



Effekter av störningar på fåglar

- en kunskapssammanställning för bedömning av inverkan på Natura 2000-objekt och andra områden

Effekter av störningar på fåglar

– en kunskapssammanställning för bedömning av
inverkan på Natura 2000-objekt och andra områden

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM-Gruppen, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

Tel 08-698 10 00, fax 08-20 29 25

E-post: natur@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 91-620-5351-5.pdf

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2004

Elektronisk publikation

Omslagsbilder: Sågsvanar & Stenkross Ola Jennersten, Vindkraftverk, Bengt Ekman/N,
Kanotister: Ove Eriksson, Motorväg: Sture Traneving

Förord

Det finns ett återkommande behov av att kunna bedöma vilken inverkan som olika planer, projekt eller aktiviteter i samhället kan få på ett områdes fågelfauna. Sådana frågeställningar väcks i många skilda sammanhang och på olika administrativa nivåer.

Genom det svenska medlemskapet i Europeiska Unionen och tillämpningen av habitat- respektive fågeldirektivet har frågan om störningar på djur- och växtlivet i samband med olika ingrepp aktualiserats än mer. Enligt Artikel 4 i fågeldirektivet ska medlemsländerna klassificera särskilda skyddsområden (SPA) som är av vikt för främst vissa fågelarter. Under samma artikel anges bl.a. att medlemsländerna ska vidta lämpliga åtgärder för att förhindra störningar som påverkar fåglarna, såvida inverkan inte saknar betydelse. Motsvarande bestämmelser återfinns i Miljöbalkens 7 kap. 28 a och b §§. Av balkens 7 kap. 29 § framgår förutsättningarna för att tillstånd ska kunna ges trots att en verksamhet eller en åtgärd påverkar miljön på ett betydande sätt. Även utanför de särskilda skyddsområdena ska man enligt direktivet sträva efter att undvika försämring av fåglarnas livsmiljöer. Att bedöma i vilken grad en verksamhet eller projekt kan komma att störa fågellivet blir därmed en nödvändig del i t.ex. en miljökonsekvensbedömning.

Kunskapen om vad som kan orsaka en störning på fågellivet och vilka konsekvenser som det kan tänkas få behöver därför spridas till olika aktörer, t.ex. planerare och beslutsfattare på olika nivåer, miljödomstolar, entreprenörer och konsulter. Som ett led i det arbetet har J-O Helldin vid Grimsö forskningsstation, Sveriges Lantbruksuniversitet fått i uppdrag av Naturvårdsverket att göra en kunskapssammanställning inom ämnesområdet. Det är verkets förhoppning att den skall underlätta bedömningar av vad olika typer av ingrepp eller andra störningar kan leda till beträffande inverkan på fågellivet. Författaren ansvarar själv rapportens innehåll.

Naturvårdsverket
Stockholm 2004

Innehåll

Förord	3
Innehåll	5
Sammanfattning	6
Summary	8
1 Inledning	9
1.1 Regelverket	9
2 Metodik	11
3 Allmänt om störningskänslighet	13
3.1 Varför blir fåglar störda?	13
3.2 Störningskänslighet och gränsvärden	13
3.3 Kumulativa effekter och tillvänjning	15
3.4 Landskapsekologiska aspekter på bevarande	17
3.5 Störningseffekter kontra andra effekter	17
4 Effekter av olika störningskällor	19
4.1 Vindkraftverk	19
4.2 Kraftledningar	21
4.3 Konstruktionsarbete	21
4.4 Skogs- och jordbruk	22
4.5 Flyg	23
4.6 Bilar och vägar	24
4.7 Tåg och järnvägar	26
4.8 Terrängkörning	26
4.9 Båtar	27
4.10 Friluftsliv	28
4.11 Jakt	31
4.12 Militära skjutövningar	33
5 Störningars effekter på olika fågelarter	34
6 Forskningsbehov	36
7 Referenser	38

Sammanfattning

I den här rapporten görs en sammanställning av befintlig kunskap om hur störningar påverkar fåglar. Särskilt fokus riktas på de svenska arterna i ”bilaga 1” till EG:s fågeldirektiv samt på svenska rödlistade arter. Syftet är att kunskapen ska vara en hjälp vid bedömning av intrång i eller övrig påverkan på Natura 2000-objekt, men kunskapen är självfallet giltig även för andra naturområden.

En del fågelarter verkar ogärna uppehålla sig i närheten av vindkraftverk, järnvägar, bilvägar och stigar. På samma sätt kan terrängkörning, skogsarbete, flyg, båttrafik, jakt och fotgängare skrämma en del arter, och leda till att områden undviks. Störningseffekterna sprider sig ofta långt från källan. Direkta effekter på avstånd mellan 40 och 4800 m och gränsvärden för buller på 35-100 dBA nämns. Indirekta effekter på mycket stora avstånd är tänkbara när fåglar trängs ihop i ostörda områden, eller då de störda områdena fungerar som ’sink-habitat’, d.v.s. har en dödlighet som överstiger reproduktionen och därför ’dränerar’ omgivningen på individer. Vid en exploatering måste därför ett betydligt större område tas i beaktande än det som påverkas rent fysiskt.

I vissa fall kan fåglar vara extremt störningskänsliga, och påverkas av bara en enstaka fotgängare, någon enstaka farkost, eller buller knappt över bakgrundsbruset. För många arter kan dock störningseffekter saknas, och en del arter uppvisar t.o.m. högre täthet nära störningskällor.

En fotgängare stör generellt mer än ett fordon (bil, flyg eller båt). Hundar utgör en extra störningsfaktor, även om de hålls kopplade. Konstruktionsarbete kan störa fågellivet, men då påverkan är begränsad till byggtiden torde långsiktiga konsekvenser kunna utebli.

Olika arter är olika känsliga för störning. Hög störningskänslighet kan definieras som en reaktion redan på en ringa störning – på långt håll eller vid låga ljudvolymmer. Mer relevant ur ett naturvårdsperspektiv är emellertid att definiera störningskänsligheten utifrån hur allvarliga konsekvenserna blir för individen eller för populationen. Sådana konsekvenser – i form av ökad utvandring eller minskad överlevnad, reproduktion och populationsstorlek – kan förväntas hos fåglar:

- som är knutna till miljöer som är extra utsatta för störningar, t.ex. öppna eller strandnära miljöer
- som är knutna till sällsynta miljöer
- som är sällsynta
- som häckar i kolonier
- vars ägg eller ungar är känsliga för att bli lämnade oskyddade, eller
- som svälter

De arter som anses mest störningskänsliga är framför allt skarvar, lommar, svanar, gäss, änder, rovfåglar, vadare, måsar och tärnor. Kända störningsfaktorer för ”fokusarterna” listas i appendix 1.

Störningskänsligheten varierar med en mängd omvärldsfaktorer – väder, biotop, landskapets sammansättning, förekomst av bopredatorer, allmän störningsnivå. Den kan också variera under dygnet och under året, och med fåglarnas kön och ålder. Det är därför svårt att ange universella gränsvärden för störningar. De värden (avstånd och nivåer) som anges i rapporten måste tolkas som grova riktlinjer.

Effekten av upprepade eller kontinuerliga störningar är svår att förutsäga. De kan leda till en habituering (tillvänjning) eller, motsatt, till en sensibilisering (ökad känslighet). Det senare kan ta sig uttryck i att kontinuerligt störda områden helt undviks av en del arter, och alltså är förlorat habitat för dessa.

Åtgärder mot störningar som nämns i litteraturen omfattar:

- avskärmning
- information till besökare
- kanalisering/samlökalisering
- tillträdes- och jaktförbud
- anläggning av kompensationsområden

Kunskapsläget varierar för olika typer av störning. Det finns något fler studier kring vindkraft, friluftsliv, jakt, fiske, båttrafik och biltrafik. Tågtrafik, terrängkörning, extremsporter, sprängningar och skjutning, buller och andra störningar inom industri, jord- och skogsbruk är betydligt mindre studerat. Effekter på populationsnivån är genomgående mycket dåligt belagda. Det saknas grundläggande kunskap om hur fåglar reagerar på störningar, och om effektiviteten av åtgärder. För de flesta arter och naturmiljöer är kunskaperna för dåliga för att kunna användas i förvaltningssammanhang. Fördjupade studier kan komma att visa att vissa av slutsatserna i denna rapport behöver omprövas. Avslutningsvis ges några riktlinjer för framtida forskningsinsatser inom fältet.

Summary

This report presents a synthesis of existing knowledge about the effects of disturbance on birds, with a particular focus on the Swedish species in Annex I to the EC Birds Directive and on Swedish Red List species. The intention is that the knowledge thus assembled should be of use in assessing encroachments and other pressures on Natura 2000 sites, but it is of course also applicable to other natural areas.

Some bird species seem reluctant to remain in the vicinity of wind farms, railways, roads and trails. Similarly, off-road driving, forestry operations, aircraft, boating, hunting and walkers can scare some species and result in areas being avoided. A disturbance often has effects a long way from the source. Direct effects at distances of anything from 40 to 4800 m and threshold noise levels of 35–100 dBA are mentioned. Indirect effects may arise at very great distances, if birds are forced to crowd into undisturbed areas, or if disturbed sites become ‘sink habitats’ (i.e. habitats where mortality exceeds reproduction) and thus ‘drain’ the surrounding region of individuals. When development or some other form of exploitation is to take place, therefore, a much larger area has to be taken into account than the area that is actually physically affected.

In certain cases, birds can be extremely sensitive to disturbance and can be affected by a single walker, an isolated watercraft or noise that is barely in excess of the average background level. Many species, though, are not affected by disturbance, and some even show higher densities close to sources of disturbance.

Generally speaking, a pedestrian causes more disturbance than a vehicle, aircraft or boat. Dogs represent an additional disturbance factor, even if they are kept on a lead. Construction work can disturb bird life, but as this effect is confined to the duration of the work, long-term consequences are unlikely to arise.

Different species show differing degrees of sensitivity to disturbance. High sensitivity can be defined as a species reacting to only a minor disturbance – far away, or at a low sound level. A more relevant approach from a nature conservation point of view, however, is to define disturbance sensitivity in terms of how serious the consequences are for the individual or population concerned. Such consequences – in the form of increased emigration or reduced survival, reproductive success or population size – may be expected in the case of birds

- which are associated with environments that are particularly exposed to disturbance, e.g. open or riparian environments,
- which are associated with uncommon environments,
- which are themselves rare,
- which nest in colonies,
- whose eggs or young are susceptible to being left unprotected, or
- which are starving.

The species considered most sensitive to disturbance are, above all, cormorants, divers, swans, geese, ducks, raptors, shorebirds, gulls and terns. Known disturbance factors for the ‘focus species’ of the report are listed in appendix 1.

1 Inledning

Efter det senaste seklets ökande exploatering och storskaliga omvandling av landskapet kvarstår för många arter idag endast begränsade områden med lämpliga habitat. Värdet av att bevara dessa områden är därför mycket stort, och stora ansträngningar görs för att förhindra ytterligare habitatförlust och fragmentering. Många naturområden är följaktligen skyddade mot markexploatering och sådana jord- och skogsbruksåtgärder som skulle kunna äventyra de biologiska värdena.

Samtidigt förekommer ett ökande exploateringstryck på fredade områden. Just deras unika karaktär av orörd, oförstörd natur gör dem attraktiva för olika typer av friluftsliv och naturstudier. Många värdefulla naturområden ligger vid sjöar eller längs kusten, områden som också är intressanta för båtsport av olika slag, vindkraftsutbyggnad eller militär verksamhet. Motortrafiken ökar kraftigt, både längs vägar, i terrängen och i luften, och sprider buller i landskapet. Allt detta kan leda till störningar i fredade områden, även i fall då exploateringen sker utanför områdets gränser.

Frågan hur mänskliga störningar påverkar djur har rönt en hel del uppmärksamhet inom naturvård och forskning under de senaste decennierna (t ex Götmark 1989, Hockin m.fl. 1992, Madsen och Fox 1995, Spellerberg 1998, Reitan och Follestad 2001), och problemen torde fortfarande vara i ökande. Störningar kan hindra djur från att utnyttja vissa platser och resurser, och innebär då i praktiken en förlust av habitat och ökande fragmentering (Fox och Madsen 1997). Störningar från olika typer av mänsklig verksamhet kan därför innebära lika stora konsekvenser som verklig habitatförstörelse. En viktig skillnad är dock att om biotoperna bara är i övrigt oförändrade är effekterna snabbt reversibla om störningskällan elimineras.

1.1 Regelverket

Sedan 1 juli 2002 gäller skärpta bestämmelser när det handlar om exploatering eller verksamheter som kan påverka Natura 2000-områden. I sådana fall måste ansvariga myndigheter försäkra sig om att störningen inte på ett betydande sätt försvårar upprätthållandet av gynnsam bevarandestatus¹ för de arter i området som är av intresse ur ett EU-perspektiv. Det kommer därför att behöva göras bedömningar av effekter i samband med ett antal olika verksamheter eller anläggningar, t ex utökat friluftsliv eller kommersiellt nyttjande av områden (naturturism) för t ex vandring, fågelskådning, camping eller fritidsfiske och därmed höjd besöksfrekvens inom hela eller delar av områden, jakt, störningar från fordonstrafik, anläggningar (t ex vindkraftverk, mobiltelefonmaster) eller annan verksamhet i närområdet. EGs regler kopplade till habitat- och fågeldirektiven är strikta, och kan i många fall komma att åberopas vid bedömningen av exploatering eller annan verksamhet.

¹ Begreppet "gynnsam bevarandestatus" återfinns i habitatdirektivet, men skall enligt EG-kommissionen tillämpas även för fågeldirektivet.

Kunskap om störningars inverkan på biologiska värden kommer därför sannolikt att efterfrågas allt mer under kommande år.

Störningar nämns på flera platser i EGs fågel- och habitatdirektiv. Medlemsländerna ska vidta de åtgärder som är nödvändiga för att undvika betydande störningar och säkerställa livskraftiga populationer av de inhemska fågelarterna, i synnerhet de arter som utgör grunden för urvalet av särskilda skyddsområden, och för vilka medlemsstaterna har ett extra ansvar ("bilaga 1" till fågeldirektivet, se appendix 1). Särskild hänsyn ska tas till utrotningshotade eller i övrigt känsliga populationer. Om nödvändigt måste tillräckliga livsmiljöer återställas eller nyskapas för att uppnå detta, såväl inom som utom speciellt skyddade områden.

I den här rapporten görs en sammanställning av befintlig kunskap om störningseffekter på fåglar. Särskild uppmärksamhet riktas på de svenska arterna i fågeldirektivets bilaga 1 samt på svenska rödlistade arter (se appendix 1). I förekommande fall anges gränsvärden, över vilka störningarna kan påverka fågelfaunan (men jag manar också till försiktighet med användandet av sådana gränsvärden). Rapporten riktar sig till beslutsfattare på central, regional och lokal nivå, och ska kunna användas som en hjälp vid arbete med MKB och bedömning av intrång i eller övrig påverkan på Natura 2000-objekt.

2 Metodik

Jag sammanställde litteratur kring olika typer av mänskliga störningar på fåglar. Man kan lägga olika innebörd i ordet ”störning”, men i denna rapport använder jag mig av definitionen ”en mänsklig verksamhet, anläggning e. dyl. för vilken ett djur reagerar på ett sådant sätt att det skräms bort eller utestängs från något som är av betydelse för individens eller avkommans fortsatta existens” (modifierat efter Andersson 1980).

Följande störningsfaktorer beaktades:

- Vindkraftverk och kraftledningar
- Tåktverksamhet
- Konstruktionsarbete
- Aktiviteter inom jord- och skogsbruk
- Annan terrängtrafik
- Trafik på vägar och järnvägar
- Allt slags båtliv: segling, motorbåtar, vindsurfing, kanoting etc.
- Alla slags flyg: trafikflyg, fritidsflyg, ballong-, drak- och skärmflygning
- Idrottsevenemang
- Andra typer av friluftsverksamhet och naturturism: bad, fiske, jakt, camping, vandring, skidåkning, fågelskådning, bergsklättring o dyl
- Militär verksamhet

Flera av ovanstående faktorer kan också innebära en utbredd förändring av biotoper (t ex skogsavverkning, markslitage, urbanisering), men detta ansågs falla utanför definitionen av störning, och effekter av sådan biotopförändring har i huvudsak ej inkluderats (se vidare sektion 3.5).

Litteratursöket riktades framför allt mot vetenskapligt publicerade (referee-behandlade) arbeten. Litteraturen söktes dels i databaserna ”SCI-EXPANDED” för åren 1986-2003 via Institute for Scientific Information (www.isinet.com) samt ”CAB Abstracts” 1972-2003, ”BIOSIS Previews” 1989-2003 och ”TreeCD” för åren 1939-2003 via SLU-bibliotekets sökmotor WebSPIRS. Jag sökte där på ordet bird* i kombination med human disturbance, noise, recreation, tourism, fishing, camping, climbing, canoeing, biking, hiking, skiing, sport*, orienteering, hunt*, traffic, road*, railroad*, railway*, boating, off-road, snowmobile*, mining, windmill*, wind park*, construction, aircraft, military (*=alla ändelser på detta ord). På detta sätt hittades ca 500 uppsatser relaterade till ämnet.

Ytterligare ett par hundra relevanta referenser fann jag i litteraturlistorna i andra uppsatser. Särskilt några tidigare litteratursammanställningar var till stor hjälp: Den mest omfattande översikten över störningseffekter på fåglar har givits av Hockin m.fl. (1992). Där beskrivs hur fåglar störs av olika typer av mänsklig närvaro, friluftsliv, båtliv, jakt och industriell verksamhet. Götmark (1989) behandlade störningseffekter av friluftsliv på fågelfaunan, i viss mån även effekter av båtliv och flyg. Även Andersson (1980) och Boyle och Samson (1985) behandlade effekter på

fågelfaunan av olika friluftaktiviteter, inklusive båtar och terrängtrafik. Störningseffekter av jakt har överblickats i några arbeten (Gerell 1986, Madsen m.fl. 1995b, Madsen och Fox 1995). Kända effekter av buller har sammanfattats av Hill (1990) och Radle (1998). I en stor litteraturöversikt över ekologiska effekter av vägar, järnvägar och kraftledningar beskrev Jalkotzy m.fl. (1997) bl.a. störningar på fåglar. Konflikten vindkraft och fåglar har överblickats mest uttömmande av Clausager och Nøhr (1995) samt Langston och Pullan (2003).

Privata bibliotek – framför allt kring effekter av vindkraft och friluftsliv – ställdes välvilligt till mitt förfogande av Jan Sundberg, Uppsala universitet respektive Frank Götmark, Göteborgs universitet. Jag hade själv ett bibliotek över området vägar/biltrafik och fåglar.

Olika uppsatser håller olika kvalitet. T ex fann Götmark (1989) i sin översikt över litteratur om friluftsliv och häckfåglar att endast en tredjedel av studierna kunde presentera direkta bevis på effekter (eller avsaknad av effekt), och en stor del av studierna angav endast misstankar om effekt (låt vara att dessa misstankar kan vara välgrundade). Även den vetenskapliga kvalitén kan variera; det förekommer arbeten där resultaten testats otillräckligt med avseende på slumpfaktorer, där alternativa tolkningar av resultaten inte berörts, eller där alltför långtgående slutsatser har dragits. I den litteraturstudie jag gjort har tyvärr inte givits tid att systematiskt utvärdera de olika studiernas kvalitet, utan jag har i stort sett utgått från författarnas slutsatser. Förhoppningsvis kan det faktum att jag koncentrerat mig på vetenskapligt granskade publikationer utgöra en form av kvalitetsgaranti. Det är emellertid min övertygelse att de generella mönster som framträder skulle bli desamma även efter en ev. ”utsällning” (slutsatser för enskilda arter skulle dock kunna bli annorlunda).

Jag fann ett stort antal studier på störningar från forskningsverksamhet (t ex bobsök och flyginventering). Sådana har dock inkluderats enbart om störningarna till sin karaktär liknat störningar som skulle kunna uppstått vid någon annan verksamhet (enl. ovan). En litteraturöversikt över forskarstörningar finns i Götmark (1992). Jag har heller inte inkluderat den handfulla arbeten som redovisade effekter av fritidshusbebyggelse (enl. definitionen ovan).

