortelduif	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			13				Blumstein '06
roodnekzebraduif	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			22				Blumstein '06
spitskuifduif	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			13				Blumstein '06
treurduif	VS	land	wandelaar	opvliegen	F			15				Blumstein '06
wongaduif	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			19				Blumstein '06
koekoeken												
waaiersaartkoekoek	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			11				Blumstein '06
uilen												
Mex. gevl. bosuil	VS	lucht	helikopter	opvliegen	B			45				Delaney '99
Mex. gevl. bosuil	VS	lucht	helikopter	opvliegen	B			89				Delaney '99
Mex. gevl. bosuil	VS	lucht	helikopter	alert	B			403				Delaney '99
Mex. gevl. bosuil	VS	lucht	helikopter	geen reactie	B			660				Delaney '99
ijsvogels, scharrelaar												
dollarvogel	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			26				Blumstein '06
heilige ijsvogel	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			21				Blumstein '06
kookaburra	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			14				Blumstein '06
spechten												
draaihal	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	B	75	135	104				Bijlsma '06
groene specht		land	wandelaar	opvliegen	F			9				Blumstein '06
lijsters												
merel	Spanje	land	wandelaar	lagere broeddichtheid	B			15				Fernández-Juricic '01
roodborstlijster	VS	land	wandelaar	opvliegen	F	6	12	8				Eason <i>et al.</i> '06
roodborstlijster	VS	land	wandelaar	opvliegen	F			11				Blumstein '06
Tasmaanse goudlijster	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			9				Blumstein '06
kraaien												
Austr. raaf	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			26				Blumstein '06
Austr. rupsvogel	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			21				Blumstein '06
bonte klauwierkraai		land	wandelaar	opvliegen	F			15				Blumstein '06
ekster	Spanje	land	wandelaar	lagere broeddichtheid	B			20				Fernández-Juricic '01
kauw		land	wandelaar	opvliegen	F			25				Blumstein '06
modderkraai		land	wandelaar	opvliegen	F			16				Blumstein '06

(Vervolg bijlage 1)

soort	land	type	verst. bron	beschrijving reactie	gedrag	verstoringsafstand (m)			verstoringshoogte (m)			bron / data uit
						min	max	gem	min	max	gem	
raaf		Ind/lr/w	divers	opvliegen	B	90	450	270				Knight '84
roek		land	wandelaar	opvliegen	F			60				Cooke '80
westelijke struikgaai	VS	land	wandelaar	opvliegen	F			15				Blumstein '06
kleine zangvogels												
Austr. slijkekster	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			19				Blumstein '06
belhoningeter		land	wandelaar	opvliegen	F			5				Blumstein '06
bont elfje		land	wandelaar	opvliegen	F			5				Blumstein '06
boomkruiper		land	wandelaar	opvliegen	F			7				Blumstein '06
boomleeuwerik	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	B	50	160	93				Bijlsma '06
boompieper	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	B	50	100	79				Bijlsma '06
bruinborstrietvink		land	wandelaar	opvliegen	F			14				Blumstein '06
bruine doomsnavel	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			7				Blumstein '06
bruine honingeter		land	wandelaar	opvliegen	F			10				Blumstein '06
bruine mangrovezanger		land	wandelaar	opvliegen	F			4				Blumstein '06
Californische towie	VS	land	wandelaar	opvliegen	F			12				Blumstein '06
doomstrilde		land	wandelaar	opvliegen	F			8				Blumstein '06
duinpieper	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	B	50	350	150				Bijlsma '06
geelgors		land	wandelaar	opvliegen	F			12				Cooke '80
geelgors	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	B	50	100	77				Bijlsma '06
geelkeelstruiksluiper	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			6				Blumstein '06
geelmaskerhoningeter	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			6				Blumstein '06
geeloorhoningeter	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			8				Blumstein '06
geelstuitzanger	VS	land	wandelaar	opvliegen	F			9				Blumstein '06
gele doomsnavel	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			6				Blumstein '06
gevlekte towie	VS	land	wandelaar	opvliegen	F			10				Blumstein '06
gouden fluit	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			8				Blumstein '06
goudkopgraszanger	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			5				Blumstein '06
goudkruinhoningeter	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			10				Blumstein '06
grasmus		land	wandelaar	opvliegen	F			12				Cooke '80
grijsrugbrilvogel	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			6				Blumstein '06
grijsrugorgelvogel	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			19				Blumstein '06
grijze junco		land	wandelaar	opvliegen	F			9				Blumstein '06
grijze kruiper		land	wandelaar	opvliegen	F			5				Blumstein '06
grijze lijsterdikkop		land	wandelaar	opvliegen	F			13				Blumstein '06
grijze waaiersaai	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			7				Blumstein '06
groene katvogel	VS	land	wandelaar	opvliegen	F			10				Blumstein '06
groenling		land	wandelaar	opvliegen	F			7				Blumstein '06
groenstuitvliegenv.	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			10				Blumstein '06
grote pieper		land	wandelaar	opvliegen	F			12				Blumstein '06
huismus	Spanje	land	wandelaar	lagere broeddichtheid	B			12				Fernández-Juricic '01
huismus		land	wandelaar	opvliegen	F			13				Blumstein '06
Indische karekiet		land	wandelaar	opvliegen	F			12				Blumstein '06
klapekster	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	B	80	110	103				Bijlsma '06
kleine honingeter	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			7				Blumstein '06
koolmees		land	wandelaar	opvliegen	F			6				Blumstein '06
maskerschijnpaapje	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			23				Blumstein '06

(Vervolg bijlage 1)

soort	land	type	verst. bron	beschrijving reactie	gedrag	verstoringsafstand (m)			verstoringshoogte (m)			bron / data uit
						min	max	gem	min	max	gem	
muskaatvink	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			11				Blumstein '06
nachtegaal-struiksluiper	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			4				Blumstein '06
olijfrugwielewaal		land	wandelaar	opvliegen	F			11				Blumstein '06
ornaatelfje	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			7				Blumstein '06
pimpelmees		land	wandelaar	opvliegen	F			7				Blumstein '06
putter		land	wandelaar	opvliegen	F			9				Blumstein '06
ringmus		land	wandelaar	opvliegen	F			8				Blumstein '06
roodborst		land	wandelaar	opvliegen	F			11				Blumstein '06
roodborsttapuit	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	B	35	100	71				Bijlsma '06
roodkroonhaan	VS	land	wandelaar	opvliegen	F			5				Blumstein '06
roodelhoningeter	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			9				Blumstein '06
roodoorbulbuul	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			18				Blumstein '06
roodooremoesluiper	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			7				Blumstein '06
spreeuw		land	wandelaar	opvliegen	F			14				Blumstein '06
struikmees	VS	land	wandelaar	opvliegen	F			7				Blumstein '06
tapuit	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	B	80	100	116				Bijlsma '06
tjiftjaf		land	wandelaar	opvliegen	F			6				Blumstein '06
treurmaina	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			12				Blumstein '06
tuinhoningeter	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			8				Blumstein '06
tuinwaaierstaart	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			12				Blumstein '06
vaalstuitdoornsnavel	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			4				Blumstein '06
veldleeuwerik		land	wandelaar	opvliegen	F			15				Cooke '80
veldleeuwerik	Nederland	land	wandelaar	opvliegen	B	80	150	122				Bijlsma '06
vink		land	wandelaar	opvliegen	F			8				Blumstein '06
vuurstuitwaaierstaart	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			6				Blumstein '06
welkomzwaluw	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			11				Blumstein '06
winterkoningmees		land	wandelaar	opvliegen	F			5				Blumstein '06
witbrauwstruiksluiper	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			4				Blumstein '06
witkeelkruiper	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			6				Blumstein '06
witkruingors	VS	land	wandelaar	opvliegen	F			9				Blumstein '06
witooghoningeter	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			8				Blumstein '06
witpluimhoningeter	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			10				Blumstein '06
witte kwikstaart		land	wandelaar	opvliegen	F			8				Blumstein '06
zanggors	VS	land	wandelaar	opvliegen	F			8				Blumstein '06
zwarte mees		land	wandelaar	opvliegen	F			3				Blumstein '06
zwarte spreeuw		land	wandelaar	opvliegen	F			13				Blumstein '06
zwarthals honingvogel	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			6				Blumstein '06
zwartkopzwiepfluiter	Australië	land	wandelaar	opvliegen	F			6				Blumstein '06

Bijlage 2. Verstoringsgevoeligheid

Classificatie van verstoringsgevoeligheid, weergegeven voor relevante Nederlandse soorten.