Studier från hela världen beaktades, men regioner liknande våra egna gavs särskild uppmärksamhet. Detta innebar i praktiken att majoriteten av referenserna är nordeuropeiska eller nordamerikanska. Fokus i arbetet låg på i första hand de arter som är av gemensamt intresse inom EU, samt arter på den svenska rödlistan, men då mycket få uppgifter fanns om dessa gjordes i praktiken ingen diskriminering av arter vid litteratursöket.

Litteraturredovisningen i rapporten är inte fullständig. Litteraturlistan är därför inte att betrakta som en bibliografi. Jag har istället valt att försöka syntetisera erfarenheter och kunskaper om störningar på fåglar, och redovisa endast ett urval referenser, nödvändiga för sammanhanget.

Tidigare versioner av rapporten har lästs och kommenterats av Torsten Larsson, Anders Lundvall, Leif Nilsson, Ole Reitan och Jan Sundberg. Jag tackar härmed för hjälpen.

3 Allmänt om störningskänslighet

3.1 Varför blir fåglar störda?

Fåglar kan störas av olika ljud eller synintryck, möjligen också markvibration. Det finns två olika skäl för fåglarna att reagera. Fåglarna kan uppfatta intrycken som en plötslig fara, t ex ett predationshot (Fox och Madsen 1997, Frid och Dill 2002). Kortvariga störningar – som en kraftig knall, ett annalkande fordon, en närgången fågelfotograf – torde skapa sådana skrämseffekter. Fåglarna blir vaksamma och flyr, kan trampa sönder sina ägg, eller lämnar ägg och ungar obevakade. Sådana reaktioner kan ha förstärkts under tidens lopp av att människan länge har jagat. Sålunda reagerar fåglar ofta kraftigare och på längre avstånd för en fotgängare än för ett fordon (t ex Holmes m.fl. 1993, Klein 1993), och arter som jagats uppvisar oftast kraftigast reaktioner (t ex änder, gäss och rovfåglar; Madsen 1998b).

Om störningen är mer kontinuerlig blir fåglarna knappast skrämde, men de kan istället få problem att uppfatta sin omvärld. Ett ständigt bakgrundsbrus, som från biltrafik längs en trafikerad väg, skapar en ständig ljudmatta som försvårar för fåglar att kommunicera och uppfatta ljud i omgivningen. Vindkraftverkets snurrande vingar, eller en vägbank med en kontinuerlig ström av bilar, kan göra det svårare för fåglarna att upptäcka predatorer. I dessa fall kan fåglarna vänja sig, och möjligen leva med dessa svårigheter, eller välja att helt undvika området. I vilket fall uppvisas få eller inga beteendemässiga reaktioner; istället måste störningseffekterna mätas på överlevnad, reproduktion eller populationstäthet.

På de senaste åren har en diskussion initierats kring de biologiska grunderna för störningseffekter (Gill m.fl. 2001, Frid och Dill 2002), men här saknas fortfarande mycket basala kunskaper. T ex vet man förhållandevis lite om hur fåglar reagerar på buller, trots att problemet varit uppmärksammat sedan 1970-talet (Radle 1998). Problemet har angripits experimentellt framför allt i samband med skrämselförsök (t ex för att skydda växande gröda eller förhindra flygplanskollisioner), men det är svårt att dra slutsatser kring ekologiska effekter från dessa studier. Grundläggande kunskaper om fåglars artspecifika reaktionsmönster är ofta nödvändiga för att kunna generalisera, för att kunna förutsäga effekter av nya former av påverkan, eller för att kunna vidta effektiva åtgärder.

3.2 Störningskänslighet och gränsvärden

Olika arter är olika känsliga för störning (Busnel och Fletcher 1978, Klein m.fl. 1995, Blumstein m.fl. 2003). Man kan här skilja på olika typer av störningskänslighet. Framst kanske man tänker på djur som reagerar redan på en ringa störning – på långt håll eller vid låga ljudvolymmer. Störningskänslighet kan också bero på att störningen får allvarliga följder för individen. Detta kan uppstå om t ex ägg eller

ungar inte tål någon längre bortavaro av föräldrarna, såsom är fallet vid höga tätheter av bopredatorer eller vid extrem väderlek (Webb 1987). Det kan också uppstå om djuren redan innan befinner sig under fysiologisk stress, av t ex svält eller köld (Evans och Day 2002, West m.fl. 2002).

En art kan också vara störningskänslig om den är beroende av en biotop som är extra utsatt för störande verksamhet (t ex sandstränder eller bergväggar), eller en biotop som är sällsynt, och därför har få alternativa uppehållsorter om den blir störd på en plats. På samma sätt kan störningskänslighet bero på att en population redan är svag p g a andra orsaker, t ex att den befinner sig på gränsen av artens utbredningsområde, eller är utsatt för andra hot.

För att vara relevant i ett naturvårdsperspektiv måste en störning ha signifikanta konsekvenser på populationsnivån (Gill m.fl. 1996). Sådana konsekvenser kan vara en minskande populationstäthet eller att populationen blir en s k ”sink”, d v s dödligheten överstiger reproduktionen, och populationen hålls under armarna genom invandring från omgivningen. Även om populationstätheten helst bör mätas direkt kan man anta att förändringar i individernas kroppskondition, reproduktionsframgång och mortalitetsrisk är goda indikatorer på förändringar även på populationsnivån.

Att studera detta är emellertid både besvärligt och tidsödande, och Hill m.fl. (1997) påtalar bristen på sådana studier. Istället har ofta reaktionsavstånd eller reaktionsnivåer använts som ett mått på störningskänslighet (gott om exempel på detta finns nedan). Avstånden eller nivåerna har sedan använts för att bedöma skyddsbehovet för olika arter eller för att avsätta skyddszoner (Burger 1981, Tuite m.fl. 1984, Klein m.fl. 1995, Rodgers och Smith 1997). Enligt resonemanget ovan kommer man då emellertid bara åt störningens effekt på beteendet eller fördelningen hos individerna, med risk för att man drar felaktiga slutsatser. Det kan t o m vara så att en art uppvisar högre beteendemässig tolerans mot mänsklig störning p g a att individerna saknar alternativa refugier att ta sig till, och därmed är bundna till lokalen, eller för att de är i för dålig kondition för att reagera. Det är då de individer som reagerar minst på störningen som riskerar påverkas mest (Gill m.fl. 2001, Stillman och Goss-Custard 2002).

Exempelvis anses gäss generellt sett vara mycket störningskänsliga. Vitkindade gäss undviker områden på upp till flera hundra meter kring vägar, kraftledningar, vindkraftverk eller områden med annan mänsklig aktivitet (Tydén m.fl. 1998, Kruckenberg m.fl. 1998, Kruckenberg och Jaene 1999). Under de senaste decennierna, då sådana mänskliga störningar ökat kraftigt, har dock gässen uppvisat ökande antal (Lindell 2002). För de vitkindade gässen kan störningarna innebära endast en tillfällig omfördelning – de störda områdena utnyttjas senare på säsongen (Percival 1993) – men inte utgöra något egentligt hot mot populationen.

Ett motsatt exempel skulle kunna vara småtärnan, som är beroende av långgrunda, vegetationsfria stränder för både häckning och födosök. Sådana områden är ofta välfrekventerade av badare, flanörer och fiskare. Mänskliga störningar gör att ungvullarna splittras och utsätts för predation, och arten minskar på många håll till följd av detta (Norman och Saunders 1969, Fasola m.fl. 2002). Trots detta uppvisar småtärnor inte någon utpräglad skygghet för människor.

Man måste enligt detta resonemang vara försiktig med att dra slutsatser från de beteendemässiga gensvar fåglar kan uppvisa. Det är dock ett rimligt antagande att individuella gensvar i slutänden kan innebära någon form av påverkan på populationen. Störningar kan påverka fåglarnas fysiologi (ökad hjärtrytm, förändrad metabolism och hormonbalans) och beteende (ökad vaksamhet, panik, flykt; t ex Busnel och Fletcher 1978). Fåglarna får mindre tid över till födosök, omvårdnad av ägg och ungar, putsning, eller vila, och de förbrukar mer energi. Tillsammans kan detta orsaka ökad dödlighet och försämrad reproduktionsframgång, och därmed äventyra populationens bevarandestatus.

Ett undvikande av störda områden, och följaktligen en habitatförlust, kan också leda till en minskning av populationstätheten på en större skala (Swenson 1979). Även i de fall individerna har möjlighet att ta sig till alternativa ostörda refugier kan detta leda till ökad konkurrens med andra individer, ökad predation, sjukdomsspridning, eller andra täthetsberoende effekter (Hill m.fl. 1997).

Förutom att störningskänsligheten varierar mellan olika arter kan den bero på en mängd olika faktorer, i omvärlden eller i fåglarnas biologi. Både reaktionerna på och effekterna av störningar kan bli kraftigare vid extrem väderlek (Schueck och Marzluff 1995), extrema vattenstånd (Lafferty 2001a), eller ogynnsam vindriktning (Pettersson 2002). Fåglar kan reagera lättare på störningar i öppna miljöer (Fernández-Juricic m.fl. 2002), om det finns ostörda refugier i närheten (Blumstein m.fl. 2003), eller om populationen jagas (Madsen och Fox 1995). Självklart påverkar typen av störning (Rodgers och Smith 1997) och störningens intensitet (Cornelius m.fl. 2001). Även biologiska faktorer spelar roll, som t ex kön (Baydack och Hein 1987), ålder (Stalmaster och Newman 1978), flockstorlek (Madsen 1985) och populationstäthet (Gill m.fl. 1996, Gutzwiller m.fl. 1998). Störningskänsligheten kan också variera beroende på tidpunkt på dygnet (Delaney m.fl. 1999), tid på året (Richardson och Miller 1997), och på upprepade störningars kumulativa effekter (se vidare nedan). Underlåtenhet att ta hänsyn till dessa faktorer kan leda till att felaktiga slutsatser dras om arternas skyddsbehov (Schueck och Marzluff 1995). Variationen gör också att det är mycket svårt att ange universella gränsvärden för störningar. De gränsvärden som anges i texten nedan måste tolkas som grova riktlinjer.

3.3 Kumulativa effekter och tillvänjning

Många studier pekar på att fåglar i viss utsträckning kan vänja sig vid störningar, men det finns också studier som pekar på att sådan tillvänjning/habituering kan utebli. Några studier visar att enskilda reaktioner rent av kan bli kraftigare då den generella störningsnivån är hög – alltså en sensibilisering. Jag ger här några exempel vardera på dessa effekter.

Tillvänjning till fotgängare har observerats för flera arter av gäss, vadare, måsar och tättingar (t ex Owens 1977, Cooke 1980, Burger och Gochfeld 1983, Keller 1989, Fitzpatrick och Bouchez 1998, Lord m.fl. 2001). Fenomenet kan vara slående – en minskning av reaktionsavståndet till en tiondel kan noteras för grågås som utsätts för förutsägbara störningar (Leif Nilsson muntl.). Vid upprepade jakttillfäl-

len i en våtmark blev flykten av änder från lokalen vid varje enskilt jakttillfälle mindre än vid en enstaka jakt (Andersson 1977). Lommar och doppingar som häckar i sjöar med mycket friluftsliv lämnar inte boet lika lätt vid en enskild störning jämfört med fåglar i ostörda sjöar (Titus och VanDruff 1981, Keller 1989).

I en studie av två amerikanska andarter vande sig endast den ena vid upprepade militära överflygningar (Conomy m.fl. 1998b). Avsaknad av tillvänjning har noterats för vadare eller änder som utsatts för upprepade störningar av fotgängare (Yalden och Yalden 1989, Marsden 2000, Lafferty 2001b, Bolduc och Guillemette 2003). Olika arter strandlevande fåglar reagerade t o m kraftigare på störning av en enskild människa då det var mycket folk på stranden (Lafferty 2001a). Ruvande gräsänder trycker oftast hårt, men om de väl stötts ur boet en gång tar de i fortsättningen mycket lättare till flykten (Balát 1968). För fåglar som väl hanterar en enstaka störning kan upprepade störningar i tät följd innebära t ex att ägg och ungar lämnas oskyddade för långa sammanhängande perioder eller att kullar av borymmare splittras permanent (Rosenberg 1979). Våtmarksfåglar som jagas kan uppvisa kraftigare reaktioner även för annan mänsklig störning än jakt (Arctander m.fl. 1984, Madsen och Fox 1995). För spetsbergsgäss, tofsvipor och rödspovar har noterats att de störs lättare av mänsklig närvaro i närheten av vägar (Madsen 1985, van der Zande m.fl. 1980).

Fåglar som utsätts för förutsägbara störningar kan förväntas visa mindre beteendemässigt gensvar. Några amerikanska tättingar reagerade mindre för fotgängare längs välfrekventerade stigar än utanför dessa stigar (Miller m.fl. 2001). Kolonihäckande tärnor reagerade kraftigare på båtar som avvek från de reguljära farlederna (Burger 1998). Övervintrande vithövdade havsörnar var mindre lättstörda på platser där de var vana vid mänsklig aktivitet (Stalmaster och Newman 1978).

Samma förutsägbarhet finns i kontinuerligt buller, vilket gör att fåglar kan vänja sig vid bullret kring större vägar. Den amerikanska prärietranan är ett exempel på detta (Dwyer och Tanner 1992). Det torde vara avgörande att störningen inte börjar plötsligt, t ex en knall eller ett hastigt uppdykande flygplan (Hockin m.fl. 1992). Ett intressant exempel på tillvänjning till buller finns från tyska Vadehavet (Kusters och van Raden 1998). Sjöfåglar som utsattes för militära skjutövningar reagerade mindre på de kraftiga granatskjutningarna om dessa hade föregåtts av skjutning med lättare vapen.

Det finns två invändningar mot att tillvänjning skulle vara en viktig kompensations-effekt. Det är för det första ingenting man kan förutsätta inträffar. Exemplet ovan visar att fåglar kan vänja sig vid störningar i viss utsträckning, men att effekten också kan bli den motsatta. Det som kan se ut som en tillvänjning kan dessutom vara bara att fåglarna med ökande födostress tvingas utsätta sig för allt större störningar. För några gåsararter samt strandskata har noterats att de under vinterns lopp söker föda allt närmare störningskällor (Owens 1977, Percival 1993, Kruckenberg m.fl. 1998, Stillman och Goss-Custard 2002). Denna ökande tolerans har förklarats med att födoresurserna tagit slut i de störningsfria refugierna, eller att de svältande fåglarna är beredda att ta större risker för att spara energi.

För det andra är det viktigt att lägga in tidsaspekten. Fåglar kan på kort sikt vänja sig vid en störning för att de för tillfället inte har möjlighet att lämna ett om-

råde, t ex för att de har bo och ungar på platsen eller för att störningsfria refugier är för långt borta. Kontinuerligt buller kan störa fåglarnas normala hörande, och därför påverka reproduktionsframgång och överlevnad (Reijnen och Foppen 1994). På längre sikt kan dock områden med frekventa störningar helt komma att undvikas. Fenomenet verkar inte ha studerats i detalj, men indikationer finns från de arter som undviker att uppehålla sig i närheten av stora vägar (t ex tofsvipa, storspov, lövsångare; se vidare sektion 4.6), men som ändå inte reagerar nämnvärt på enskilda fordon längs dessa vägar (egna obs.).

Resonemanget har betydelse i diskussionen om kanalisering och samlokalisering av aktiviteter. En möjlig slutsats är att en enskild störningsfaktor (ett vindkraftverk, en kraftledning, en bil, en fotgängare) har minst additiv effekt om den samlokaliseras med andra störningar, men att de platser som väljs ut för denna lokalisering blir kraftigt påverkade, och därför måste väljas med omsorg.

3.4 Landskapsekologiska aspekter på bevarande

EGs fågeldirektiv fokuserar primärt på skyddade områden (Natura 2000-områden). Dessa omfattar dock endast en mindre del av landytan (<10 %), och är sällan i sig tillräckliga för att säkerställa livskraftiga populationer av arter, särskilt inte så relativt stora och rörliga djur som fåglar. Många fågelarter är istället beroende av hela landskapets sammansättning, och hänsyn behöver därför tas även utanför skyddsområdena. För att säkerställa bevarandet av en lokal population är det därför viktigt att känna till vilka områden och biotoper som är viktiga för denna population, och även hur individerna rör sig mellan dessa områden.

De direkta effekterna från visuella störningar och buller sprider sig i omgivningen, kanske upp till flera kilometer (exempel ges i bl.a. sektion 4.5 och 4.6). Fåglar som uppsöker störningsfria områden kan leda till ökande tätheter i dessa, med negativa effekter (bl.a. ökad födokonkurrens) som följd (Hill m.fl. 1997).

Påverkan på en plats kan därför påverka hela landskapet, och varje enskilt ingrepp måste därför utvärderas i ljuset av övriga landskapsförändringar. Även fåglar i till synes ostörda områden kan påverkas av ingrepp och aktiviteter som sker på annan plats, kanske på stort avstånd. Extra skyddszoner kan behöva tillämpas för att säkerställa bevarandet av arter i skyddade områden.

3.5 Störningseffekter kontra andra effekter

Flera av de verksamheter som behandlas i denna rapport har också annan påverkan på fågellivet än de direkt störande. De kan innebära förlust och fragmentering av habitat. Så är fallet med framför allt jord- och skogsbruk, vägar och järnvägar, täktverksamhet och alpin skidåkning. Även andra anläggningar för turism och friluftsliv kan ta viss mark i anspråk. De kan också vara förknippade med direkt mortalitet, såsom trafikdöd, påflygning på ledningar etc., eldöd och jakt. De kan innebära att gifter sprids, antingen uppsåtligt (t ex bekämpningsmedel och vägsalt)

eller som en bieffekt (avgaser, oljeutsläpp, blyspridning vid jakt och fiske). Även den nedskräpning som följer med ökad tillgänglighet för människor kan medföra en skaderisk för djur.

Fågellivet kan också påverkas indirekt genom effekter på vegetationen (Hooper m.fl. 1973, Watson 1988). Tramp och annat slitage kan påverka vegetationstäckningen och leda till erosion, vedhuggning kan påverka förekomsten av såväl död som levande ved, och bägge dessa effekter kan vara till förfång för fåglar. Man kan också tänka sig än mer intrikata ekologiska samband, t ex att en art minskar p g a att den mänskliga aktiviteten faktiskt gynnar en för arten betydande predator eller konkurrent. Sålunda uppehåller sig kråk- och måsfåglar ofta i människans närhet – kring vägar och bebyggelse, på bad- och campingplatser – och dessa fåglar är också viktiga bopredatorer (t ex Miller och Hobbs 2000, Lafferty 2001a, Gutzwiller m.fl. 2002).

Sannolikt kan här finnas synergistiska effekter, så att effekten av en störning förstärks (eller kanske försvagas) när den kommer i kombination med övrig exploatering i ett område.

För att fullt ut bedöma konsekvenserna av en given exploatering måste givetvis alla typer av påverkan – och deras kombinerade effekt – beaktas. Kanske visar det sig då att det är någon annan faktor än störningen som utgör det största hotet mot en population. Jag har i detta arbete inte samlat underlag för att göra en sådan relativ värdering, utan nämner det enbart i de fall värderingen finns omskriven. Det ska dock poängteras att även om annat än störning identifierats som den ursprungliga orsaken till en negativ populationsutveckling hos en art, måste störningseffekter trots detta beaktas. Störningen kan ofta läggas utöver övriga faktorer, och därmed utgöra ett hot för de få kvarvarande individerna. Kanske gäller detta särskilt fåglar, där det publika intresset är mycket stort, och dessutom större ju sällsyntare en fågel är, och de sista individerna kan i värsta fall bli utsatta för ett såväl stort som när-gånget intresse.