Betekenis van gebruikte afkortingen: **Score** = verstoringsgevoeligheid (=sommatie van alle waarden, waarbij grootte en openheid beide 2* zijn meegerekend); **gr** = grootte; **di** = dieet; **soc** = socialiteit; **br** = broedend ; **tr** = trekkend; **bt** = beperkte aanwezigheid biotoop; **op** = openheid habitat; **kw** = kwetsbare soort qua aantallen in Nederland.

Voor toelichting indeling zie onderaan tabel. Voor nadere toelichting zie §

soortgroep	soort	status	score	gr	di	soc	br	tr	bt	op	kw
duikers	roodkeelduiker	niet-broedvogel	17	3	2	1	0	0	1	3	1
	parelduiker	niet-broedvogel	16	3	2	0	0	0	1	3	1
futen	dodaars	niet-broedvogel	8	1	2	0	0	0	0	2	0
	fuut	niet-broedvogel	13	2	2	1	0	0	0	3	0
	kuifduiker	niet-broedvogel	13	2	2	0	0	0	0	3	1
	geoorde fuut	niet-broedvogel	14	2	2	1	0	0	0	3	1
	roodhalsfuut	broedvogel	11	2	2	0	1	0	1	1	1
aalscholvers	aalscholver	niet-broedvogel	15	3	2	1	0	0	0	3	0
reigers & ibissen	roerdomp	broedvogel	14	4	2	0	1	0	2	0	1
	woudaap	broedvogel	10	2	2	0	1	0	2	0	1
	kwak	broedvogel	14	3	2	0	1	0	2	1	1
	kl. zilverreiger	broedvogel	15	3	2	1	1	0	2	1	1
	kl. zilverreiger	niet-broedvogel	14	3	2	1	0	0	0	2	1
	gr. zilverreiger	niet-broedvogel	16	4	2	1	0	0	0	2	1
	purperreiger	broedvogel	17	4	2	1	1	0	2	1	1
	lepelaar	niet-broedvogel	17	3	2	1	0	0	1	3	1
zwanen	kleine zwaan	niet-broedvogel	16	5	0	1	0	1	0	2	0
	wilde zwaan	niet-broedvogel	17	5	0	1	0	1	0	2	1
ganzen	taigarietgans	niet-broedvogel	15	4	0	1	0	1	0	2	1
	toendrarietgans	niet-broedvogel	14	4	0	1	0	1	0	2	0
	kleine rietgans	niet-broedvogel	14	4	0	1	0	1	0	2	0
	kolgans	niet-broedvogel	14	4	0	1	0	1	0	2	0
	grauwe gans	niet-broedvogel	14	4	0	1	0	1	0	2	0
	dwerggans	niet-broedvogel	15	4	0	1	0	1	0	2	1
	brandgans	niet-broedvogel	14	4	0	1	0	1	0	2	0
	rotgans	niet-broedvogel	14	4	0	1	0	1	0	2	0
eenden	bergeend	niet-broedvogel	15	3	2	1	0	0	0	3	0
	smient	niet-broedvogel	12	3	1	1	0	0	0	2	0
	krakeend	niet-broedvogel	9	2	0	1	0	0	0	2	0
	pijlstaart	broedvogel	12	3	1	0	1	0	1	1	1
	pijlstaart	niet-broedvogel	14	3	1	1	0	0	0	3	0
	wintertaling	broedvogel	9	2	1	0	1	0	1	1	0
	wintertaling	niet-broedvogel	12	2	1	1	0	0	0	3	0
	wilde eend	niet-broedvogel	14	3	1	1	0	0	0	3	0
	zomertaling	broedvogel	14	3	1	0	1	0	1	2	1
	zomertaling	niet-broedvogel	15	3	1	1	0	0	0	3	1
	slobeend	broedvogel	12	3	1	0	1	0	0	2	0
	slobeend	niet-broedvogel	14	3	1	1	0	0	0	3	0
	krooneend	niet-broedvogel	12	2	0	1	0	0	0	3	1
	tafeleend	niet-broedvogel	14	3	1	1	0	0	0	3	0
	kuifeend	niet-broedvogel	12	2	1	1	0	0	0	3	0
	toppereend	niet-broedvogel	15	3	2	1	0	0	0	3	0
	brilduiker	broedvogel	11	2	2	0	1	0	1	1	1
	brilduiker	niet-broedvogel	13	2	2	1	0	0	0	3	0
	nonnetje	niet-broedvogel	13	2	2	1	0	0	0	3	0
	middelste zaagb.	broedvogel	16	2	2	0	1	0	2	3	1

Vervolg tabel.

soortgroep	soort	status	score	gr	di	soc	br	tr	bt	op	kw
zee-eenden	middelste zaagb.	niet-broedvogel	13	2	2	1	0	0	0	3	0
	grote zaagbek	niet-broedvogel	15	3	2	1	0	0	0	3	0
	eidereend	niet-broedvogel	15	3	2	1	0	0	0	3	0
	zwarte zee-eend	niet-broedvogel	13	2	2	1	0	0	0	3	0
roofvogels	blauwe kiekend.	broedvogel	16	3	2	0	1	0	2	2	1
	grauwe kiekend.	broedvogel	16	3	2	0	1	0	2	2	1
	zeearend	niet-broedvogel	16	4	2	0	0	1	0	2	1
	visarend	niet-broedvogel	16	4	2	0	0	1	0	2	1
	slechtvalk	broedvogel	14	3	2	0	1	0	0	2	1
	boomvalk	broedvogel	10	2	2	0	1	0	0	1	1
hoenders	korhoen	broedvogel	16	3	1	1	1	0	2	2	1
	patrijs	broedvogel	10	2	1	1	1	0	1	1	0
rallen	kleinst waterh.	broedvogel	7	1	1	0	1	0	2	0	1
meerkoeten kraanvogels steltlopers	porseleinhoen	broedvogel	7	1	1	0	1	0	2	0	1
	kwartelkoning	broedvogel	11	1	1	0	1	0	2	2	1
	meerkoet	niet-broedvogel	12	2	1	1	0	0	0	3	0
	kraanvogel	niet-broedvogel	16	4	1	1	0	1	1	2	0
	kanoetstrandl.	niet-broedvogel	15	2	2	1	0	1	1	3	0
	drieteenstrandl.	niet-broedvogel	13	1	2	1	0	1	1	3	0
	krombekstrandl.	niet-broedvogel	13	1	2	1	0	1	1	3	0
	bonte strandl.	broedvogel	14	1	2	0	1	0	2	3	1
	bonte strandl.	niet-broedvogel	13	1	2	1	0	1	1	3	0
	kemphaan	broedvogel	12	2	1	0	1	0	1	2	1
	kemphaan	niet-broedvogel	14	2	1	1	0	1	1	3	0
	watersnip	broedvogel	11	1	2	0	1	0	1	2	1
	grutto	broedvogel	12	2	2	0	1	0	1	2	0
	grutto	niet-broedvogel	15	2	2	1	0	1	1	3	0
	rosse grutto	niet-broedvogel	15	2	2	1	0	1	1	3	0
	wulp	niet-broedvogel	15	2	2	1	0	1	1	3	0
	zwarte ruiter	niet-broedvogel	15	2	2	1	0	1	1	3	0
	tureluur	broedvogel	12	2	2	0	1	0	1	2	0
	tureluur	niet-broedvogel	15	2	2	1	0	1	1	3	0
	oeverloper	broedvogel	11	1	2	0	1	0	1	2	1
	groenpootruiter	niet-broedvogel	15	2	2	1	0	1	1	3	0
	steenloper	niet-broedvogel	15	2	2	1	0	1	1	3	0
plevieren, kluten, scholekster & griel	griel	broedvogel	14	2	2	0	1	0	2	2	1
	scholekster	niet-broedvogel	15	2	2	1	0	1	1	3	0
	steltkluut	broedvogel	14	2	2	0	1	0	2	2	1
	kluut	niet-broedvogel	15	2	2	1	0	1	1	3	0
	bontbekplevier	broedvogel	14	1	2	0	1	0	2	3	1
	bontbekplevier	niet-broedvogel	13	1	2	1	0	1	1	3	0
	strandplevier	broedvogel	14	1	2	0	1	0	2	3	1
	strandplevier	niet-broedvogel	14	1	2	1	0	1	1	3	1
	goudplevier	broedvogel	14	2	2	0	1	0	2	2	1
	goudplevier	niet-broedvogel	15	2	2	1	0	1	1	3	0
	zilverplevier	niet-broedvogel	15	2	2	1	0	1	1	3	0
	kievit	niet-broedvogel	12	2	2	1	0	1	0	2	0
meeuwen	dwergmeeuw	broedvogel	15	2	2	1	1	0	2	2	1
	dwergmeeuw	niet-broedvogel	14	2	2	1	0	1	0	3	0
	grote mantelm.	broedvogel	18	3	1	1	1	0	2	3	1
sterns	lachstern	broedvogel	17	2	2	1	1	0	2	3	1
	lachstern	niet-broedvogel	15	2	2	1	0	0	1	3	1
	grote stern	broedvogel	16	2	2	1	1	0	2	3	0
	visdief	broedvogel	16	2	2	1	1	0	2	3	0
	dwergstern	broedvogel	15	1	2	1	1	0	2	3	1
	reuzenster	niet-broedvogel	17	3	2	1	0	0	1	3	1
	zwarte stern	broedvogel	13	2	2	1	1	0	2	1	1
	zwarte stern	niet-broedvogel	10	2	2	1	0	0	1	1	0
duiven	zomertortel	broedvogel	5	2	0	0	1	0	0	0	0
koekoeken	koekoek	broedvogel	7	2	2	0	1	0	0	0	0