4 Effekter av olika störningskällor

I detta avsnitt redovisas kända effekter uppdelat på olika former av exploatering. Här finns stora skillnader i datamängd mellan olika typer av störningar. T ex finns något fler studier kring vindkraft, friluftsliv, jakt, fiske, båttrafik och biltrafik. Tågtrafik, terrängkörning, sprängningar, skjutning, buller och andra störningar inom industri, jord- och skogsbruk är betydligt mindre studerat. Detta utan att det egentligen finns någon objektiv bedömning att dessa utgör ett mindre problem. Ordningen i genomgången speglar därför inte hur allvarlig en störningsfaktor är, utan följer bara en tänkt logik från fasta anläggningar, via infrastruktur/transport och friluftsliv till skjutning.

4.1 Vindkraftverk

Det verkar finnas en samsyn att det största problemet med vindkraftverk för de flesta fågelarter torde vara just störningseffekterna, snarare än mortaliteten. Undantag kan vara vissa större rovfåglar (t ex kungsörn och havsörn), för vilka vindkraftverk lokaliserade i bergsområden kan utgöra en stor mortalitetsrisk (Hunt m.fl. 1998, Follestad m.fl. 1999).

Det finns flera exempel på att olika fågelarter reagerar på vindkraftverk. Detta finns bäst belagt för sjöfåglar. Rastande eller övervintrande sjöfåglar kan undvika att söka föda inom ett område med en radie på 25 m (vitkindade gäss; Tydén m.fl. 1998), 100 m (spetsbergsgäss; Larsen och Madsen 2000), 100-500 m (flera sjöfågelarter; Winkelman 1992c), 400 m (stjärtand; Pedersen och Poulsen 1991), 600 m (bläsgäss; Kruckenberg och Jaene 1999) eller 800 m (ljungpipare, tofsvipa och stare; Pedersen och Poulsen 1991) runt en enstaka turbin. Minskningen räknat i antal fåglar kan vara stor – i storleksordningen 60-95 % (Winkelman 1992c). Det har på samma sätt noterats färre fåglar i gräsmarker upp till ett avstånd på 80 m från vindturbiner (Leddy m.fl. 1999). För havsbaserade vindkraftverk finns ännu sparsamt med studier, men möjligen kan ejdrar undvika att slå inom 100 m från turbinerna (Guillemette och Larsen 2002).

Att uppgifterna om storleken på det område som undviks är så olika beror säkerligen på att störningskänsligheten hos fåglarna varierar beroende på en mängd faktorer (se sektion 3.2), men kan också vara ett resultat av att man använt olika metoder i studierna, och det är därför svårt att dra några generella slutsatser utifrån dessa olikheter.

Det är inte ett konsekvent mönster att vindkraftverk undviks. Framför allt häckande fåglar verkar utnyttja även området närmast vindturbiner. Sålunda har i de flesta fall ingen mätbar påverkan kunnat påvisas på häckfåglar (Møller och Poulsen 1984, Karlsson 1987, Winkelman 1992c, Meek m.fl. 1993, Percival och Percival 1998, Ketzenberg m.fl. 2002, men se Pedersen och Poulsen 1991). En orsak till detta skulle kunna vara att många fågelarter uppvisar en stor ortstrohet

vid häckningen, och detta i kombination med lång livslängd gör att det kan ta många år innan effekterna visar sig (Winkelman 1992c). Avsaknaden av effekt kan alltså bero på att studierna gjordes för kort tid efter vindkraftsetableringen. I två fall (Meek m.fl. 1993, DH Ecological Consultancy 2000 i Langston och Pullan 2003) hade emellertid uppföljningsstudierna pågått i 7 resp. 8 år, och fortfarande kunde ingen minskning säkerställas ens för de relativt kortlivade småfågelarterna.

Ovanstående gäller fåglar som uppehåller sig i närheten av vindkraftsanläggningar, på marken eller i vattnet, men även flygande fåglar kan påverkas (Winkelman 1985, 1992c, Tydén m.fl. 1998, Tulp m.fl. 1999). Många sträckande fåglar undviker att flyga nära vindkraftverk, utan flyger istället runt (sällan över). På detta sätt undviker de faran att träffas av rotorbladen, men får i gengäld en längre flygstrecka. Efter riktningssavvikelsen återupptas inte nödvändigtvis den gamla kursen (Winkelman 1985), vilket innebär att störningen kan påverka fåglarnas områdesutnyttjande. Ejder, vitkindad gås, gräsand, enkelbeckasin, storspov, piplärkor, trastar och stare har angivits som känsliga för denna typ av störning (Winkelman 1992c, Tydén m.fl. 1998, Tulp m.fl. 1999), tofsvipa, sånglärka, ärlor, finkar och fältsparvar som mindre känsliga (Winkelman 1992c). De flesta reaktioner äger rum inom ett avstånd på 150 m från kraftverket, men större arter som gäss och svanar kan reagera på avstånd upp till 500-600 m (Pedersen och Poulsen 1991, Winkelman 1992b).

Den bäst studerade arten i detta avseende är dock ejder. Tulp m.fl. (1999) angav att 7 % av ejdrarna ändrade riktning för en vindpark, och att denna effekt kunde noteras upp till ett avstånd av 1500 m. Pettersson (2002 och opubl.) noterade kraftigare effekter – huvuddelen av ejdrarna som sträckte genom Kalmarsund undvek att passera vindparker upp till ett avstånd av flera km. Guillemette och Larsen (2002) däremot, fann bara en kortdistanseffekt (100 m). I den senare studien placerades vättar ut i närheten av snurrorna, vilket kan förklara det kortare avståndet.

Vindkraftverk samlas ofta i vindparker, en större eller mindre mängd tillsammans. Det kan vara en fördel ur störningssynpunkt, då det lämnar större sammanhängande områden ostörda, men effekterna av de många turbinerna förstärker ofta varandra, så att störningen vid vindparken blir desto kraftigare. Tex har noterats att spetsbergsgäss undviker att beta inom ett större område runt en vindpark än runt en enskild vindturbin, och att området mellan turbinerna inte utnyttjas alls (Larsen och Madsen 2000). Fåglar kan också undvika att flyga genom vindparker – mer än en halvering av förbisträckande fåglar har noterats (Winkelman 1992c, Tydén m.fl. 1998).

Det här gör att samlingar av vindkraftverk kan fungera som barriärer för flygande fåglar, både på sträcket och vid lokala förflyttningar. Särskilt vindparker med kraftverk i linje vinkelrätt mot fåglarnas huvudsakliga flygriktning har en potential att påverka flygrutterna och därmed områdesutnyttjandet. Tulp m.fl. (1999) föreslår att 2-3 km breda korridorer mellan vindparker hålls fria från störning, så att även de mest störningskänsliga fågelarterna kan passera ostört.

Samtliga ovan beskrivna effekter av vindkraft är primärt beteendeförändringar. Populationsförändringar inom ett större område till följd av vindkraftsetablering har studerats på några få platser. Populationsminskning har noterats i endast en

studie, kring en enstaka större vindturbin i Danmark, och då endast för en fågelart (tofsvipa; Pedersen och Poulsen 1991). I två andra studier saknades negativa effekter på populationsnivån. Antalet födosökande ejdrar i en mindre, havsbaserad vindpark i Danmark framstod som opåverkade av utbyggnaden (Guillemette och Larsen 2002). Efter byggandet av en mindre vindpark (med 7 turbiner) i den fågelrika Blyth hamn i England noterades ingen negativ effekt på fågellivet (Still m.fl. 1994). Den ur naturvårdssynpunkt viktigaste arten i området, skärnsnäppan (hundratal övervintrande individer), ökade i antal efter utbyggnaden (förmodligen på grund av lyckosamma skyddsåtgärder för just denna art).

Det är inte fastställt vad i detalj fåglar reagerar på vid vindkraftsutbyggnad. Vid några studier har kraftigare reaktion noterats för snurrande vindkraftverk jämfört med stillastående (Winkelman 1992c). Kortare reaktionsavstånd har också noterats vid medvind och vid dålig sikt (Winkelman 1992a, Kenetech 1994), vilket antyder att fåglarna reagerar på både ljudet och åsynen av de snurrande rotorbladen. Bullret från vindkraftverk är dock sannolikt för lågt för att i sig upplevas störande för fåglar (Winkelman 1992c, men se Leddy m.fl. 1999). Still m.fl. (1994) anger att den mänskliga närvaro, den trafik längs vägar eller i luften och de kraftledningarna som följer med vindkraftsanläggning är mer störande för fåglar än själva kraftverken.

Sammantaget saknas fortfarande mycket grundläggande kunskap om vindkraftens störningseffekter på fågellivet. Lokala effekter har kunnat påvisas i en del studier, med störningsavstånd angivna till 150-1500 m för flygande fåglar och 25-800 m för födosökande eller häckande. Goda data saknas i princip helt när det gäller konsekvenser på populationsnivån. Endast ett fåtal studier är vetenskapligt publicerade. För ytterligare läsning om effekter av vindkraft rekommenderas Clausager och Nøhr (1995) och Reitan och Follestad (2001), samt om effekter av vindparker även Langston och Pullan (2003).

4.2 Kraftledningar

Ett undvikande av kraftledningar finns noterat för några fågelarter. På rast- och övervintringsplatser kan gäss (sädgäss, blåsgäss, vitkindade gäss) undvika att uppehålla sig nära (upp till 40-80 m ifrån) lägre kraftledningar (Percival 1993, Ballasus och Sossinka 1997). Kraftledningar på mycket hög höjd (60 m) kan dock ignoreras av gässen (Ballasus och Sossinka 1997).

4.3 Konstruktionsarbete

Relativt lite finns rapporterat om effekter av konstruktionsarbete. Vadare, tärnor och måsar (8 av 10 studerade arter) minskade i samband med en 2-årig oljeborrning på en ö i Texas (Mueller och Glass 1988). Aktiviteten innebar störning genom buller, upplysning nattetid, mänsklig närvaro och tunga transporter till och från platsen. Borrningen pågick under häckningstid endast under det andra året, men detta till trots var minskningen för de flesta arter stor bägge åren. De flesta fåglarna återkom redan året efter att borrningen upphört.

Vid byggandet av Öresundsbron konstaterades störningar på dykänder (vigg, ejder, knipa), grågäss, knölsvanar och vadare (Nilsson 1999, Kahlert och Nilsson 2000, Kahlert m.fl. 2000). Effekterna bedömdes dock i de flesta fall som små. För några arter noterades störda beteenden i samband med bl.a. buller, mänsklig närvaro och båttrafik, med effekter upp till 500 m angivna, och minskad tid för födosök som ett resultat av detta. Detta verkade dock inte inverka på fåglarnas kondition. Under byggperioden var antalet vigg och knölsvanar lägre i närheten av bron, men efter detta har fåglarna vant sig vid närvaron av bron.

Störning från byggandet av bl.a. en motorvägsbro ledde till minskande förekomst av kricka, strandskata, kärrensäppa, storspov och rödbena i en grund engelsk havsvik (Burton m.fl. 2002b). För rödbenan kunde dock konstateras att störningen inte innebar någon populationsminskning på en större skala. Vid byggande av vindkraftverk kan en del arter minska i antal för att sedan återhämta sig när verksamheten kommit igång (Still m.fl. 1994). Påverkan av vindkraftverk under konstruktionsfasen kan därför vara därför tillfällig och mycket begränsad (Noer m.fl. 2000), åtminstone om byggandet sker utanför häckningstid.

4.4 Skogs- och jordbruk

Jord- och skogsbruk skapar ofta stora fysiska biotopförändringar. Trots detta – eller kanske just på grund av detta – finns inte många studier om de direkta störningseffekterna av verksamhet inom jord- och skogsbruk.

Avverkning inom 500 m från ett fiskgjusebo kan störa häckningen (French och Koplín 1977). Särskilt sådan avverkning som inleds efter att häckningen påbörjats kan påverka häckningsframgången menligt (Levenson och Koplín 1984). Å andra sidan har också noterats hur fiskgjuse lyckats med häckningen även när avverkning skett så nära som 35 m från boet (Melo 1975). I experiment utsattes den amerikanska fläckugglan för motorsågs ljud, och uppvisade då en flyktreaktion redan vid så låga ljudnivåer som 46 dBA (Delaney m.fl. 1999). Jordbruksaktiviteter angavs som den enskilt viktigaste störningsfaktorn för övervintrande bläsgäss i en studie på Irland (Norriss och Wilson 1988).

Inom jordbruket förekommer också avsiktlig störning av fåglar för att undvika skador på gröda. Det handlar framför allt om gäss, men i viss utsträckning även tranor. Sådana störningar kan t ex ske med olika typer av fågelskrämmor, skräm-skott, eller att man kör eller går ut på åkrarna. Detta leder självklart till en momentan störning. I två studier har man följt upp konsekvenserna av sådan störning. I den ena uppvisade spetsbergsgäss som stördes på vårsträcket en sämre viktökning och sämre häckningsframgång efterföljande sommar (Madsen 1994). I den andra visade vitkindade gäss som stördes under vintern ingen sådan försämrad häckningsframgång (Percival m.fl. 1997).

4.5 Flyg

I de flesta fall orsakar flyg endast kortvarig störning. Undantag är i närheten av flygplatser, längs viktiga flygrutter eller vid militär övningsflygning. På sådana platser har negativ påverkan noterats på såväl häckande, rastande och övervintrande fåglar. Uppgifter finns bara om sjöfåglar och rovfåglar. Här ges några exempel.

Övervintrande vithövdade havsörnar har visat sig reagera kraftigt för överflygningar av reguljärflyg i närheten av flygplats, och för helikopterflygningar på låg höjd (Stalmaster och Kaiser 1997, Radle 1998). Även under häckningstid kan örnarna lämna boet för helikoptrar på låg höjd inom ett avstånd av flera hundra meter (Grubb och Bowerman 1977). Militärflyg på låg höjd vid en militärflygplats störde en hägerkoloni i närheten (Kitowski 2001). Fåglarna reagerade genom att lämna bona, och ungar kunde skrämmas att lämna boet för tidigt. Antalet par minskade i hägerkolonin som ett resultat av överflygningarna. Överflygningar av militärt flyg orsakade dramatiska förluster av ägg och ungar i en tärnkoloni i Florida (Kavaler 1975). Det var här troligen ljudbangarna som orsakade den största störningen.

Ljudbangar kan också påverka rastande fåglar. Enstaka militära överflygningar på hög höjd (>2000 m) orsakade beteendeförändringar hos rastande änder, gråtrutar, duvor, sånglärkor, starar och hämplingar (Larsson 1972). De flesta fåglar (framför allt större flockar) flög upp, några av dessa lämnade området. Några (främst ensamma djur eller mindre grupper) visade dock endast oro eller ökad vaksamhet. Gäss anges som extra störningskänsliga för flyg (Ward m.fl. 1999), och störningseffekter på gäss (spetsbergs-, prut-, kanada- och vitkindade) har noterats under olika årstider i ett flertal studier (bl.a. Owens 1977, Mosbech och Glahder 1991, Miller m.fl. 1994, Ward m.fl. 1999).

Bland kolonihäckande tärnor på Stora Barriärrevet (Brown 1990) visade nästan alla fåglar ökad vaksamhet vid uppspelning av ljudet från en överflygning av propellerplan på 65 dBA, en nivå som endast marginellt översteg bakgrundsbruset på platsen. Vid ≥ 90 dBA noterades en ökad flyktreaktion. I denna studie noterades ingen tillvänjning hos fåglarna.

I några studier visar fåglar förvånansvärt små beteendeförändringar vid överflygningar. I en amerikansk studie av övervintrande simänder (Conomy m.fl. 1998a) noterades endast små effekter av militära överflygningar. Endast 2% av änderna reagerade överhuvudtaget, och de återupptog den avbrutna aktiviteten inom en minut. Störningarna motsvarade bara 1,4% av den totala tiden, och påverkade sannolikt inte ändernas vinteröverlevnad. Överflygningarna motsvarade en ljudnivå på ≥ 80 dBA (inget nämdes om ljudbangar). Arterna var svartand (närsående gräsand), amerikansk bläsand, snatterand och kricka. För den nordamerikanska trumpetarsvanen – närsående vår sångsvan – noterades endast ökad vaksamhet, inget bolämnande, i samband överflygningar med mindre flygplan på låg höjd (<615 m; Henson och Grant 1991).

Vid överflygningar med helikopter och flygplan på ca 100 m höjd över fågelberg noterades endast marginella störningseffekter (Dunnet 1977). Även om grupper av icke-häckande måsar kunde ta till vingarna satt häckande fåglar kvar i boet, och överflygningarna påverkade inte häckningsframgången. Arterna på fågelbergen var bl.a. gråtrut, tretåig mås, sillgrissla och tordmule.

Försök med militära överflygningar har gjorts på flera häckande rovfågelarter, bl.a. pilgrimsfalk. De vuxna falkarna lämnade ibland boet vid överflygningar på < 500 m (Palmer m.fl. 2003). Inte ens vid upprepade störningar på nära håll (>100 dBA, >10 ggr/dag) påverkades häckningsframgången, eller ledde till att området övergavs till nästa häckningssäsong (Ellis m.fl. 1991). Försöken omfattade hela häckningsperioden. Jaktfalkar kunde lämna boet vid helikopteröverflygningar på 150-300 m höjd, men gjorde det aldrig vid överflygningar på 600 m (Platt 1977). Även om de störda jaktfalkarna ofta bytte boplatz till efterföljande år kunde ingen försämrad häckningsframgång konstateras.

Ruvande örnar (kungsörn och vithövdad havsörn) låg kvar på boet när mindre flygplan flög förbi så nära som 20-70 m (Boeker 1970, Fraser m.fl. 1985). Den amerikanska fläckugglan visade flyktreaktion vid helikopteröverflygningar först över 92 dBA (Delaney m.fl. 1999). De ugglor som störts återtog det avbrutna beteendet inom 15 min från störningen. Under ruvningen och den tid ungarna var kvar i boet låg den vuxna individen kvar även vid intensivare störning. (När det gäller studier under häckningstid kanske bör tilläggas att ruvande fåglar ofta har en tendens att trycka hårt i boet, och säkerligen kan känna stark stress även om de inte lämnar boet. Små beteendemässiga reaktioner säger kanske därför inte så mycket om fåglarnas upplevelse av störningen.)

Flygplatsernas stora, öppna gräsmarker torde också attrahera en del fågelarter, såsom måsar, gäss och lärkor. Flygplatser kan också ha lägre nivåer av andra störningsfaktorer (t ex fotgängare och fordonstrafik). Ansamlingar av fåglar på flygplatser utgör en betydande säkerhetsrisk, och många studier har ägnats hur detta problem kan minimeras (se t ex Sodhi 2002).

Fåglar kan reagera mycket olika på olika typer av flyg. Helikoptrar stör generellt mer än fastvingeflyg (Forshaw 1983, Grubb och Bowerman 1997, Ward m.fl. 1999), och flyg på lägre höjd eller med högre bullernivå stör mer (Miller m.fl. 1994, Ward m.fl. 1999). Ward m.fl. (1999) noterade störst störningar på gäss av flyg på intermediär höjd (305-760 m), men störningseffekter kunde noteras av helikopter på så långa håll som 1200 m höjd eller 4,8 km lateralt avstånd. ”Plötsliga” ljud från flyg, som ljudbangar eller en helikopter som plötsligt dyker upp över en bergsbrant, har en potential att vara allvarliga för häckande fåglar, då fåglarna i paniken kan stöta ur ägg och ungar ur boet (Kavalier 1975, Platt 1977).

Uppenbarligen spelar buller från flyget stor roll (Larsson 1972), men även synintryck kan påverka, eftersom Brown (1990) noterade kraftigare störningseffekt av verkliga överflygningar jämfört med enbart inspelade ljud av detsamma.

4.6 Bilar och vägar

Flera studier visar på störningseffekter av bilvägar, framför allt de större vägarna. Exempel finns från flera fågeltaxa. Det är dock ingen entydig bild, då man i flera studier inte kunnat påvisa någon effekt av vägar.