Vervolg tabel.

soortgroep	soort	status	score	gr	di	soc	br	tr	bt	op	kw
uilen	kerkuil	broedvogel	13	3	2	0	1	0	1	1	1
	ransuil	broedvogel	9	3	2	0	1	0	0	0	0
	velduil	broedvogel	17	3	2	0	1	0	1	3	1
	steenuil	broedvogel	12	2	2	0	1	0	1	2	0
nachtzwaluwen	nachtzwaluw	broedvogel	11	1	2	0	1	0	1	2	1
spechten	draaihals	broedvogel	6	1	2	0	1	0	0	0	1
	groene specht	broedvogel	8	2	2	0	1	0	0	0	1
	hop	broedvogel	11	2	2	0	1	0	1	1	1
lijsters	nachtegaal	broedvogel	5	1	2	0	1	0	0	0	0
	kramsvogel	broedvogel	8	1	1	1	1	0	0	1	1
	tapuit	broedvogel	12	1	2	0	1	0	2	2	1
	paapje	broedvogel	11	1	2	0	1	0	1	2	1
kraaien	raaf	broedvogel	7	2	1	0	1	0	0	0	1
kleine zangvogels	sveldeleeuwrik	broedvogel	8	1	1	0	1	0	0	2	0
	kuifleeuwrik	broedvogel	8	1	1	0	1	0	1	1	1
	huiszwaluw	broedvogel	9	1	2	1	1	0	1	1	0
	boerenzwaluw	broedvogel	8	1	2	1	1	0	0	1	0
	engelse kwikst.	broedvogel	10	1	2	0	1	0	0	2	1
	gele kwikstaart	broedvogel	9	1	2	0	1	0	0	2	0
	duinpieper	broedvogel	11	1	1	0	1	0	2	2	1
	graspieper	broedvogel	8	1	1	0	1	0	0	2	0
	snor	broedvogel	9	1	2	0	1	0	1	1	1
	grote karekiet	broedvogel	10	1	2	0	1	0	2	1	1
	spotvogel	broedvogel	7	1	2	0	1	0	0	1	0
	grauwe vliegenv.	broedvogel	5	1	2	0	1	0	0	0	0
	matkop	broedvogel	4	1	1	0	1	0	0	0	0
	kortsn.boomkr.	broedvogel	6	1	2	0	1	0	0	0	1
	wielewaal	broedvogel	7	1	2	0	1	0	1	0	1
	grauwe klauwier	broedvogel	9	1	2	0	1	0	1	1	1
	roodkopklauwier	broedvogel	9	1	2	0	1	0	1	1	1
	klapekster	broedvogel	12	1	2	0	1	0	2	2	1
	huismus	broedvogel	6	1	1	0	1	0	0	1	0
	ringmus	broedvogel	6	1	1	0	1	0	0	1	0
	kneu	broedvogel	6	1	1	0	1	0	0	1	0
	ortolaan	broedvogel	8	1	1	0	1	0	1	1	1
	grauwe gors	broedvogel	11	1	1	0	1	0	2	2	1

Indeling gebruikte klassen:

gewicht/grootte	1	zangvogel/kleine steltloper
	2	eend/grote zangvogel/grote steltloper
	3	grote eend/kleine reiger
	4	reiger/grote roofvogel/gans
	5	zwaan
dieet	0	herbivoor
	1	omnivoor
	2	carnivoor
sociaal	0	niet koloniebroedend of sociaal foeragerend
	1	koloniebroedend of sociaal foeragerend
broedvogel	0	nee
	1	ja
trekkend	0	nee
	1	ja
beperkte beschikbaarheid biotoop	0	vrij beschikbaar habitat (bos, water)
	1	minder beschikbaar, kritische soort, geen uitwijking mogelijk
	2	schaars (bv kust), strenge eisen aan biotoop
openheid	0	gesloten (bos, ooibos, gesloten (riet)moerassen)
	1	half-gesloten (parklandschap, riet, moeras, hoge ruigten, bebouwd, e.d.)
	2	open (graslanden, landbouw, duinen, heides, lage vegetaties, oevers)
	3	zeer open (meren, stranden, estuaria, wadplaten, zee)
kwetsbaarheid	0	niet-broedv algemeen (groot aantal en meer)
	1	niet-broedv klein aantal en minder; broedv bedreigd en/of <5.000 paar

Bijlage 3. Engelse soortnamen

Lijst van Engelse soortnamen in dit rapport gebruikt, en de bijbehorende Nederlandse naam alsook (voor over bekend) het land van onderzoek.