De kanske mest omfattande studierna av bilvägars inverkan på fågelfaunan har gjorts i Holland (R. Reijnen m.fl. 1995, 1996). Där fann man lägre tätheter av några fågelarter i skogsmark (gök, ringduva, mindre hackspett, härmsångare, lövsånga-

re och kungsfågel) och i jordbruksmark (skedand, tofsvipa, rödspov, strandskata och sånglärka) intill intensivt trafikerade vägar (>5.000 fordon/dygn). Minskningarna var kraftigast inom 100-250 m från vägen (20-98 % reduktion av tätheten), men effekter kunde observeras upp till 1500-2800 m och 1700-3530 m i skogsmark respektive jordbruksmark (motsvarande bullernivåer på 42-48 dBA, i extremfallet 35 dBA; 24 h ekvivalentvärden). Å andra sidan uppvisade flera andra fågelarter ingen tydlig minskning, och det är oklart huruvida vägarna påverkade det totala antalet fåglar intill vägen.

Häckningsframgången för en av de påverkade arterna – lövsångare – studerades i detalj (Foppen och Reijnen 1994, Reijnen och Foppen 1994). Störningarna från motorvägar ledde till försämrad häckningsframgång, och till att fåglarna övergav området närmast vägen. Motorvägen påverkade därmed populationstätheten av lövsångare inom ett stort område.

Även van der Zande m.fl. (1980) fann lägre tätheter av tofsvipa och rödspov intill motorväg, men ingen motsvarande effekt på strandskata. Gäss undvek helt att uppehålla sig inom flera hundra meter från kraftigt trafikerade vägar (Kruckenberg m.fl. 1998). Effekter av större vägar på vissa fågelarter, men ej på flertalet av de studerade arterna, har noterats i några studier (Kuitunen m.fl. 1998, Burton m.fl. 2002a, egna opublicerade data).

Data för enskilda arter går också isär. Burton m.fl. (2002a) fann t ex inga effekter av större vägar på rödspov eller storspov. Husby (1997) kunde inte finna några störningseffekter på änder och vadare, däribland tofsvipa, efter anläggandet av en större väg genom ett våtmarksområde. Kuitunen m.fl. (1998) noterade i likhet med Reijnen m.fl. färre lövsångare intill större vägar, men i en egen, opublicerad studie fann jag snarast högre täthet av arten intill vägarna.

I experimentliknande studier av holkhäckande fåglar har man funnit viss försämrad häckningsframgång för svartvit flugsnappare, men ej för blåmes och talgoxe, intill större bilvägar (Junker-Bornholdt m.fl. 1998, Kuitunen m.fl. 2003). Hönsfåglar (rapphöna och skogshöns) kan visa en minskning på 70 % intill större vägar upp till ett avstånd av 300-500 m (Räty 1979, Illner 1992), men i en studie av Yttre Ringvägen i Malmö kunde Görgen Göransson (pers. komm.) inte upptäcka någon minskad täthet i fasanpopulationen intill vägen (i jämförelse med innan den byggdes).

Generellt gäller att avståndet från en väg inom vilket man får en minskad förekomst av fågel (åtminstone vissa arter) ökar med ökande trafik och hastighet, och är också större i ett öppet landskap (van der Zande m.fl. 1980, R. Reijnen m.fl. 1995, 1996, Kruckenberg m.fl. 1998), och en modell har presenterats för att beräkna effektavståndet från större vägar utifrån dessa parametrar (M. Reijnen m.fl. 1995).

Även små vägar kan dock undvikas av fåglar, framför allt rastande sjöfågel, upp till ett avstånd på 500 m. Sålunda kan gäss undvika vägar med så lite trafik som något enstaka fordon per dag (spetsbergsgäss; Madsen 1985). Gäss och svanar störs mer av bilar som stannar än sådana som passerar (Forshaw 1983, Henson och Grant 1991) Även vadare (tofsvipa, rödspov) och trana kan undvika mindre vägar (van der Zande m.fl. 1980, Franco m.fl. 2000). För simänder och vadare (stjärtand,

skedand, kärrsnäppa, sandlöpare + en handfull amerikanska arter) har angivits att de kan störas redan vid en trafik på 150 fordon/dygn (Klein m.fl. 1995). I det senaste fallet var det dock ofta fågelskådare som stannade bilarna för att titta på fåglarna.

I kontrast till detta angav Percival (1993) att små vägar inte påverkade områdesvalet för vitkindade gäss på något avgörande sätt. Små vägar, i kombination med kraftledning, undveks bara upp till ca 50 m från vägen. Liker och Szekely (1997) fann ingen försämrad häckningsframgång för tofsvipa intill mindre vägar, och samma observation gjorde Hudson (1983) för moripa.

Det är också känt att vissa fågelarter (rapphöna, fasan, rovfåglar, sånglärka) kan attraheras av vägområdet kring stora vägar, och då kanske framför allt av de gräskladda vägkanterna (Laursen 1981, Varland m.fl. 1993, Camp och Best 1994). Den artificiella belysningen längs vägar kan också ge annars dagaktiva fåglar möjlighet att söka föda nattetid, och därmed förlänga den totala tiden för födosök (Hockin m.fl. 1992).

Gemensamt för de flesta studierna ovan är att de har svårt att skilja på effekter av störning från trafiken (buller, synintryck) och andra effekter, såsom biotopförändringar och ökad tillgänglighet för friluftsliv. Bullerstörning har angivits som den viktigaste orsaken till de lägre fågeltätheter som noterats i närheten av tungt trafikerade bilvägar (Illner 1992, R. Reijnen m.fl. 1995, Forman m.fl. 2002), men även de barriäreffekter som en vägorridor skapar i framför allt skogsmiljö kan bidra (Brotons och Herrando 2001).

4.7 Tåg och järnvägar

Förvånansvärt lite finns skrivet om störningar från järnvägar och tågtrafik. För några våtmarksfåglar (gravand, kustpipare, kärrsnäppa, rödspov) har rapporterats lägre tätheter inom 75-200 m från järnvägar, samtidigt som man noterat avsaknad av sådan effekt för andra arter (prutgås, större strandpipare, storspov, kustsnäppa, rödbena; Burton m.fl. 2002a). Owens (1977) fann att prutgäss var opåverkade av tåg som passerade på 50 m avstånd. För den amerikanska prärietranan har inget undvikande av järnvägar kunnat noteras, varken för häckande eller rastande fåglar (Norling m.fl. 1992, Dwyer och Tanner 1992). I ett intensivt utnyttjat odlingslandskap på amerikanska prärien fanns en större artrikedom av fåglar på järnvägsbankar än i omgivande landskap (Best m.fl. 1995).

Dessa studier utgör knappast tillräckligt underlag för några slutsatser. På samma sätt som för bilvägar är det oklart om ev. undvikande beror på störningar (d v s buller eller synintryck) eller om det snarare är frågan om biotopeffekter.

4.8 Terrängkörning

Terrängkörning nämns ofta som en allvarlig störningsfaktor för många djur. Inom detta område finns dock inte så många vetenskapligt publicerade studier.

Vithövdad havsörn och amerikansk fjällripa undviker områden med intensiv snöskotertrafik (Braun 1971, Shea 1973). Andersson (1980) nämner skoterkörning som en störningsfaktor för rovfåglar som påbörjar sin häckning tidigt. Förutom att skoterkörningen i sig kan störa fåglar skapar den också förutsättningar för människor att ta sig till nya områden, och där möjligen orsaka ytterligare störning (Dunstan m.fl. 1975, Helander 1985). I några studier har dock ingen negativ effekt av skoterkörning kunnat påvisas på fågellivet (bl.a. Sojda 1978).

Terrängkörning på strandområden har rapporterats som en viktig störningsfaktor för bl.a. vadare och tärnor (Nisbet 1973, Erwin 1980, Hockin m.fl. 1992). Av svenska arter nämns silvertärna, fisktärna och småtärna.

4.9 Båtar

Fåglar kan störas av båtliv i alla dess former; segling, motorbåtar, vattenskotrar, kanotister samt surfare/vindsurfare. Störningarna påverkar självfallet mest sjöfåglar. Särskilt dykänder (vigg, bergand, knipa, brunand, ejder, svärta), skrakar, dopingar (skäggdopping) och lommar omnämns i litteraturen som känsliga för störning från båttrafik (Cronan 1957, Batten 1977, Rosenberg 1979, Andersson 1980, Pedrolini 1982, Tuite m.fl. 1984, Korschgen m.fl. 1985, Götmark 1989, Keller 1989, Åhlund och Götmark 1989, Knapton m.fl. 2000). Kullar av dessa arter är hårt knutna till öppna vattenytor, och söker ogärna skydd i tät vegetation eller på land såsom simänder och gäss gör (Rosenberg 1979). Vid dåligt väder i början av uppväxttiden är havslevande dykänder i behov av lä i vikar och sund (Andersson 1980). Detta sammanfaller med båtfolkets krav på vindskyddade, naturliga hamnar för övernattnings eller dagbesök. Om kullarna splittras utsätts de ofta för kraftig predation från framför allt måsar (Åhlund och Götmark 1989). Under sensommarens ruggning – då änder delvis förlorar flygförmågan – reagerar de starkt på störningar, och undviker områden med mycket båtar (Laursen m.fl. 1997). På rast- och övervintringslokaler kan störningar från båtar leda till att änderna flyger mer (med energiförluster som följd), börjar söka föda nattetid, eller att de helt undviker störda områden (Cronan 1957, Pedrolini 1982, Schneider 1987, Knapton m.fl. 2000). När det gäller lommar kan båttrafik leda till att fåglarna överger sina bon, äggen blir plundrade, utsätts för skadliga temperaturer eller sköljs ur boet av svallvågor (Götmark 1989).

Fåglar som håller till på grundare vatten – änder, tärnor, vadare och hägrar – kan påverkas av bl.a. vindsurfare, skärmsurfare och grundgående farkoster som kanoter (Norman och Saunders 1969, Kaiser och Fritzell 1984, Koepff och Dietrich 1986, Burger 1998, Madsen 1998a). Störningar från båttrafik har också observerats på övervintrande vithövdade havsörnar, vilka gärna håller till vid öppet vatten (Knight och Knight 1984, Stalmaster och Kaiser 1998), samt på häckande fiskgjuse (Dunstan 1973).

Vid enskild jämförelse stör motorbåtar mer än roddbåtar, och snabba båtar mer än långsamma (Burger 1998). De mest störande vattenfarkosterna verkar vara vattenskotrar (Grubb och King 1991, Burger 1998), som är snabba och mycket bullriga, och som dessutom kan ta sig in på grunt vatten (kan t o m köras korta sträckor

över land). Motorbåtar har angivits få knipor på vingarna på 700 m håll (Hume 1976).

Till synes harmlösa farkoster kan dock i kraft av sina antal eller möjligheter att ta sig in på grunt vatten vara ett problem. I grunda havsvikar kan grundgående farkoster som kanoter och vindsurfare störa rastande vadare mer än vad större båtar gör, och upp till ett avstånd av 500 m (Koepff och Dietrich 1986, Madsen 1998a). I nordamerikanska floder kan övervintrande vithövdade havsörnar störas av kanotister på upp till 450 m (Knight och Knight 1984). Vid en kanottävling med många deltagare konstaterades kraftigt minskad ungöverlevnad hos knipa, trots att fåglarna väl kunde hantera en enstaka kanot (Rosenberg 1979). Vid de upprepade störningarna hann kniphonan aldrig samla ihop kullen mellan varje störning, vilket ledde till en permanent splittring.

Det har noterats att änder kan störas även av relativt gles båttrafik (<1 båt/timme). Detta har dock varit i kombination med jakt (Knapton m.fl. 2000, Madsen 1998a). Ofta används båtar vid jakt, fritidsfiske eller friluftsliv i allmänhet, som i sig kan upplevas störande av fåglar. Kanske orsakar båtturismen mest skada då folk går iland (Andersson 1980).

4.10 Friluftsliv

Mänsklig närvaro kan upplevas störande för många fåglar. Fåglar reagerar ofta kraftigare och på längre avstånd för en fotgängare än för ett fordon (bil, flyg eller båt; Swenson 1979, Forshaw 1983, Keller 1991, Holmes m.fl. 1993, Klein 1993, Rodgers och Smith 1995, Stalmaster och Kaiser 1998; dock kan fordon utgöra en totalt större störningsfaktor då de ofta rör sig över större områden; Klein m.fl. 1995, Stalmaster och Kaiser 1995). Människor kan också bete sig extra störande genom att röra sig i värdefulla miljöer (t ex längs en strandlinje), närma sig djuren, eller ha med sig hundar.

Mycket friluftsliv koncentreras till stränder (t ex bad, camping, fiske, fågelskådning). Följaktligen har störningseffekter noterats hos ett flertal fågelarter som håller till vid vatten (lommar, doppingar, änder, gäss, vadare, måsfåglar inkl. tärnor, alkor; bl.a. Norman och Saunders 1969, Andersson 1980, 1986, Tuite m.fl. 1984, Bell och Austin 1985, Burger 1986, Iversen 1986, Keller 1989, 1991, Yalden och Yalden 1990, Riddington m.fl. 1996, Åhlund 1996, Lafferty 2001a, Burton m.fl. 2002a). För flera av dessa arter har studier visat på gynnsammare beståndsutveckling för arter i områden med tillträdesförbud under häckningstiden (här kan nämnas tobisgrissla och större strandpipare i Bohuslän; Åhlund 1996).

Fåglar kan vara mer känsliga för aktivitet längs stranden än ute på vattnet (Vos m.fl. 1985). Även rovfåglar som håller till vid vatten, bl.a. fiskgjuse, kan utsättas för mycket störningar (Swenson 1979, Götmark 1989, Eriksson 1996). Reaktionsavstånd som finns angivna för vadare, änder, gäss och tärnor är slående lika: upp till 100-200 m (Erwin 1989, Martin 1973 i Hockin m.fl. 1992, Yalden och Yalden 1990, Rodgers och Smith 1995, 1997, Burger 1998). Häckande vithövdade havsörnar lyfter då en annalkande fotgängare är i genomsnitt 500 m bort, i vissa fall upp till 1000 m (Fraser m.fl. 1985).

Väsentligt lägre tätheter av andbon har observerats i områden som intensivutnyttjas av fritidsfiskare (Erlinger och Reichholf 1974), och när fisket förbjöds i ett sådant område ökade antalet häckande änder (Reichholf 1988). Även vintertid kan änder störas av fiskare, och tvingas uppehålla sig i områden av sämre kvalitet (Bell och Austin 1985, Cryer m.fl. 1987).

I en omfattande studie av friluftsliv och förekomst av fåglar längs grunda havsstränder i danska Vadehavet (Laursen m.fl. 1997) noterades lägre antal av änder och vadare (gräsand, bläsand, strandskata, kustpipare, storspov, myrspov och kärrsnäppa) vid hög besöksfrekvens av fotgängare (i dessa inkluderades badare, fritidsfiskare och hundar). Även måsar (fiskmåsar och skrattmåsar) studerades, men där kunde inte samma minskning ses. Framför allt minskade antalet vadare drastiskt redan vid få besökare längs stränderna, och då det var mycket folk var förekomsten av dessa arter mycket låg. Tyvärr angavs inte antalet besökare per ytenhet eller strandsträcka, vilket skulle underlättat en generalisering av resultaten till andra platser, men enligt min beräkning skulle tröskelvärdet där vadarna började minska ligga på (grovt räknat) 10 fotgängare/km strand.

För flera arter av hägrar, änder, gäss och rovfåglar har noterats att de störs mest av mänsklig närvaro under häckningens tidigaste skeden (före och under äggläggningen samt den tidiga ruvningen; Tremblay och Ellison 1979, Andersson 1980, Götmark m.fl. 1989, Bolduc och Guillemette 2003). Eftersom friluftslivet är intensivast på sommaren är följaktligen senhäckande arter (som påbörjar sin häckning på sommaren) mer störningskänsliga (Andersson 1986, Åhlund 1996). Exempel på sådana är vigg, svärta, småskrake, tobisgrissla, labb och tärnor.

Särskilt allvarliga konsekvenser kan förväntas av mänskliga störningar i kolonier av häckande fåglar (Götmark 1989, Duffy 1995, Yorio m.fl. 2001). Orsakerna till detta är att i) stora grupper fåglar är mer lättstörda, och därför reagerar på längre avstånd, ii) om ungarna kommer ifrån boet hamnar de lätt i ett grannrevir, där de blir angripna (Hand 1980), och iii) kolonier ofta drar till sig potentiella bopredatorer. Detta noterades ökad bopredation från trutar vid besök i ejderkolonier (Bolduc och Guillemette 2003). De stora effekterna kom redan vid första störningen i kolonin, och bopredationen ökade inte ytterligare vid upprepade störningar.

Ett potentiellt problem i ökande utgör extremsporterna, såsom exempelvis klättring, skärm- och drakflygning samt skärmsegling. Dessa bedrivs ofta i fågelrika eller i övrigt unika miljöer, och konsekvenserna kan därför bli omfattande. Här saknas i stort utsträckning vetenskapliga studier av effekterna. Kitesurfare anges störa fågellivet i strandnära miljöer på avstånd upp till 1000 m (Lennart Karlsson pers. komm.). På bergväggar som ofta besöktes av klättrare noterades lägre täthet av ett antal arter (bl.a. hornuggla; Camp och Knight 1998). På oklättrade bergväggar satt fåglarna ofta på klipporna, men där det var många klättrare var fåglarna oftare på vingarna. Även för pilgrimsfalk och korp har störning från klättrare noterats (Hickey 1969, Enderson och Craig 1974, Hooper 1977). I korpens fall omfattade störningen aktivitet inom 200 m från boet (Hooper 1977).

Störningar på skogslevande fåglar av mänsklig närvaro finns omnämnt från bl.a. tätortsnära grönområden (van der Zande m.fl. 1984, van der Zande och Vos 1984, Fernández-Juricic 2000, 2001). Färre fågelarter och totalt lägre antal individer finns i områden där det är mycket besökare. På artnivå är dock inte resultaten lika tydliga. Lägre täthet på intensivt besökta platser har noterats för ett antal arter (ringduva, skata, järnsparv, svarthätta, trädgårdssångare, törnsångare, ärtsångare, härmsångare, gransångare, taltrast, stare och gärdsmyg). För andra arter (rödhake, bofink) har dock ingen effekt noterats, och åter andra (turkduva, tamduva, talgoxe, gråsparv) har varit talrikare i störda områden (det senare torde bero på att fåglarna attraheras av skogsbyn – där också människor uppehåller sig mer – eller att de lockas av avfall som människorna lämnar). För några arter (lövsångare, koltrast) går resultat från de olika studierna isär; i ena fallet har lägre täthet observerats där störningarna varit intensivast, i andra fallet har det varit tvärs om.

Vid en studie av tättingar i större, orörda skogsområden fann man inga tydliga effekter av mänsklig närvaro (Gutzwiller m.fl. 1994). Störningen var dock i detta fall ringa (en person vandrade runt inom ett mindre område i en timme, två gånger i veckan). I en litteraturöversikt angav Storch (2000) att skogshöns kan störas av skidåkning under vintern och av annat friluftsliv under häckningssäsongen, och att de är särskilt störningskänsliga i samband med spelet. För moripa och fjällripa fann Watson (1982) en kraftigt försämrad häckningsframgång i ett område som exploaterats för skid- och fjällturism. Riporna föreföll visserligen orädda för människor, men bon och ungar blev i högre grad tagna av kråkfåglar, vilka ökade efter exploateringen.

Tätheter av fåglar kring stigar för rekreation har studerats i skog, gräsmark och våtmark (Miller m.fl. 1998, 2001, Burton m.fl. 2002a). Gemensamt för dessa studier är att de flesta arter uppvisar lägre täthet i närheten av stigarna, men att några enstaka arter gärna uppehåller sig och/eller häckar nära stigar. De våtmarksarter som undvek stigar var gravand, kustsnäppa, kärnsnäppa, rödspov, storspov och rödbena (Burton m.fl. 2002a), och effekten nådde upp till 200 m för den känsligaste arten (storspov). Prutgås fanns istället i högre antal intill stigarna. I den amerikanska studie som gjordes i skog resp. gräsmark (Miller m.fl. 1998) användes stigarna till en mångfald rekreationsformer: promenader, motion, cykling, ridning. Färre fåglar och färre bon observerades upp till ett avstånd av åtminstone 100 m. Men även om mänsklig aktivitet längs stigar kan störa fåglar, kan de ändå vara mindre störda av mänsklig närvaro på dessa stigar jämfört med sådan utanför stigarna (Miller m.fl. 2001).

Lägre täthet för olika arter (större strandpipare, prutgås, gravand, kärnsnäppa och rödbena) har noterats i närheten av parkeringsplatser och liknande utgångspunkter för besökare i naturreservat (Liley 2000, Burton m.fl. 2002a). Lägre förekomst av fiskgjusebon, och sämre häckningsframgång för de gjusar som häckade, har observerats inom 1 km från campingplatser (Swenson 1979). Detta skylldes på störningar från campare, och när campingplatserna stängdes en säsong ökade häckningsframgången. Även ett antal nordamerikanska tättingar hade glesare förekomst eller saknades helt på campingplatser, jämfört med motsvarande miljö utan campa-

re (Aitchison 1977, Blakesley och Reese 1988). Detta kan dock förutom störningen också berott på avsaknaden av täta snår och död ved på campingplatserna.

Närgången ekoturism kan utgöra ett särskilt problem, och inverka menligt på häckningsframgången hos många våtmarksfåglar. I ett naturreservat i Florida angavs närgångna besök av fotografer vara den största enskilda störningskällan för fåglar (Klein 1993). Föga förvånande blir fåglarna mer störda då det är fler eller mer närgångna besökare, eller om besökarna väsnas (Burger och Gochfeld 1998, Cornelius m.fl. 2001). Besökare som tidigt under sin vistelse i ett reservat nåtts av information om problemet orsakar dock mindre störningar (Klein 1993, Klein m.fl. 1995). För att förhindra att fåglarna störs av besökare kan gömslen, plank, vallar etc. anläggas, men Hill m.fl. (1997) varnade dock för att dessa, om de utformas fel, själva upplevs störande av fåglarna, och därmed leder till förlust av den effektiva biotopen.

Om en fotgängare upplevs som störande för många fågelarter är en fotgängare som åtföljs av en hund ännu värre (Klein 1993, Lafferty 2001a, b, Lord m.fl. 2001). För flera våtmarksfåglar har rapporterats att en fotgängare som åtföljs av en lös hund stör mest, men också att även en kopplad hund utgör en extra störningsfaktor (Yalden och Yalden 1990, Lafferty 2001a, b, Lord m.fl. 2001). Från en studie rapporteras att en fotgängare med hund i koppel t o m kan störa mer än en ensam hund (studien gällde några gräsmarksfåglar; Miller m.fl. 2001).

Sammantaget verkar följande mönster framträda: Störningar av friluftsliv har noterats framför allt i strandnära miljöer, och följaktligen främst på arter som håller till i dessa miljöer. Fåglar störs mindre av aktivitet som kanaliseras till vissa områden (t ex stigar). Kolonihäckande fåglar är mer störningskänsliga. Hundar, även kopplade, medför en extra störning.

Tidpunkten för störning är viktig. För många arter är konsekvenserna av störningar allvarligare i häckningens tidigare skeden. Därför utsätts ofta sena häckfåglar för störningar under ett mer kritiskt skede i häckningen. Värt att notera är att bara något enstaka besök på viktiga häckningsplatser under känslig tid kan få allvarliga följder (misslyckad häckning).

För mer detaljerad läsning om effekter av friluftsliv på häckande fåglar rekommenderas Naturvårdsverkets rapport nr 3682: ”Effekter av friluftsliv på fågelfaunan” (Götmark 1989).

4.11 Jakt

Även om jakt i huvudsak är en form av friluftsliv behandlas störningar av jakt här separat. Detta dels för att jakt i vissa områden torde vara en allvarligare störning för många fåglar än annat friluftsliv (Götmark 1989, Madsen 1998b), dels för att jakt är väsensskild från övrigt friluftsliv genom att skjutandet orsakar kraftig bullerstörning.

Generellt anses störningseffekterna av jakt vara av avsevärt större betydelse än den direkta mortaliteten (Jettka 1986, Frederick m.fl. 1987, Madsen m.fl. 1992a). De flesta studierna har gjorts på sjöfågel (skarvar, änder, gäss, svanar och vadare), och rapporterar endast förändringar i beteende.

Vid jakt på en lokal ägnar fåglarna mer tid åt flykt och/eller vaksamhet (t ex Göransson och Karlsson 1976). Fåglar i områden som jagas kan ha 2-3 gånger större flyktavstånd än fåglar i ojadade områden (Owens 1977, Madsen och Fox 1995). De reagerar också kraftigare för sådana mänskliga störningar som inte är relaterade till jakt, t ex annat friluftsliv (Arctander m.fl. 1984, Madsen och Fox 1995). De kan få en förändrad dygnsrytm, med födosök nattetid (Thornburg 1973, Owen och Williams 1976, Madsen 1988). Jaktstörning kan leda till att annars ganska fasta familjeband mellan gäss bryts, både mellan ”makar” i par och mellan föräldrar och ungar (Prevett och MacInnes 1980, Bartelt 1987, Owen m.fl. 1988).

Både simänder (bl.a. bläsand, gräsand, kricka), dykänder (bl.a. brunand, vigg, bergand, knipa, ejder), gäss (grågås, prutgås) och sothöns kan minska kraftigt i antal på en lokal då jakt bedrivs (Andersson 1977, Laursen m.fl. 1997, Madsen 1988, 1998b, Knapton m.fl. 2000, Evans och Day 2002). Minskningar har noterats också för vadare och svanar (bl.a. tofsvipa, ljungpipare, storspov, knölsvan, sångsvan; Meltofte 1980, Schneider-Jacoby m.fl. 1991, Madsen m.fl. 1992a, b). Kraftigast är minskningen för jaktbara arter (Madsen 1998b). Antalsförändringen beror inte på själva jaktuttaget, utan är ett resultat av att fåglarna lämnar lokalen, antingen permanent eller tillfälligt. Antalet kan återhämta sig i viss utsträckning bara några dagar efter upphörd jakt (Andersson 1977, Evans och Day 2002), vilket antyder att fåglarna flyttar till mer eller mindre närliggande refugier. Men jaktstörning kan på hösten och vintern också utlösa flyttning söderut (Andersson 1980, Lorentsen 1988, Jakobsen 1993, Laursen m.fl. 1997). Fåglarna rastar längre tid i områden som inte jagas (Madsen m.fl. 1995a). I danska reservat har en del and- och vadararter börjat övervintra efter att vinterjakten förbjöds (Madsen m.fl. 1992c, d).

Ett flertal studier har gjorts där antalet fåglar har jämförts mellan områden med intensiv jakt och områden med ingen eller ringa jakt, eller före och efter införandet av jaktförbud i ett område (referenser i Madsen och Fox 1995, Paillisson m.fl. 2002). I de flesta av dessa fall uppvisar and-, gås- och vadararter högre tätheter vid begränsad jakt. Madsen m.fl. (1998) fann att fredning för jakt ledde till fler änder och gäss även utanför reservaten, och därför möjligheter till totalt sett större jaktuttag. Andersson (1977b) rapporterade om försök med jakt begränsad till ett enstaka tillfälle, eller till enbart helgdagar. Minskningen i antal blev då för de flesta andarter mindre än vid kontinuerlig jakt.

Många arter av gäss har ökat de senaste åren, och detta tillskrivs den ökande fredningen från jakt (Ebbinge 1991). Trots detta saknas direkta bevis på att störning från jakt kan ha konsekvenser på populationsnivån annat än lokalt. Flera av de ovan nämnda effekterna torde dock kunna leda till ökad mortalitet, och därför också till negativ populationsutveckling (Madsen och Fox 1995). Energiförluster i samband med ökad flyttid och minskad tid för födosök kan leda till svältrelaterad dödlighet. Detta gäller särskilt sjöfågeljakt som bedrivs på vintern, eftersom många sjöfåglar vintertid måste söka föda under huvuddelen av dagen, och därför har begränsade möjligheter att kompensera för denna tids- och energiförlust (Madsen och Fox 1995). Om fåglarna lämnar en lokal där jakt bedrivs kan det innebära att de tvingas uppehålla sig i suboptimala miljöer. Födosök under dygnets mörka tim-

mar ökar sannolikt predationsrisken. Ungar som skiljs från föräldrarna under höstjakten har också högre mortalitetsrisk (Prevet och MacInnes 1980, Bartelt 1987).

4.12 Militära skjutövningar

Störningar från militär övningsskjutning har rapporterats för änder, vadare och rovfåglar. Studierna har omfattat såväl lätta som tunga vapen, och reaktionerna var genomgående störst vid avfyrning av de tyngre vapnen (Stalmaster och Kaiser 1997, Kusters och van Raden 1998). Vid skjutning från flygplan i tyska Vadehavet uppvisade fåglarna (änder och vadare) ökad flyktbenägenhet och/eller vaksamhet (Kusters och van Raden 1998). Störningseffekten berodde på sekvensen av skjutningen – fåglarna vände sig då övningen började med lättare vapen, och reaktionerna på de tyngre vapnen blev i de fallen mindre. Effekterna var kraftigare vid högvatten, då fåglarna var samlade i täta flockar.

Örnar (kungsörn och vithövdad havsörn), vråkar (fjällvråk samt 3 amerikanska arter) och falkar (2 amerikanska arter) uppvisade samtliga lägre antal i militära övningsområden i samband med markbaserad skjutning (Andersen m.fl. 1990, Schueck m.fl. 2001). Störningarna påverkade reproduktionen för fåglarna negativt (Andersen m.fl. 1990).

I en detaljerad studie av vithövdad havsörn (Stalmaster och Kaiser 1997) fann man flyktreaktioner på avstånd av upp till 4 km från avfyrningsplatser, dock endast vid en liten andel av tillfällena (4 %). På 0,5-1 km avstånd skrämdes örnarna vid 15 % av tillfällena. Effekterna av skjutningen bedömdes som små i jämförelse med annan störning i området (flyg och båttrafik). Skillnaderna mellan olika vapen var dock stora; nära hälften av örnarna skrämdes på flykten av grövre granateld.

I kontrast till ovanstående verkar blå kärrhök opåverkad av övningar på militära skjutfält (Jackson m.fl. 1977, Schueck m.fl. 2001). Vidare fann man hos den utrotningshotade hackspetten 'red-cockaded woodpecker' ingen skillnad i beteende, häckningsframgång eller kondition hos fåglar på häckningsplatser nära respektive långt ifrån platser för militära övningar (framför allt skjutning med finkalibriga vapen; Doresky m.fl. 2001). I det senare fallet var dock bullernivåerna låga. Ofta hyser militära övningsområden en rikare fågelfauna, troligen p g a att tillträdesförbudet gör fåglarna mindre utsatta för andra störningar. T ex finns våra rikaste förekomster av sommargylling på militära övningsfält (ArtDatabanken 2002).

Effekter av militär flygning redovisas i sektion 6.5.

5 Störningars effekter på olika fågelarter

Som framgår av genomgången i avsnitt 6 saknas för flertalet fågelarter uppgifter om effekter av olika störningskällor (eller avsaknad av effekt). I appendix 1 anges störningar på svenska arter listade i EGs fågeldirektiv eller som är rödlistade i Sverige. Särskilt för dessa hotade eller i övrigt sällsynta arter är det klen med uppgifter. Anledningen är självklart att det är resurskrävande att få fram bra data på alla existerande arter. För många fåtaliga arter kan det dessutom vara en praktisk omöjlighet. Man kan därför inte kräva att negativa störningseffekter ska vara påvisade för varje enskild art för att vidta åtgärder. Rimliga förutsägelser av reaktionsmönster kan istället göras genom att utgå ifrån hur närbesläktade och ekologiskt lika arter påverkats. Exempelvis är det rimligt att anta att fjällgäss och sädgäss i likhet med andra gåsararter kan störas av vindkraftverk, kraftledningar, biltrafik, lågflygningar, friluftsliv och jakt, även om uppgifter saknas för dessa arter. På samma sätt torde årta och snatterand liksom andra simänder kunna störas av båttrafik, fritidsfiske och jakt.

Viss vägledning kan också erhållas från de generella mönster som framträder när det gäller olika fåglars olika reaktion på störningar:

- Stora arter knutna till öppna eller strandnära miljöer omnämns ofta som mer störningskänsliga, t ex lommar, skarvar, svanar, gäss, änder, rovfåglar, vadare, måsar och tärnor.
- Vid jämförelser av närbesläktade arter i likartade miljöer visar större arter ofta reaktion på mänsklig närvaro på större avstånd (Cooke 1980, Skagen m.fl. 1991, Holmes m.fl. 1993, Fernández-Juricic m.fl. 2002).
- Stora arter i öppet landskap, t ex gäss, reagerar generellt på längre avstånd till mänsklig närvaro om flockarna är stora (t ex Madsen 1985), medan skogslevande tättingar reagerar på kortare avstånd med många artfränder i närheten (Gutzwiller m.fl. 1998).
- Jagade sjöfåglar (änder, gäss) är generellt mycket störningskänsliga (Madsen och Fox 1995).
- Kolonihäckare som skarvar, hägrar, tärnor och måsar är extra känsliga för mänsklig närvaro i samband med häckningen (t ex Götmark 1989, Duffy 1995).
- Många störningskänsliga arter – t ex änder, gäss och vadare – är under sträcket beroende av ett pärlband av rastplatser längs flyttstråken, där de kan bygga upp sina fettreserver för nästa etapp. Förluster även av enstaka sådana rastplatser kan därför få negativa konsekvenser för dessa arter (Madsen och Fox 1995).

Det bör noteras att för flertalet i Sverige hotade arter anses biotopförändringar/-förluster orsakade av jord- och skogsbruk vara det största hotet. För många har också miljögifter och jakt/förföljelse varit av stor betydelse. Jag har inte vägt stör-

ning mot andra hot. För en mer komplett bild av hotbilden för enskilda arter hänvisas till ArtDatabankens webbplats (www.artdata.slu.se). Där finns också utförligare uppgifter om arternas biologi och status.

6 Forskningsbehov

Behovet av ytterligare kunskaper om hur fåglar påverkas av störningar är generellt stort, och framgår på flera håll i ovanstående sammanställning. Här sammanfattas några riktlinjer för framtida forskningsinsatser inom fältet.

Det saknas för de flesta arter och naturmiljöer så detaljerade kunskaper att de direkt skulle kunna användas i förvaltningssammanhang (t ex för att förutsäga miljökonsekvenser eller föreslå åtgärder). För många typer av störningar har få eller inga vetenskapliga studier gjorts av hur fåglar påverkas. De stora skillnaderna i fåglars reaktion på olika typer av störningar gör det svårt att dra generella slutsatser, och därför skulle **studier behöva initieras där kunskapsbristerna är störst**. Detta gäller främst tågtrafik och körning med terrängfordon. Den ökande snöskoteråkningen och dygnet-runt-körningen med skogsmaskiner utgör en potentiell störningsrisk för flera stannfåglar. Aktuella frågor är också de ökande störningarna från mobiltelefonmaster och extremsporter (t ex skärmsegling och vattenskoteråkning). I många fall kan konsekvenserna av dessa störningar förväntas vara stora, men utan detaljerade studier är det svårt att väga dessa konsekvenser mot andra, och att vidta effektiva åtgärder.

Även för störningar som varit föremål för forskning kan kompletterande studier behöva göras. Sålunda är det stor brist på kunskap vad gäller t ex effekter av vindkraftverk, effekter på populationsnivån av jakt, och hur effekterna av friluftsliv kan minskas genom kanalisering. Listan skulle kunna göras längre, men jag går här inte in på detaljer – det är något som måste göras av specialister inom respektive område. Det är dock viktigt att kunskaper tas tillvara vid de ingrepp som ändå sker.

Studier får inte begränsa sig till effekter på beteende, utan måste sikta in sig på den relevanta nivån i ett naturvårdsperspektiv, d v s populationsnivån (antal och utbredning). Kanske kan den metod som föreslås av Gill m.fl. (1996) vara gångbar. Enligt denna metod mäts effekterna som mängden utnyttjade resurser (som hade kunnat utnyttjas om inte störningen varit). Förutom att studera lokala effekter av störningar är det viktigt att följa beståndsutvecklingen i stort för de fågelarter som tros missgynnas av störningar, särskilt arterna i EGs fågeldirektiv eller i den svenska rödlistan (se appendix 1).

Det är uppenbart att det för flertalet fågelarter saknas kunskaper om effekter av störningar. Mycket få av arterna listade i EGs fågeldirektiv finns ens omnämnda i existerande studier. Det är heller inte möjligt att inom rimlig tid skaffa detaljerade kunskaper om samtliga arter, särskilt som de kanske intressantaste ur ett naturvårdsperspektiv är de sällsyntaste, som är svårast att studera (svårt att få ihop tillräckliga datamängder och olämpligt att utföra experiment). Vi måste därför skaffa oss möjligheter att **generalisera** utifrån befintliga data.

För att kunna göra detta är det viktigt att de arbeten som görs håller **god vetenskaplig kvalitet**. BACI-upplägg bör eftersträvas som ett minimum (BACI = Before/After, Control/Impact; Green 1979 och vidareutvecklat av t ex Underwood 1994). Detta innebär att studierna utförs på minst två platser, försöksområdet och ett opåverkat referensområde, och att studierna omfattar minst ett tillfälle före och

ett under/efter påverkan. Långtidsstudier kan också vara befogat, bl.a. beroende på den ortstrohet som många fågelarter uppvisar vid framför allt häckningen. Det kan dröja åtskilliga år innan en effekt visar sig (se också sektion 6.1).

Särskilt värdefullt skulle det vara med **integrerade studier** av flera olika påverkansfaktorer, såväl störningar som andra faktorer. Detta skulle ge möjligheter att skatta störningsfaktorer i förhållande till varandra, och i förhållande till andra faktorer (t ex landskapsfragmentering och mortalitet). En sådan skattning skulle vara till stor hjälp för naturvården, då den skapar förutsättningar för en prioritering av naturvårdsinsatserna. Integrerade studier kan också ge en bild av de samlade effekterna av flera samtidiga faktorer. Här kan oväntade effekter uppstå, t ex att de olika faktorerna förstärker varandra och effekterna blir större än förväntat, eller motsatsen, att de dämpar varandras effekter.

Då integrerade studier inte är möjliga bör en **standardiserad metodik** användas, för att möjliggöra jämförelser mellan olika studier, och för att underlätta metaanalyser. Detta skulle då bli möjligt att göra mer långtgående generaliseringar, och skapa förutsättningar för säkrare slutsatser och bättre förutsägelser, t ex för arter eller situationer som inte studerats. För studier av störningar på fåglar saknas idag klara rekommendationer – eller ens en praxis – när det gäller metodiken, så här behövs en del utvecklingsarbete.

Bättre **grundläggande kunskaper** om hur fåglar reagerar på störningar skulle bidra till att stärka de slutsatser som dras. Detta skulle tydliggöra inte bara sambanden utan också mekanismerna bakom dessa. Sådana grundläggande kunskaper skulle kunna vara hur fåglar påverkas av buller och visuella stimuli (nivåer, olika typer), och hur störningskänsligheten kan variera under året. Dessa studier behöver förmodligen i stor utsträckning göras experimentellt. Kunskap om mekanismerna är nödvändiga för att kunna vidta effektiva åtgärder. Det skulle också behövas ytterligare **uppföljning av effektiviteten av de åtgärder** som vidtagits mot störningseffekterna. Detta gäller t ex olika typer av tillträdesförbud, jaktförbud, tillskapande av kompensationsmiljöer, kanalisering av och information till besökare (möjligen finns här studier på gång som ännu inte är rapporterade).