soortgroep	soort Engels	soort NL	land v onderzoek
alken & zeekoeten	razorbill	alk	Schotland
	puffin	papegaaiduiker	Schotland
	guillemot	zeekoet	Schotland
futen	Australian grebe	Australische dodaars	Australië
	New Zealand dabchick	nieuwzeelandfuut	Nieuw-Zeeland
	pied cormorant	bonte aalscholver	
	double-crested cormorant	geoorde aalscholver	VS
	little pied cormorant	kleine bonte aalscholver	
	shag	kuifaalscholver	Schotland
	little black cormorant	zwarte aalscholver	
reigers & ibissen	great blue heron	Amerikaanse blauwe reiger	VS
	snowy egret	Am. kleine zilverreiger	VS
	Australian white ibis	Australische witte ibis	Australië
	great egret	grote zilverreiger	VS
	little blue heron	kleine blauwe reiger	VS
	royal spoonbill	koningslepelaar	
	straw-necked ibis	strohalsibis	
	tri-colored heron	witbuikreiger	VS
	white ibis	witte ibis	VS
	glossy ibis	zwarte ibis	VS
	trumpeter swan	trompetzwaan	VS
ganzen	barnacle geese	brandgans	
	Tule greater white-fronted geese	kolgans	VS
	greater snow geese	sneeuwganzen	Canada
	black brant geese	zwarte rotgans	VS
eenden	American widgeon	Amerikaanse smient	VS
	American green-winged teal	Amerikaanse wintertaling	VS
	blue-winged teal	blauwvleugel taling	VS
	mottled duck	gevlekte Floridaeend	VS
	grey teal	grijskeeltaling	Australië
	chestnut teal	kastanjetaling	Australië
	gadwall	krakeend	VS
	Australian wood duck	manengans	Australië
	Pacific black duck	wenkbrauweend	Australië
	American black duck	zwarte eend	VS
zee-eenden & eiders	king eider	koningseider	Groenland
roofvogels	bald eagle	Amerikaanse zeearend	VS
	common black hawk	Mexicaanse zwarte havik	VS
	prairie falcon	prairievalk	VS
	red-tailed hawk	roodstaartbuizerd	VS
	ferruginous hawk	rosse ruigpootbuizerd	VS
	snail kite	slakkewouw	VS
	peregrine falcon	slechtvalk	VS
	zone-tailed hawk	streepstaartbuizerd	VS
	osprey	visarend	VS
	Australian brush turkey	boskalkoen	Australië
meerkoet & waterh.	American coot	Amerikaanse meerkoet	VS
	duky moorhen	zwart waterhoen	
steltlopers	long-billed curlew	Amerikaanse wulp	VS
& plevieren	short-billed dowitcher	kleine grijze snip	VS
	marbled godwit	marmegrutto	
	grey-tailed tattler	Siberische grijze ruiter	
	eastern curlew	Siberische wulp	
	turnstone	steenloper	Schotland

Vervolg bijlage.

soortgroep	soort Engels	soort NL	land v onderzoek
meeuwen	snowy plover	strandplevier	VS
	willet	willet	VS
	pied oystercatcher	Austr. bonte scholekster	Australië
	sooty oystercatcher	Austr. zwarte scholekster	Australië
	masked lapwing	maskerkievit	
	black-fronted dotterel	maskerplevier	
	bush stone-curlew	rifgriel	
	red-capped plover	roodkopplevier	
	kittiwake	drieteenmeeuw	Schotland
	Franklin's gull	Franklin's meeuw	VS
	kelp gull	kelp meeuw	
	fulmar	noordse stormvogel	Schotland
	western gull	Pacifische mantelmeeuw	
	silver gull	witkopmeeuw	
sterns	herring gull	zilvermeeuw	Schotland
	great crested tern	grote kuifstern	Australië
	black tern	zwarte stern	VS
duiven	brown cuckoo-dove	bruine koekoekduif	
	spotted turtle dove	parelhals tortelduif	Australië
	bar-shouldered dove	roodnekzebraduif	Australië
	crested pigeon	spitskuifduif	Australië
	mourning dove	treurduif	VS
koekoeken	wonga pigeon	wongaduif	Australië
	fan-tailed cuckoo	waaierstaartkoekoek	Australië
	Mexican spotted owl	Mexicaanse gevlekte bosuil	VS
ijsvogels	dollarbird	dollarvogel	Australië
	sacred kingfisher	heilige ijsvogel	Australië
	laughing kookaburra	kookaburra	Australië
lijsters	American robin	roodborstlijster	VS
	bassian thrush	Tasmaanse goudlijster	Australië
kraaien	Australian raven	Australische raaf	Australië
	black-faced cuckoo-shrike	Australische rupsvogel	Australië
	pied currawong	bonte klauwierkraai	
	white-winged chough	modderkraai	
kleine zangvogels	western scrub-jay	westelijke struikgaai	VS
	magpie-lark	Australische slijkekster	Australië
	bell miner	belhoningeter	
	variegated fairy-wren	bont elfje	
	chestnut-breasted mannikin	bruinborstrietvink	
	brown thornbill	bruine doornsnavel	Australië
	brown honeyeater	bruine honingeter	
	brown gerygone	bruine mangrovezanger	
	California towhee	Californische towie	VS
	red-browed finch	doornastrilde	
	yellow-throated scrubwren	geelkeelstruiksluiper	Australië
	yellow-faced honeyeater	geelmaskerhoningeter	Australië
	Lewin's honeyeater	geeloorhoningeter	Australië
	yellow-rumped warbler	geelstuitzanger	VS
	yellow thornbill	gele doornsnavel	Australië
	spotted towhee	geklepte towie	VS
	golden whistler	gouden fluit	Australië
	golden-headed cisticola	goudkopgraszanger	Australië
	tawny-crowned honeyeater	goudkruinhoningeter	Australië
	silvereye	grijsrugbrilvogel	Australië
	grey butcherbird	grijsrugorgelvogel	Australië
	brown tree creeper	grijze kruiper	
	grey shrike-thrush	grijze lijsterdikkop	
	grey fantail	grijze waaierstaart	Australië
	green catbird	groene katvogel	VS
	eastern yellow robin	groenstuitvliegenvanger	Australië

Vervolg bijlage.

soortgroep	soort Engels	soort NL	land v onderzoek
kleine zangvogels	clamorous reed-warbler	Indische karekiet	
	little wattlebird	kleine honingeter	Australië
	white-fronted chat	maskerschijnpaapje	Australië
	nutmeg mannikin	muskaatvink	Australië
	large-billed scrubwren	nachtegaal-struiksluiper	Australië
	olive-backed oriole	olijfrugwielewaal	
	superb fairy-wren	ornaatelfje	Australië
	ringmus	ringmus	
	ruby-crowned kinglet	roodkroonhaan	VS
	red wattlebird	roodlelhoningeter	Australië
	red-whiskered bulbul	roodoorbulbul	Australië
	southern emu-wren	roodooremoesluiper	Australië
	bushtit	struikmees	VS
	common myna	treurmaina	Australië
	noisy miner	tuinhoningeter	Australië
	Willie wagtail	tuinwaaierstaart	Australië
	buff-rumped thornbill	vaalstuitdoornsnavel	Australië
	rufous fantail	vuurstuitwaaierstaart	Australië
	welcome swallow	welkomzwaluw	Australië
	wrentit	winterkoningmees	
	white-browed scrubwren	witbrauwstruiksluiper	Australië
	white-throated tree creeper	witkeelkruiper	Australië
	white-crowned sparrow	witkruingors	VS
	New Holland honeyeater	witooghoningeter	Australië
	white-plumed honeyeater	witpluimhoningeter	Australië
	song sparrow	zanggors	VS
	eastern spinebill	zwarthalshoningvogel	Australië
	eastern whipbird	zwartkopzwiepfluiter	Australië



Bureau Waardenburg bv

Adviseurs voor ecologie & milieu

Postbus 365, 4100 AJ Culemborg

Telefoon 0345-512710, Fax 0345-519849

E-mail info@buwa.nl, www.buwa.nl

Januari 2009

Errata

bij het rapport "*Verstoringsgevoeligheid van vogels. Update literatuurstudie naar de reacties van vogels op recreatie*".

In de gegevens over de verstoringsafstand van kleine zwanen voor kitesurfers is een fout geslopen. De verstoringsafstand van 300 m die gegeven wordt voor vogels op het Veluwemeer is niet juist.

Deze verstoringsafstand van kleine zwanen voor kitesurfers moet zijn: ten minste 700 m.

De volgende teksten moeten hiertoe aangepast worden:

- **p.123** (soorttekst kleine zwaan):
"Opvliegafstand voor de kitesurfers was c. 300 m (Jansen 2008)."
moet worden gewijzigd in:
"Opvliegafstand voor de kitesurfers was ten minste **700 m** (Jansen 2008 en aanvullende mond. med.)."
- **p.224** (bijlage 1):
"kleine zwaan – Nederland – water – kitesurfer – vluchten – R – 300 – Jansen '08"
moet worden gewijzigd in:
"kleine zwaan – Nederland – water – kitesurfer – vluchten – R – **700** – Jansen '08 & aanv. mond. med. Jansen"
- Daarnaast is in **tabel 4.4. op p. 44** een fout geslopen:
 - de alertafstand van zwanen voor luchtrecreatie moet zijn **3125 m** ipv 1m.
 - de alertafstand van ganzen voor landrecreatie moet zijn **1325 m** ipv 3125 m.