7 Referenser

- Ahlén I. och Tjernberg M. 1996. Rödlistade ryggradsdjur i Sverige – Artfakta. ArtDatabanken, SLU.
- Aitchison S.W. 1977. Some effects of a campground on breeding birds in Arizona. USDA For. Serv. Gen. Technical Report R42, s. 175-182.
- Andersen D.E., Rongstad O.J. och Mytton W.R. 1990. Home-range changes in raptors exposed to increased human activity levels in southeastern Colorado. *Wildlife Society Bulletin* 18: 134-142.
- Andersson Å. 1977. Andjakten i Hullsjön. Skogshögskolan, Uppsala, opublicerat material, 27 s.
- Andersson Å. 1980. Kunskapsöversikt och forskningsbehov rörande fågelskyddsområden. Opublicerat manuskript, Naturvårdsverket, Stockholm, 51 s.
- Andersson Å. 1986. Effekter på sjöfågelfaunan av det fria handredskapsfisket. Svenska Jägareförbundet, Uppsala, opublicerat material, 15 s.
- Arctander P., Fjeldså J. och Jensen A. 1984. Sejlads med luftpudebåde, jagt og andre forstyrrelser af fugle og saeler ved Saltholm maj-september 1984. Miljøministeriet, Fredningsstyrelsen, Danmark, 103 s.
- ArtDatabanken 2001. Artfaktablad för respektive art. www.artdata.slu.se.
- ArtDatabanken 2002. Artfaktablad för respektive art. www.artdata.slu.se.
- Balát F. 1968. Influence of repeated disturbance on the breeding success in the mallard *Anas platyrhynchos*. *Zoological Listy* 18: 247-252.
- Ballasus H. och Sossinka R. 1997. The impact of power lines on field selection and grazing intensity of wintering white-fronted and bean geese *Anser albifrons*, *A. fabalis*. *Journal für Ornithologie* 138(2): 215-228.
- Bartelt G.A. 1987. Effects of disturbance and hunting on the behaviour of Canada goose family groups in Wisconsin. *Journal of Wildlife Management* 51: 517-522.
- Batten L.A. 1977. Sailing on reservoirs and its effects on waterbirds. *Biological Conservation* 11: 49-58.
- Baydack R.K. och Hein D.A. 1987. Tolerance of sharp-tailed grouse to lek disturbance. *Wildlife Society Bulletin* 15: 535-539.
- Bell D.V. och Austin L.W. 1985. The game-fishing season and its effects on overwintering wildfowl. *Biological Conservation* 33: 65-80.
- Best L.B., Freemark K.E., Dinsmore J.J. och Camp M. 1995. A review and synthesis of habitat use by breeding birds in agricultural landscapes of Iowa. *American Midland Naturalist* 134(1): 1-29.

- Björnfors G. och Götmark F. 1981. Fältpiplärkan *Anthus campestris* i Halland: utbredning, numerär och beståndsförändringar. *Fåglar på Västkusten* 15: 16-25.
- Blakesley J.A. och Reese K.P. 1988. Avian use of campground and noncampground sites in riparian zones. *Journal of Wildlife Management* 52(3): 399-402.
- Blumstein D.T., Anthony L.L., Harcourt R. och Ross G. 2003. Testing a key assumption of wildlife buffer zones: is flight initiation distance a species-specific trait? *Biological Conservation* 110: 97-100.
- Boeker E.L. 1970. Use of aircraft to determine golden eagle *Aquila chrysaetos* nesting activity. *Southwest Naturalist* 15:136-137.
- Bolduc F. och Guillemette M. 2003. Human disturbance and nesting success of common eiders: interaction between visitors and gulls. *Biological Conservation* 110(1): 77-83.
- Boyle S.A. och Samson F.B. 1985. Effects of nonconsumptive recreation on wildlife: a review. *Wildlife Society Bulletin* 13: 110-116.
- Braun C.E. 1971. Habitat requirements of white-tailed ptarmigan. *Proc. Ann. Conf. West. Assoc. State Game Fish Comm.* 51: 284-292.
- Brotons L. och Herrando S. 2001. Reduced bird occurrence in pine forest fragments associated with road proximity in a Mediterranean agricultural area. *Landscape and Urban Planning* 57(2): 77-89.
- Brown A.L. 1990. Measuring the effect of aircraft noise on sea birds. *Environment International* 16: 587-592.
- Bundy G. 1976. Breeding biology of the red-throated diver. *Bird Study* 23: 249-256.
- Burger J. 1981. The effect of human activity on birds at a coastal bay. *Biological Conservation* 21: 231-241.
- Burger J. 1986. The effect of human activity on shorebirds in two coastal bays in northeastern United States. *Environmental Conservation* 13(2): 123-130.
- 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. och Gochfeld M. 1983. Behavioural responses to human intruders of herring gulls *Larus argentatus* and great black-backed gulls *Larus marinus* with varying exposure to human disturbance. *Behavioural Processes* 8: 327-344.
- Burger J. och Gochfeld M. 1998. Effects of ecotourists on bird behavior at Loxahatchee National Wildlife Refuge, Florida. *Environmental Conservation* 25(1): 13-21.

- Burton N.H.K., Armitage M.J.S., Musgrove A.J. och Rehfisch M.M. 2002a. Impacts of man-made landscape features on numbers of estuarine waterbirds at low tide. *Environmental Management* 30(6): 857-864.
- Burton N.H.K., Rehfisch M.M. och Clark N.A. 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. och Fletcher J. 1978. *Effects of noise on wildlife*. Academic Press, New York.
- Camp M. och Best L.B. 1994. Nest density and nesting success of birds in road sides adjacent to rowcrop fields. *American Midland Naturalist* 131(2): 347-358.
- Camp R.J. och Knight R.L. 1998. Rock climbing and cliff bird communities at Joshua Tree National Park, California. *Wildlife Society Bulletin* 26(4): 892-898.
- Clausager I. och Nøhr H. 1995. Vindmøllers indvirkning på fugle. Status over viden og perspektiver. Rapport nr 147, Danmarks Miljøundersøgelser, 51 s.
- Conomy J.T., Collazo J.A., Dubrovsky J.A. och Fleming W.J. 1998a. Dabbling duck behavior and aircraft activity in coastal North Carolina. *Journal of Wildlife Management* 62(3): 1127-1134.
- Conomy J.T., Dubrovsky J.A., Collazo J.A. och Fleming W.J. 1998b. Do black ducks and wood ducks habituate to aircraft disturbance? *Journal of Wildlife Management* 62(3): 1135-1142.
- 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.
- Cornelius C., Navarrete S.A. och Marquet P.A. 2001. Effects of human activity on the structure of coastal marine bird assemblages in central Chile. *Conservation Biology* 15(5): 1396-1404.
- Cronan J.M., Jr. 1957. Food and feeding habits of the scaups in Connecticut waters. *Auk* 74: 459-468.
- Cryer M., Linley N.W., Ward R.M., Stratford J.O. och Randerson P.F. 1987. Disturbance of overwintering waterfowl by anglers at two reservoir sites in South Wales. *Bird Study* 34: 191-199.
- Delaney D.K., Grubb T.G., Beier P., Pater L.L. och Reiser M.H. 1999. Effects of helicopter noise on Mexican spotted owls. *Journal of Wildlife Management* 63(1): 60-76.
- Doresky J., Morgan K., Ragsdale L. och Townsend H. 2001. Effects of military activity on reproductive success of red-cockaded woodpeckers. *Journal of Field Ornithology* 72(2): 305-311.

- Duffy D.C. 1978. Terns and skimmers in Connecticut and eastern Long Island, N.Y., 1972-76. *Ibis* 120: 131.
- Duffy D.C. 1995. Why is the double-crested cormorant a problem? Insights from cormorant ecology and human sociology. *Colonial Waterbirds* 18: 25-32.
- 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.
- Dunstan T.C. 1973. The biology of ospreys in Minnesota. *Loon* 45: 108-113.
- Dunstan T.C., Mathisen J.E. och Harper J.F. 1975. The biology of bald eagles in Minnesota. *Loon* 47: 5-10.
- Dwyer N. och Tanner G.W. 1992. Nesting success in Florida sandhill cranes. *Wilson Bulletin* 104: 22-31.
- Ebbinge B.S. 1991. The impact of hunting on mortality rates and spatial distribution of geese wintering in the western Palearctic. *Ardea* 79: 197-210.
- Ellis D.H., Ellis C.H. och Mindell D.P. 1991. Raptor responses to low-level jet aircraft and sonic booms. *Environmental pollution*. 74: 53-83.
- Enderson J.H. och Craig J. 1974. Status of the peregrine falcon in the Rocky Mountains in 1973. *Auk* 91: 727-736.
- Eriksson M. 1996. Fiskgjuse. I: Rödlistade ryggradsdjur i Sverige – Artfakta (red. I. Ahlén och M. Tjernberg). Artdatabanken, SLU, Uppsala, s. 127-128.
- Eriksson M. och Götmark F. 1996. Storlom. I: Rödlistade ryggradsdjur i Sverige – Artfakta (red. I. Ahlén och M. Tjernberg). Artdatabanken, SLU, Uppsala, s. 79-80.
- Erlinger G och Reichholf J. 1974. Störungen durch angler in Wasservogel-Schutzgebieten. *Natur und Landschaft* 49: 299-300.
- Erwin R.M. 1980. Breeding habitat use by collonially nesting waterbirds in two Mid-Atlantic US regions under different regimes of human disturbance. *Biological Conservation* 18: 39-51.
- Erwin R.M. 1989. Responses to human intruders by birds nesting in colonies: experimental results and management guidelines. *Colonial Waterbirds* 12: 104-108.
- Evans D.M. och Day K.R. 2002. Hunting disturbance on a large shallow lake: the effectiveness of waterfowl refuges. *Ibis* 144(1): 2-8.
- Fasola M., Guzman J., Manuel S. och Roselaar C.S.K. 2002. *Sterna albifrons* – Little tern. *BWP Update* 4(2): 89-114.
- Fernández C. 1993. The choice of nesting cliffs by golden eagles *Aquila chrysaetos*: the influence of accessibility and disturbance by humans. *Alauda* 61: 105-110.

- Fernández C. och Azkona P. 1993. Human disturbance affects parental care of marsh harriers and nutritional status of nestlings. *Journal of Wildlife Management* 57(3): 602-608.
- Fernández-Juricic E. 2000. Local and regional effects of pedestrians of forest birds in a fragmented landscape. *Condor* 102(2): 247-255.
- Fernández-Juricic E. 2001. Avian spatial segregation at edges and interiors of urban parks in Madrid, Spain. *Biodiversity and Conservation* 10: 1303-1316.
- Fernández-Juricic E., Jimenez M.D. och Lucas E. 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.
- Fitzpatrick S. och Bouchez B. 1998. Effects of recreational disturbance on the foraging behaviour of waders on a rocky beach. *Bird Study* 45: 157-171.
- Follestad A., Reitan O., Pedersen H.C., Brøseth H. och Bevanger K. 1999. Vindkraftverk på Smøla: mulige konsekvenser for "rødlistede" fuglearter. NINA Oppdragsmelding 623, NINA, Trondheim, 64 s.
- Foppen R. och Reijnen R. 1994. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. II. Breeding dispersal of male willow warbler *Phylloscopus trochilus* in relation to the proximity of a highway. *Journal of Applied Ecology* 31: 95-101.
- Forman R.T.T., Reineking B. och Hersperger A.M. 2002. Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape. *Environmental Management* 29(6): 782-800.
- Forshaw W.D. 1983. Numbers, distribution and behaviour of pink-footed geese in Lancashire. *Wildfowl* 34: 64-76.
- Fox A.D. och Madsen J. 1997. Behavioural and distributional effects of hunting disturbance on waterbirds in Europe: implications for refuge design. *Journal of Applied Ecology* 34: 1-13.
- Franco A.M.A., Brito J.C. och Almeida J. 2000. Modelling habitat selection of Common Cranes *Grus grus* wintering in Portugal using multiple logistic regression. *Ibis* 142(3): 351-358.
- Fraser J.D., Frenzel L.D. och Mathisen J.E. 1985. The impact of human activities on breeding bald eagles in North-central Minnesota. *Journal of Wildlife Management* 49(3): 585-592.
- Frederick R.B., Clark W.H. och Kaas E.E. 1987. Behaviour, energetics and management of refuging waterfowl: a simulation model. *Wildlife Monographs* 96: 1-35.

- French J.M. och Koplin J.R. 1977. Distribution, abundance, and breeding status of ospreys in northwestern California. I: Trans. North Am. Osprey Res. Conf. (red. J.C. Ogden), U.S. Natl. Park. Service Trans. and Proc. Ser. 2, s. 223-240.
- Frid A. och Dill L. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology* 6(1): 11.
- Gerell R. 1986. Jakt i naturreservat. Opublicerat manuskript, Naturvårdsverket, Stockholm, 20 s.
- Gill J.A., Sutherland W.J. och Watkinson A.R. 1996. A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations. *Journal of Applied Ecology* 33: 786-792.
- Gill J.A., Norris K. och Sutherland W.J. 2001. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological Conservation* 97: 265-268.
- Gochfeld M. 1976. Waterbird colonies of Long Island, New York: 3. Cedar Beach ternery. *Kingbird* 26: 63-80.
- Gomersall C.H. 1986. Breeding performance of the red-throated diver *Gavia stellata* in Shetland. *Holarctic Ecology* 9:277-284.
- Green R.H. 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. Wiley Interscience, Chichester, England.
- Grubb T.G. och King R.M. 1991. Assessing human disturbance of breeding bald eagles with classification tree models. *Journal of Wildlife Management* 55(3): 500-511.
- Grubb T.G. och Bowerman W.W. 1997. Variations in breeding bald eagle responses to jets, light planes and helicopters. *Journal of Raptor Research* 31(3): 213-222.
- Guillemette M. och Larsen J.K. 2002. Postdevelopment experiments to detect anthropogenic disturbances: the case of sea ducks and wind parks. *Ecological Applications* 12(3): 868-877.
- Gutzwiller K.J., Wiedenmann R.T., Clements K.L. och Anderson S.H. 1994. Effects of human intrusion on song occurrence and singing consistency in subalpine birds. *Auk* 111(1): 28-37.
- Gutzwiller K.J., Marcum H.A., Harvey H.B., Roth J.D. och Anderson S.H. 1998. Bird tolerance to human intrusion in Wyoming montane forests. *Condor* 100: 519-527.
- Gutzwiller K.J., Riffell S.K. och Anderson S.H. 2002. Repeated human intrusion and the potential for nest predation by gray jays. *Journal of Wildlife Management* 66(2): 372-380.

- Göransson G. och Karlsson J. 1976. Störningseffekter på djur – med exempel från gåsjakten i Skåne. *Anser* 15: 119-124.
- Götmark F. 1989. Effekter av friluftsliv på fågelfaunan – En kunskapsöversikt. Rapport 3682, Naturvårdsverket, Stockholm, 62 s.
- Götmark F. 1992. The effects of investigator disturbance on nesting birds. *Current Ornithology* 9: 63-104.
- Götmark F., Neergaard R. och Åhlund M. 1989. Nesting ecology and management of the arctic loon in Sweden. *Journal of Wildlife Management* 53(4): 1025-1031.
- Hallberg L.-O., Hallberg P.-S. och Sondell J. 1983. Styrning av fiskgjusens *Pandion haliaetus* val av boplatser i Helgasjön, Kronobergs län, för att minska störningsrisken. *Vår fågelvärld* 42: 73-80.
- Hand J.L. 1980. Human disturbance in western gull *Larus occidentalis* livens colonies and possible amplification by intraspecific predation. *Biological Conservation* 18: 59-63.
- Hario M., Komu R., Muuronen P. och Selin K. 1986. Population trends among archipelago birds in Söderskär bird sanctuary 1963-86. *Suomen Riista* 33: 79-90. (På finska, med engelsk sammanfattning.)
- Helander B. 1985. Reproduction in the white-tailed sea eagle *Haliaeetus albicilla* in Sweden. *Holarctic Ecology* 8: 211-227.
- Henson P. och Grant T.A. 1991. The effects of human disturbance on trumpeter swan breeding behavior. *Wildlife Society Bulletin* 19: 248-257.
- Hickey J.J. 1969. Peregrine falcon populations: their biology and decline. University of Wisconsin Press, Madison.
- Hill D. 1992. The impact of noise and artificial light on waterfowl behaviour: a review and synthesis of available literature. *British Trust for Ornithology*, 20 s.
- Hill D., Hockin D., Price D., Tucker G., Morris R. och Treweek J. 1997. bird disturbance: improving the quality and utility of disturbance research. *Journal of Applied Ecology* 34: 275-288.
- Hockin D., Ounsted M., Gorman M., Hill D., Keller V. och Barker M.A. 1992. Examination of the effects of disturbance on birds with reference to its importance in ecological assessments. *Journal of Environmental Management* 36: 253-286.
- Holmes T.L., Knight R.L., Stegall L. och Craig G.R. 1993. Responses of wintering grassland raptors to human disturbance. *Wildlife Society Bulletin* 21: 461-468.
- Hooper R.G. 1977. Nesting habitat of common ravens in Virginia. *Wilson Bulletin* 89: 233-242.
- Hooper R.G., Crawford H.S. och Harlow R.F. 1973. Bird density and diversity as related to vegetation in forest recreational areas. *J. For.* 71: 766-769.

- Hudson P.J. 1983. Red grouse production and management in relation to tourism. Rapport, Recreation Ecology Research Group, University of Sheffield, UK.
- Hume R.A. 1976. Reactions of goldeneyes to boating. *British Birds* 69: 178-179.
- Hunt W.G., Jackman R.E., Hunt T.L., Driscoll D.E. och Culp L. 1998. A population study of golden eagles in the Altamont Pass Wind Resource Area: population trend analysis 1994-1997. Predatory Bird Research Group, Long Marine Laboratory report NREL/SR-500-26092.
- Husby M. 1997. Virkninger av E6 utbygginga på Sandfærhus, del 3: Ornitologisk rapport for Sandfærhus og endringer i fuglebestandene de tre første årene etter vegbygginga. Statens Vegvesen Nord-Trøndelag og biolog Magne Husby, rapport nr 2:1997, 67 s.
- Illner H. 1992. Effect of roads with heavy traffic on grey partridge *Perdix perdix* density. *Gibier Faune Sauvage* 9: 467-480.
- Iversen F.M. 1986. Effekten av forstyrrelser på vibens *Vanellus vanellus* rugning. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 80: 97-102.
- Jackson J.A., Schardien B.J. och McDaniel T.H. 1977. Opportunistic hunting of a marsh hawk on a bombing range. *Journal of Raptor Research* 11: 86.
- Jakobsen B. 1993. Indvirker jagt på fuglebestandes trektider? *Vår Fuglefauna Supplement* 1: 62-64.
- Jalkotzy M.G., Ross P.I. och Nasserden M.D. 1997. The effects of linear developments on wildlife: a review of selected scientific literature. Opublicerad rapport, Arc Wildlife Service Ltd., Calgary, 115 s.
- Jettka H. 1986. Jagstreckenauswertung der Stockenten *Anas platyrhynchos* in einem Revier des Münsterlandes in Nordrhein-Westfalen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 32: 90-96.
- Junker-Bornholdt R., Wagner M., Zimmermann M., Simonis S., Schmidt K.-H. och Wiltschko W. 1998. Zum Einfluss einer Autobahn im Bau und während des Betriebs auf die Brutbiologie von Kohlmeisen *Parus major* und Blaumeisen *P. caeruleus*. *J.Ornithol.* 139: 131-139. (In German with English summary)
- Jönsson P.E. 1983. Svartbenta strandpiparen *Charadrius alexandrinus* i Sverige – historik, nuvarande förekomst och häckningsbiologi. *Anser* 22: 209-230.
- Jönsson P.E. 1986. Svartbenta strandpiparen *Charadrius alexandrinus* i Skåne 1986 – en projektrapport. *Anser* 25: 237-244.
- Jönsson P.E. 1987. Svartbenta strandpiparen *Charadrius alexandrinus* i Skåne 1986. *Anser* 26: 259-264.
- Jönsson P.E. och

- Kahlert J. och Nilsson L. 2000. Monitoring of moulting greylag geese on Saltholm, 1999. NERI-rapport, på uppdrag av Örebrokonsortiet, Köpenhamn, 47 s. (På engelska, med dansk sammanfattning.)
- Kahlert J., Clausen P. och Nilsson L. 2000. Monitoring of moulting mute swans around Saltholm, 1999. NERI-rapport, på uppdrag av Örebrokonsortiet, Köpenhamn, 42 s. (På engelska, med dansk sammanfattning.)
- Kaiser M.S. och Fritzell E.K. 1984. Effects of river recreationists on green-backed heron behavior. *Journal of Wildlife Management* 48(2): 561-567.
- Karlsson J. 1987. Vindkraft Fåglar. Vindkraftsutredningens betänkande, SOU 1988:32.
- Kavaler L. 1975. Noise: the new menace. The John Day Company, New York.
- Keller V. 1989. Variations in the response of great crested grebes *Podiceps cristatus* to human disturbance – a sign of adaptation? *Biological Conservation* 49: 31-45.
- Keller V.E. 1991. Effects of disturbance on eider ducklings *Somateria mollissima* in an estuarine habitat in Scotland. *Biological Conservation* 58: 213-228.
- Kenetech 1994. Avian research program update. Kenetech Windpower, Washington, 22 s.
- Ketzenberg C., Exo K.-M., Reichenbach M. och Castor M. 2002. Effects of wind turbines upon breeding meadow birds. *Natur und Landschaft* 77(4): 144-153.
- Kitowski I. 2001. Military impact on a colony of Grey Heron *Ardea cinerea* protected in the nature reserve. *Ekologia Bratislava* 20: 191-197.
- Klein M.L. 1993. Waterbird behavioral responses to human disturbances. *Wildlife Society Bulletin* 21(1): 31-39.
- Klein M.L., Humphrey S.R. och Percival H.F. 1995. Effects of ecotourism on distribution of waterbirds in a wildlife refuge. *Conservation Biology* 9(5): 1454-1465.
- Knapton R.W., Petrie S.A. och Herring G. 2000. Human disturbance of diving ducks on Long Point Bay, Lake Erie. *Wildlife Society Bulletin* 28(4): 923-930.
- Knight R.L. och Knight S.K. 1984. Responses of wintering bald eagles to boat activity. *Journal of Wildlife management* 48(3): 999-1004.
- Kuitunen M., Rossi E. och Stenroos A. 1998. Do highways influence density of land birds? *Environmental Management* 22: 297-302.
- Kuitunen M.T., Viljanen J., Rossi E. och Stenroos A. 2003. Impact of busy roads on breeding success in pied flycatchers *Ficedula hypoleuca*. *Environmental Management* 31(1): 70-85.

- Koepff C. och Dietrich K. 1986. Wie riagierung Vögel des Vattenmeeres auf den Freizeitverkehr mit Wasserfahrzeugen? *Journal für Ornithologie* 127(3): 374.
- Korschgen C.E., George L.S. och Green W.L. 1985. Disturbance of diving ducks by boaters on a migrational staging area. *Wildlife Society Bulletin* 13:290-296.
- Kruckenbergh H. och Jaene J. 1999. The effect of a group of wind turbines on a staging area of white-fronted geese *Anser albifrons*. *Natur und Landschaft* 74(19): 420-427.
- Kruckenbergh H., Jaene J. och Bergmann H.-H. 1998. Courage or despair by the roadside? The impact of roads on the spatial and feeding behaviour of white-fronted and barnacle geese at Dollart Bay, North-West Lower Saxony. *Natur und Landschaft* 73(1): 3-8.
- Kusters E. och van Raden H. 1998. On the influence of military shooting ranges on the birds of the Wadden Sea. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 44(4): 221-236.
- 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 och Pullan J.D. 2003. Windfarms and birds: An analysis of the effects of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. *Europarådet, rapport T-PVS/Inf(2003)12*, 58 s.
- Larsen J.K. och Madsen J. 2000. Effects of wind turbines and other physical elements on field utilization by pink-footed geese *Anser brachyrhynchus*: a landscape perspective. *Landscape ecology* 15: 755-764.
- Larsson T. 1972. Observationer av ljudbangars och lågflygningars effekt på rastande fåglar. Rapport 281, Naturvårdsverket, Stockholm, 8 s.
- Laursen K. 1981. Birds on roadside verges and the effect of mowing on frequency and distribution. *Biological Conservation* 20: 59-68.
- Laursen K., Salvig J. och Frikke J. 1997. Vandfugle i relation til menneskelig aktivitet i Vadehavet 1980-1995. Rapport nr 187, DMU, Danmark, 73 s.
- Leddy K.L., Higgins K.F. och Naugle D.E. 1999. Effects of wind turbines on upland nesting birds in Conservation Reserve Program grasslands. *Wilson Bulletin* 111(1): 100-104.
- Levenson H. och Koplín J.R. 1984. Effects of human activity on productivity of nesting ospreys. *Journal of Wildlife Management* 48(4): 1374-1377.
- Lid G. 1975. Fuglelivet i skjærgården – ømfindtlig for forstyrrelser. *Fauna* 28(3): 121-127.

- Liker A. och Szekely T. 1997. The impact of grazing and road use on hatching success of lapwings *Vanellus vanellus*. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 43(2): 85-92.
- Liley D. 2000. Predicting the consequences of human disturbance, predation and sea level rise for ringed plover populations. Doktorsavhandling, University of East Anglia, Norwich, UK.
- Liley D. och Clarke R.T. 2003. The impact of urban development and human disturbance on the numbers of nightjar *Caprimulgus europaeus* on heathlands in Dorset, England. *Biological Conservation* 114: 219-230.
- Lindell L. 2002. Sveriges fåglar, 3e uppl. SOF, Stockholm.
- Lord A., Waas J.R., Innes J. och Whittingham M.J. 2001. Effects of human approaches to nests of northern New Zealand dotterels. *Biological Conservation* 98: 233-240.
- Lorentsen Ø. 1988. Tidlig jakt på grågås. Erfaringer fra forsøk på Smøla 1982-1984. Rapport nr 5, Norsk Direktorat for Naturforvaltning. 15 s.
- Madsen J. 1985. Impact of disturbance on field utilization of pink-footed geese in West Jutland, Denmark. *Biological Conservation* 33: 53-63.
- Madsen J. 1988. Autumn feeding ecology of herbivorous wildfowl in the Danish Wadden Sea and the impacts of food supplies and shooting on movements. *Danish Review of Game Biology* 13(4): 1-32.
- Madsen J. 1994. Impacts of disturbance on migratory waterfowl. *Ibis* 137: 67-74.
- Madsen J. 1998a. Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. I. Baseline assessment of the disturbance effects of recreational activities. *Journal of Applied Ecology* 35(3): 386-397.
- Madsen J. 1998b. Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. II. Tests of hunting disturbance effects. *Journal of Applied Ecology* 35(3): 398-417.
- Madsen J. och Fox A.D. 1995. Impacts of hunting disturbance on waterbirds – a review. *Wildlife Biology* 1(4): 193-207.
- Madsen J., Frikke J., Kristensen J.B., Bøgebjerg E. och Hounisen J.P. 1992a. Forsøgsreservat Nibe bredning: Baggrundsundersøgelser efteråret 1985 til foråret 1989. Rapport nr 46, DMU, Danmark, 50 s.
- Madsen J., Bøgebjerg E., Kristensen J.B., Frikke J. och Hounisen J.P. 1992b. Forsøgsreservat Ulvshale-Nyord: Baggrundsundersøgelser efteråret 1985 til foråret 1989. Rapport nr 47, DMU, Danmark, 57 s.

- Madsen J., Hounisen J.P., Bøgebjerg E. & Frikke J. 1992c. Forsøgsreservat Nibe bredning: Resultater av eksperimenter 1989-1991. Rapport nr 53, DMU, Danmark, 43 s.
- Madsen J., Bøgebjerg E., Hounisen J.P., Kristensen J.B. och Frikke J. 1992d. Forsøgsreservat Ulvshale-Nyord: Resultater av eksperimenter 1989-1991. Rapport nr 55, DMU, Danmark, 61 s.
- Madsen J., Hounisen J.P., Bøgebjerg E. och Jørgensen H.E. 1995a. Udviklingen i de rastende bestande av vandfugle i forsøgsreservaterne 1985-1993. Rapport nr 132, DMU, Danmark, 40 s.
- Madsen J., Fox A.D., Moser M. och Noer H. 1995b. The impact of hunting disturbance on the dynamics of waterbird populations: a review. Rapport till Europakommisionen, 79 s.
- Madsen J., Pihl S. och Clausen P. 1998. Establishing a reserve network for waterfowl in Denmark: a biological evaluation of needs and consequences. *Biological Conservation* 85: 241-255.
- Marsden S.J. 2000. Impact of disturbance on waterfowl wintering in a UK dockland redevelopment area. *Environmental Management* 26(2): 207-213.
- Meek E.R., Ribbands J.B., Christer W.G., Davy P.R. och Higginson I. 1993. The effects of aero-generators on moorland bird populations in the Orkney Islands, Scotland. *Bird Study* 40: 140-143.
- Melo J. 1975. Logging around an osprey nest site, an observation. *Journal of Forestry* 73: 724-725.
- Meltofte H. 1980. Fugle i Vadehavet. Vadefugle tællinger i Vadehavet 1974-1978. Fredningsstyrelsen, Miljøministeriet, Danmark. 50 s.
- Meltofte H. 1982. Jagtlige forstyrrelser af svømme- og vadefugle. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 76: 21-35.
- Miller J.R. och Hobbs N.T. 2000. Recreational trails, human activity, and nest predation in lowland riparian areas. *Landscape and Urban Planning* 50: 227-236.
- Miller M.W., Jensen K.C., Grant W.E. och Weller M.W. 1994. A simulation model of helicopter disturbance of molting Pacific black brant. *Ecological Modelling* 73: 293-309.
- Miller S.G., Knight R.L och Miller C.K. 1998. Influence of recreational trails on breeding bird communities. *Ecological Applications* 8(1): 162-169.
- Miller S.G., Knight R.L och Miller C.K. 2001. Wildlife responses to pedestrians and dogs. *Wildlife Society Bulletin* 29(1): 124-132.

- Mosbech A. och Glahder C. 1991. Assessment of the impact of helicopter disturbance on moulting pink-footed geese *Anser brachyrhynchus* and barnacle geese *Branta leucopsis* in Jameson land, Greenland. *Ardea* 79: 233-238.
- Mueller A. J. och Glass P.O. 1988. Disturbance tolerance in a Texas waterbird colony. *Colonial Waterbirds* 11(1): 119-122.
- Møller N.W. och Poulsen E. 1984. Vindmøller og fugle. Vildtbiologisk Station Kalø, Danmark, 73 s.
- Nilsson L. 1999. Monitoring of resting and wintering waterfowl along the Swedish coast of southern Öresund July 1997 – March 1998 in relation to the Fixed-Link across the Öresund. Rapport, på uppdrag av Örebrokonsortiet, Lund, 161 s. (På engelska, med svensk sammanfattning.)
- Nisbet I.C.T. 1973. Terns in massachusetts: present numbers and historical changes. *Bird-Banding* 44: 27-55.
- Noer H., Chistensen T.K., Clausager I. och Krag I. 2000. Effects of birds on an offshore wind park at Horns Rev: Environmental Impact Assessment. DMU-rapport, Danmark, 108 s.
- Norling B.S., Anderson S.H. och Hubert W.A. 1992. Roost sites used by sandhill crane staging along the Platte River, Nebraska. *Great basin Naturalist* 52: 253-261.
- Norman R.K. och Saunders D.R. 1969. Status of the little terns in Great Britain and Ireland in 1967. *British Birds* 62: 4-13.
- Norriss D.W. och Wilson H.J. 1988. Disturbance and flock size changes in white-fronted geese wintering in Ireland. *Wildfowl* 39: 63-70.
- Owen M. och Williams G. 1976. Winter distribution and habitat requirements of wigeon in Britain. *Wildfowl* 27: 83-90.
- Owen M., Black J.M. och Liber H. 1988. Pair bond duration and timing of its formation in barnacle geese *Branta leucopsis*. I: *Waterfowl in winter* (red. M.W. Wel-ler), University of Minnesota Press, Minneapolis, s. 257-269.
- Owens N.W. 1977. Responses of wintering brent geese to human disturbance. *Wildfowl* 28: 5-14.
- Paillisson J.M., Reeber S. och Marion L. 2002. Bird assemblages as bio-indicators of water regime management and hunting disturbance in natural wet grasslands. *Biological Conservation* 106: 115-127.
- Palmer A.G., Nordmeyer D.L. och Roby D.D. 2003. Effects of jet aircraft overflights on parental care of peregrine falcons. *Wildlife Society Bulletin* 31(2): 499-509.
- Pedersen M.B. och Poulsen E. 1991. En 90m/2 MW vindmølles indvirkning på fuglelivet. *Dansk Vildtundersøgelser* 47. Danmarks Miljøundersøgelser. 44 s.

- Pedroli J.C. 1982. Activity and time budget of tufted ducks on Swiss lakes during winter. *Wildfowl* 33: 105-112.
- Percival S.M. 1993. The effects of reseeded, fertilizer application and disturbance on the use of grasslands by barnacle geese, and the implications for refuge management. *Journal of Applied Ecology* 30(3): 437-443.
- Percival S. och Percival T. 1998. Breeding waders at the Nasudden wind farm, Gotland, Sweden. Rapport till National Wind Power Ltd., 15 s.
- Percival S.M., Halpin Y. och Houston D.C. 1997. Managing the distribution of barnacle geese on Islay, Scotland, through deliberate human disturbance. *Biological Conservation* 82(3): 273-277.
- Pettersson Å. 1985. Storlom i Sottern. Rapport 3011, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Pettersson J. 2002. Fågelbevakningen i södra Kalmarsund – vår och höst 2001. Rapport till Enron Wind och Vindkompaniet AB, 15 s.
- Platt J.B. 1977. The breeding behavior of wild and captive gyrfalcons in relation to their environment and human disturbance. Doktorsavhandling, Cornell University.
- Prevett J.P. och MacInnes C.D. 1980. Family and other social groups in snow geese. *Wildlife Monographs* 71: 1-46.
- Radle A.L. 1998. The effects of noise on wildlife: a literature review. Opublicerad rapport, <http://interact.uoregon.edu/MediaLit/wfae/readings/radle.html>, 15 s.
- Reichholf J.H. 1988. Auswirkung des Angelns auf die Brutbestände von Wasservögeln im Feuchtgebiet von internationaler Bedeutung "Unterer Inn". *Vogelwelt* 109: 206-221.
- Reijnen R. och Foppen R. 1994. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers *Phylloscopus trochilus* breeding close to a highway. *Journal of Applied Ecology* 31: 85-94.
- Reijnen R., Foppen R., ter Braak C. och Thissen J. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology* 32: 187-202.
- Reijnen R., Foppen R. och Meeuwsen H. 1996. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grassland. *Biological Conservation* 75:255-260.
- Reijnen, M.J.S.M., Veenbaas, G. and Foppen, R.P.B. 1995. Predicting the effects of motorway traffic on breeding bird populations. DLO-Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen.
- Reitan O. och Follestad A. 2001. Vindkraft i Norge og fugleliv. *Vår Fuglefauna* 24(1): 4-9.

- Richardson C.T. och Miller C.K. 1997. Recommendations for protecting raptors from human disturbance: a review. *Wildlife Society Bulletin* 25: 634-638.
- Riddington R., Hassall M., Lane S.J., Turner P.A. och Walters R. 1996. The impact of disturbance on the behaviour and energy budgets of brent geese *Branta b. bernicla*. *Bird Study* 43: 269-279.
- Rodgers J.A., Jr. och Smith H.T. 1995. Set-back distances to protect nesting bird colonies from human disturbance in Florida. *Conservation Biology* 9(1): 89-99.
- Rodgers J.A., Jr. och Smith H.T. 1997. Buffer zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from human disturbance in Florida. *Wildlife Society Bulletin* 25(1): 139-145.
- Rosenberg M. 1979. Svartårännet 1979 – en kanottävlingens störningseffekter på andfågellivet. Opublicerad rapport, Länsstyrelsen Örebro län, 19 s.
- Räty M. 1979. Effect of highway traffic on tetraonid densities. *Ornis Fennica*, 56: 169-170.
- Schneider M. 1987. Wassersportler stören Wasservögel auch im Winter. *Die Vogelwelt* 108(6).
- Schneider-Jacoby M., Frenzel P., Jacoby H., Knötzsch G. och Kolb K.-H. 1991. The impact of hunting disturbance on a protected species, the whooper swan *Cygnus cygnus* at Lake Constance. *Wildfowl Supplement* 1: 378-382.
- Schueck L.S. och Marzluff J.M. 1995. Influence of weather on conclusions about effects of human activities of raptors. *Journal of Wildlife Management* 59(4): 674-682.
- Schueck L.S., Marzluff J.M. och Steenhof K. 2001. Influence of military activities on raptor abundance and behavior. *Condor* 103: 606-615.
- Shea D.S. 1973. A management-oriented study of bald eagle concentrations in Glacier National Park. Mastersavhandling, University of Montana, Missoula, Montana.
- Skagen S.K., Knight R.L. och Orians G.H. 1991. Human disturbance of an avian scavenging guild. *Ecological Applications* 1(2): 215-225.
- Sodhi N.S. 2002. Competition in the air: Birds versus aircraft. *Auk* 119(3): 587-595.
- Sojda R., Jr. 1978. Effects of snow-mobile activity on wintering pheasants and wetland vegetation in northern Iowa marshes. Mastersavhandling, Iowa State University, Ames, Iowa.
- Spellerberg I.F. 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 317-333.

- Stalmaster M.V. och Newman J.R. 1978. Behavioral responses of wintering bald eagles to human activity. *Journal of Wildlife Management* 42(3): 506-513.
- Stalmaster M.V. och Kaiser J.L. 1997. Flushing responses of wintering bald eagles to military activity. *Journal of Wildlife Management* 61(4): 1307-1313.
- Stalmaster M.V. och Kaiser J.L. 1998. Effects of recreational activity on wintering bald eagles. *Wildlife Monographs* 137: 1-46.
- Still D., Little B., Lawrence S.G. och Carver H. 1994. The birds of Blyth Harbour. Konsultrapport, 7 s.
- Stillman R.A. och Goss-Custard J.D. 2002. Seasonal changes in the response of oystercatchers *Haematopus ostralegus* to human disturbance. *Journal of Avian Biology* 33: 358-365.
- Storch I. 2000. Conservation status and threats to grouse worldwide: an overview. *Wildlife Biology* 6: 195-204.
- Swenson J. 1979. Factors affecting status and reproduction of ospreys in Yellowstone National Park. *Journal of Wildlife Management* 43(3): 595-601.
- Thornburg D.D. 1973. Diving duck movements on Keokuk Pool, Mississippi River. *Journal of Wildlife Management* 37: 382-389.
- Titus J.R. och VanDruff L.W. 1981. Response of the common loon to recreational pressure in the Boundary Waters Canoe Area, northeastern Minnesota. *Wildlife Monographs* 79: 1-58.
- Tremblay J. och Ellison L.N. 1979. Effects of human disturbance on breeding of black-crowned night herons. *Auk* 96: 364-369.
- Tuite C.H., Hanson P.R. och Owen M. 1984. Some ecological factors affecting winter wildfowl distribution on inland waters in England and Wales, and the influence of water-based recreation. *Journal of Applied Ecology* 21: 41-62.
- Tulp I., Schekkerman H., Larsen J.K., van der Winden J., van de Haterd R.J.W., van Horssen P., Dirksen S. och Spaans A.L. 1999. Nocturnal flight activity of sea ducks near the windfarm Tunø Knob in the Kattegat. Bureau Waardenburg bv rapport nr 99/64.
- Tydén A.-L., Tydén L. och Larsson K. 1998. Interactions between barnacle geese and wind turbines on Gotland, Sweden. Opublicerad rapport, 4 s.
- Underwood A.J. 1994. On Beyond BACI: Sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications* 4(1): 3-15.
- Valste J. och Palmgren J. 1984. Changes in the numbers and distribution of waders in an archipelago off the southern coast of Finland in 1914-1981. *Annales Zoologici Fennici* 21: 359-369.

- van der Zande A.N. och Vos P. 1984. Impact of a semi-experimental increase in reaction intensity on the densities of birds in the groves and hedges on a lake shore in the Netherlands. *Biological Conservation* 30: 237-259.
- van der Zande A.N., ter Keurs W.J. och van der Weijden W.J. 1980. The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat - evidence of a long-distance effect. *Biological Conservation* 18: 299-321.
- van der Zande A.N., Berkhuizen J.C., van Latesteijn H.C., ter Keurs W.J. och Poppeelaars A.J. 1984. Impact of outdoor recreation on the density of a number of breeding bird species in woods adjacent to urban residential areas. *Biological Conservation* 30: 1-39.
- Varland D.E., Klaas E.E. och Loughin T.M. 1993. Use of habitat and perches, causes of mortality and the time until dispersal in postfledging American kestrels. *Journal of Field Ornithology* 64(2): 169-178.
- Vos D.K., Ryder R.A. och Graul W.D. 1985. Response of breeding great blue herons *Ardea herodias* to human disturbance in north central Colorado, USA. *Colonial Waterbirds* 8: 13-22.
- Ward D.H., Stehn R.A., Erickson W.P. och Derksen D.V. 1999. Response of fall-staging brant and Canada geese to aircraft overflights in southwestern Alaska. *Journal of Wildlife Management* 63(1): 373-381.
- Watson A. 1982. Effects of human impact on ptarmigan and red grouse near ski lifts in Scotland. Annual Report of Institute of Terrestrial Ecology 1981.
- Watson J. och Dennis R.H. 1992. Nest-site selection by golden eagles in Scotland. *British Birds* 85: 469-481.
- Webb D.R. 1987. Thermal tolerance of avian embryos: a review. *Condor* 89: 874-898.
- West A.D., Goss-Custard J.D., Stillman R.A., Caldow R.W.G., le V. dit Durell S.E.A. och McGrorty S. 2002. Predicting the impacts of disturbance on shorebird mortality using a behaviour-based model. *Biological Conservation* 106: 319-328.
- Winkelman J.E. 1985. Bird impact by middle-sized wind turbines – on flight behaviour, victims, and disturbance. *Limosa* 58: 117-121. (På holländska, med engelsk sammanfattning.)
- Winkelman J.E. 1992a. De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels. 2: Nachtelijke aanvaringskansen. RIN-rapport 92/3, DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, 120 s.
- Winkelman J.E. 1992b. De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels. 3: Aanvliegedrag overdag. RIN-rapport 92/4, DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, 69 s.

Winkelman J.E. 1992c. De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels. 4: Verstoring. RIN-rapport 92/5, DLO-Institut voor Bos- en Natuuronderzoek, 106 s.

Yalden P.E. och Yalden D.W. 1989. The sensitivity of breeding golden plovers *Pluvialis apricaria* to human intruders. *Bird Study* 36: 49-55.

Yalden P.E. och Yalden D.W. 1990. Recreational disturbance of breeding golden plovers *Pluvialis apricarius*. *Biological Conservation* 51: 243-262.

Yorio P., Frere E., Gandini P. och Schiavini A. 2001. Tourism and recreation at seabird breeding sites in Patagonia, Argentina: current concerns and future prospects. *Bird Conservation International* 11: 231-245.

Åhlund M. 1996. Kustfågelfaunan i Göteborgs och Bohus län – beståndsutveckling och effekter av fågelskyddsområden. Länsstyrelsen Göteborgs och Bohus län, rapport 1996:9, 28 s.

Åhlund M. och Götmark F. 1989. Gull predation on eider ducklings *Somateria mollissima*: effects of human disturbance. *Biological Conservation* 48: 115-127.

Appendix 1. Fågelarter med regelbunden förekomst i Sverige, som antingen i) är listade i EGs fågeldirektiv (fet text), eller ii) är rödlistade i Sverige men inte listade i fågeldirektivet (normal text). För varje art anges vilka störningar som finns belagda eller omtalade i litteraturen, samt referenserna för detta. Endast negativa effekter har inkluderats i denna tabell (även positiva eller uteblivna effekter finns belagda, se avsnitt 6 för ytterligare detaljer). Notera att avsaknad av uppgift ej betyder att arten inte kan störas, utan kan för flera arter ses som ett utslag av bristande kunskap.

Art	Störning	Referenser
Smålom	<i>Gavia stellata</i>	Båttrafik?, Friluftsliv Bundy 1976, Gomersall 1986, Ahlén och Tjernberg 1996, ArtDatabanken 2002
Storlom	<i>Gavia arctica</i>	Båttrafik, Friluftsliv Pettersson 1985, Götmark m.fl. 1989, Ahlén och Tjernberg 1996, Eriksson och Götmark 1996
Svarthakedopping	<i>Podiceps auritus</i>	
Svarthalsad dopping	<i>Podiceps nigricollis</i>	Båttrafik, Friluftsliv ArtDatabanken 2002
Smådopping	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	
Stormsvala	<i>Hydrobates pelagicus</i>	
Rördrom	<i>Botaurus stellaris</i>	
Vit stork	<i>Ciconia ciconia</i>	
Svart stork	<i>Ciconia nigra</i>	Skogsbruk, Biltrafik, Friluftsliv ArtData-
banken 2002		
Sångsvan	<i>Cygnus cygnus</i>	Friluftsliv?, Jakt Schneider-Jacoby m.fl. 1991, Ahlén och Tjernberg 1996
Mindre sångsvan	<i>Cygnus columbianus</i>	
Fjällgås	<i>Anser erythrophus</i>	Friluftsliv (fiske) Ahlén och Tjernberg 1996, ArtDatabanken 2002
Sädgås	<i>Anser fabalis</i>	Kraftledning, luftsliv (fiske), Jakt Göransson och Fri-Karlsson 1976, Ahlén och Tjernberg 1996, Ballasus och Sossinka 1997, ArtDatabanken 2002
Vitkindad gås	<i>Branta leucopsis</i>	Vindkraftverk, Kraftledning, Flyg, Bilvägar Mosbech och Glahder 1991, Percival 1993, Tydén m.fl. 1998, Kruckenberg m.fl. 1998, Kruckenberg och Jaene 1999
Stjärtand	<i>Anas acuta</i>	Vindkraftverk, Bilvägar sen Pedersen och Poul 1991, Klein m.fl. 1995
Skedand	<i>Anas clypeata</i>	Bilvägar, Båttrafik, Tuite m.fl. 1984, Klein Friluftsliv (fiske) m.fl. 1995, Reijnen m.fl. 1996
Årta	<i>Anas querquedula</i>	
Snatterand	<i>Anas strepera</i>	
Brunand	<i>Aythya ferina</i>	Båttrafik, Friluftsliv (fiske), Jakt Bell och Austin 1985, Fox m.fl. 1994

NATURVÅRDSVERKET
Rapport **Effekter** av störningar
på fåglar

Bergand	Aythya marila	Båttrafik, Friluftsliv (fiske), Jakt	Cronan 1957, Andersson 1980, Korschgen m.fl. 1985, Ahlén och Tjernberg 1996, Knapton m.fl. 2000, ArtDatabanken 2002
Svärta	Melanitta fusca	Båttrafik, Friluftsliv	Andersson 1980, Hario m.fl. 1986
Alfågel	Clangula hyemalis		
Salskrake	Mergus albellus	Båttrafik (kanoting), Friluftsliv (fiske)	ArtDatabanken 2002
Fjällvråk	Buteo lagopus		
Bivränk	Pernus apivorus		
Brun glada	Milvus migrans		
Glada	Milvus milvus		
Havsörn	Haliaeetus albicilla	Skogsbruk, Bilvägar, Båttrafik, Friluftsliv	Follestad m.fl. 1999, Ahlén och Tjernberg 1996, ArtDatabanken 2002
Brun kärrhök	Circus aeruginosus	Bobesök	Fernández och Azkona 1993
Blå kärrhök	Circus cyaneus		
Ängshök	Circus pygargus	Friluftsliv?	Andersson 1980, Ahlén och Tjernberg 1996
Kungsörn	Aquila chrysaetos	Bilvägar, Terrängtrafik, Friluftsliv, Militära övningar	Andersen m.fl. 1990, Watson och Dennis 1992, Fernández 1993, Ahlén och Tjernberg 1996, Schueck m.fl. 2001, Artdatabanken 2002
Större skrikörn	Aquila clanga	Skogsbruk/ Terrängkörning	Andersson 1980
Fiskgjuse	Pandion haliaetus	Skogsbruk, Båttrafik, Friluftsliv (fiske, bad)	Dunstan 1973, French och Koplín 1977, Swenson 1979, Hallberg m.fl. 1983, Ahlgren 1986, Eriksson 1996, Ahlén och Tjernberg 1996
Stenfalk	Falco columbarius		
Jaktfalk	Falco rusticolus	Flyg, Terrängtrafik, Friluftsliv (vandring)	Platt 1977, Ahlén och Tjernberg 1996, ArtDatabanken 2002
Pilgrimsfalk	Falco peregrinus	Skogsbruk, Flyg, Bilvägar, Friluftsliv (klättring, camping)	Hickey 1969, Enderson och Craig 1974, Ellis m.fl. 1991, Ahlén och Tjernberg 1996, ArtDatabanken 2002, Palmer m.fl. 2003
Järpe	Bonasa bonasia	Bilvägar, Friluftsliv (avser skogshöns gemensamt)	Räty 1979, Merzlenko 1981, Storch 2000
Orre	Tetrao tetrix tetrix	Bilvägar, Friluftsliv (avser skogshöns gemensamt)	Räty 1979, Merzlenko 1981, Storch 2000

NATURVÅRDSVERKET
Rapport **Effekter** av störningar
på fåglar

Tjäder	<i>Tetrao urogallus</i>	Bilvägar, Friluftsliv (avser skogshöns gemensamt)	Räty 1979, Merzlenko 1981, Storch 2000
Vaktel	<i>Coturnix coturnix</i>		
Rapphöna	<i>Perdix perdix</i>	Bilvägar	Illner 1992
Småfläckig sumphöna	<i>Porzana porzana</i>		
Kornknarr	<i>Crex crex</i>		
Trana	<i>Grus grus</i>	Flyg, Bilvägar, Friluftsliv?, Jakt	Ahlén och Tjernberg 1996, Franco m.fl. 2000
Skärfläcka	<i>Recurvirostra avosetta</i>	Friluftsliv (bad, fiske)	Valste och Palmgren 1984, Ahlén och Tjernberg 1996, ArtDatabanken 2002
Svartbent strandpipare	<i>Charadrius alexandrinus</i>	Friluftsliv (bad, fiske)	Jönsson 1983, 1986, 1987, Ahlén och Tjernberg 1996, ArtDatabanken 2001
Mindre strandpipare	<i>Charadrius dubius</i>	Friluftsliv (bad, fiske)	Valste och Palmgren 1984, Ahlén och Tjernberg 1996, ArtDatabanken 2002
Roskarl	<i>Arenaria interpres</i>		Lid 1975
Fjällpipare	<i>Eudromias morinellus</i>		
Ljungpipare	<i>Pluvialis apricaria</i>	Vindkraftverk,	Yalden och Yalden Friluftsliv, Jakt 1990, Winkelman 1992c, Meltofte 1980, Madsen m.fl. 1992a, b
Kärrensnäppa (sydlig ras)	<i>Calidris alpina schinzii</i>	Konstruktionsarbete, Järnväg, Friluftsliv (stigar, bad), Jakt	Ahlén och Tjernberg 1996, Laursen m.fl. 1997, Burton m.fl. 2002a, b
Mosnäppa	<i>Calidris temminckii</i>		
Brushane	<i>Philomachus pugnax</i>		
Dubbelbeckasin	<i>Gallinago media</i>		
Dvärgbeckasin	<i>Lymnocyptes minimus</i>		
Myrspov	<i>Limosa lapponica</i>	Friluftsliv, Jakt	Laursen m.fl. 1997, Ahlén och Tjernberg 1996, ArtDatabanken 2002
Rödspov	<i>Limosa limosa</i>	Vindkraftverk, Järnväg, Bilvägar, Friluftsliv (stigar)	van der Zande 1980, Winkelman 1992c, Ahlén och Tjernberg 1996, Reijnen m.fl. 1996, Burton m.fl. 2002a
Storspov	<i>Numenius arquata</i>	Vindkraftverk, Konstruktionsarbete, Friluftsliv (bl.a. stigar), Jakt	Meltofte 1982, Winkelman 1992c, Laursen m.fl. 1997, Burton m.fl. 2002a, b
Grönbena	<i>Tringa glareola</i>		
Smalnäbbad simsnäppa	<i>Phalaropus lobatus</i>		
Silltrut	<i>Larus fuscus fuscus</i>	Friluftsliv (bad, fiske)	Lid 1975, Hario m.fl. 1986, Ahlén och Tjernberg 1996, ArtDatabanken 2002
Tretåig mås	<i>Rissa tridactyla</i>	Flyg	Dunnet 1977

NATURVÅRDSVERKET
Rapport **Effekter** av störningar
på fåglar

Skräntärna	<i>Sterna caspia</i>	Båttrafik, Friluftsliv (bad, fiske)	Ahlén och Tjernberg 1996
Kentsk tärna	<i>Sterna sandvicensis</i>	Friluftsliv (bad, fiske)	Ahlén och Tjernberg 1996, ArtDatabanken 2002
Fisktärna	<i>Sterna hirundo</i>	Terrängkörning, Friluftsliv (bad, fiske)	Lid 1975, Gochfeld 1976, Duffy 1978, Erwin 1980
Silvertärna	<i>Sterna paradisaea</i>	Terrängkörning	Nisbet 1973
Småtärna	<i>Sterna albifrons</i>	Terrängkörning, Båttrafik, Friluftsliv (bad, fiske)	Norman and Saunders 1969, Gochfeld 1976, Duffy 1978, Erwin 1980, Ahlén och Tjernberg 1996, ArtDatabanken 2002, Fasola m.fl. 2002
Svarttärna	<i>Chlidonias niger</i>	Friluftsliv?	Ahlén och Tjernberg 1996
Tobisgrissla	<i>Cephus grylle</i>	Friluftsliv	Hario m.fl. 1986, Åhlund 1996
Lunnefågel	<i>Fratercula arctica</i>		
Skogsduva	<i>Columba oenas</i>		
Berguv	<i>Bubo bubo</i>	Friluftsliv (klättring)	Ahlén och Tjernberg 1996
Fjälluggla	<i>Nyctea scandiaca</i>	Friluftsliv (vandring)	ArtDatabanken 2002
Hökuggla	<i>Surnia ulula</i>		
Sparuggla	<i>Glaucidium passerinum</i>		
Lappuggla	<i>Strix nebulosa</i>		
Slaguggla	<i>Strix uralensis</i>		
Jorduggla	<i>Asio flammeus</i>		
Pärluggla	<i>Aegolius funereus</i>		
Tornuggla	<i>Tyto alba</i>		
Nattskärre	<i>Caprimulgus europaeus</i>	Friluftsliv	Liley och Clarke 2003
Kungsfiskare	<i>Alcedo atthis</i>	Ev. båttrafik, Friluftsliv (fiske)	Ahlén och Tjernberg 1996, ArtDatabanken 2002
Blåkråka	<i>Coracias garrulus</i>		
Härfågel	<i>Upupa epops</i>		
Gråspett	<i>Picus canus</i>		
Spillkråka	<i>Dryocopus martius</i>		
Mindre hackspett	<i>Dendrocopos minor</i>	Bilvägar	R. Reijnen m.fl. 1995
Vitryggig hackspett	<i>Dendrocopos leucotus</i>		
Tretåig hackspett	<i>Picoides tridactylus</i>		
Göktyta	<i>Jynx torquilla</i>		
Berglärka	<i>Eremophila alpestris</i>		
Trädlärka	<i>Lullula arborea</i>		
Tofslärka	<i>Galerida cristata</i>		
Fältpiplärka	<i>Anthus campestris</i>	Friluftsliv	Björnfors och Götmark 1981, ArtDatabanken 2002
Rödstrupig pipelärka	<i>Anthus cervinus</i>		
Sydlig gulärta	<i>Motacilla flava flava</i>		
Blåhake	<i>Luscinia svecica</i>		
Skäggmes	<i>Panurus biarmicus</i>		

Pungmes	Remiz pendulinus		
Trastsångare	Acrocephalus arundinaceus		
Flodsångare	Locustella fluviatilis		
Höksångare	Sylvia nisoria		
Nordsångare	Phylloscopus borealis	Friluftsliv?	Ahlén och Tjernberg 1996
Lundsångare	Phylloscopus trochiloides		
Mindre flugsnappare	Ficedula parva		
Halsbandsflugsnappare	Ficedula albicollis		
Törnskata	Lanius collurio		
Sommargylling	Oriolus oriolus	Friluftsliv/bobesök	Ahlén och Tjernberg 1996, ArtDatabanken 2002
Sidensvans	Bombycilla garrulus		
Nötkråka	Nucifraga caryocatactes		
Vinterhämpling	Carduelis flavirostris		
Gulhämpling	Serinus serinus		
Tallbit	Pinicola enucleator		
Ortolansparv	Emberiza hortulana		
Dvärgsparv	Emberiza pusilla		
Kornsparv	Miliaria calandra		

Appendix 2. Vetenskapliga namn på de fågelarter som omnämns i texten men som inte ingår i appendix 1.

Skäggdopping	Podiceps cristatus
Häger	Ardea cinerea
Knölsvan	Cygnus olor
Trumpetarsvan	Cygnus buccinator
Kanadagås	Branta canadensis
Prutgås	Branta bernicla
Grågås	Anser anser
Bläsgås	Anser albifrons
Spetsbergsgås	Anser brachyrhynchus
Gräsand	Anas platyrhynchos
Svartand	Anas rubripes
Bläsand	Anas penelope
Amerikansk bläsand	Anas americana
Kricka	Anas crecca
Gravand	Tadorna tadorna
Vigg	Aythya fuligula
Knipa	Bucephala clangula
Ejder	Somateria mollissima
Småskrake	Mergus serrator
Vithövdad havsörn	Haliaeetus leucocephalus
Fjällvråk	Buteo lagopus
Moripa	Lagopus lagopus scoticus
Fjällripa	Lagopus mutus
Amerikansk fjällripa	Lagopus leucurus
Rapphöna	Perdix perdix
Fasan	Phasianus colchicus
Prärietrana	Grus canadensis
Sothöna	Fulica atra
Strandskata	Haematopus ostralegus
Tofsvipa	Vanellus vanellus
Större strandpipare	Charadrius hiaticula
Kustpipare	Pluvialis squatarola
Skärnäppa	Calidris maritima
Kustsnäppa	Calidris canutus
Sandlöpare	Calidris alba
Enkelbeckasin	Gallinago gallinago
Rödbena	Tringa totanus
Gråtrut	Larus argentatus
Fiskmå	Larus canus
Skrattmå	Larus ridibundus
Tordmule	Alca torda
Sillgrissla	Uria aalge
Tamduva	Columba livia
Ringduva	Columba palumbus
Turkduva	Streptopelia decaocto
Gök	Cuculus canorus
Hornuggla	Asio otus

Fläckuggla	<i>Strix occidentalis</i>
Red-cockaded woodpecker	<i>Picoides borealis</i>
Sånglärka	<i>Alauda arvensis</i>
Stare	<i>Sturnus vulgaris</i>
Skata	<i>Pica pica</i>
Korp	<i>Corvus corax</i>
Gärdsmyg	<i>Troglodytes troglodytes</i>
Järnsparv	<i>Prunella modularis</i>
Härmsångare	<i>Hippolais icterina</i>
Svarthätta	<i>Sylvia atricapilla</i>
Trädgårdssångare	<i>Sylvia borin</i>
Törnsångare	<i>Sylvia communis</i>
Ärtsångare	<i>Sylvia curruca</i>
Lövsångare	<i>Phylloscopus trochilus</i>
Gransångare	<i>Phylloscopus collybita</i>
Kungsfågel	<i>Regulus regulus</i>
Svartvit flugsnappare	<i>Ficedula hypoleuca</i>
Rödhake	<i>Erithacus rubecula</i>
Koltrast	<i>Turdus merula</i>
Taltrast	<i>Turdus philomelos</i>
Blåmes	<i>Parus caeruleus</i>
Talgoxe	<i>Parus major</i>
Gråsparv	<i>Passer domesticus</i>
Bofink	<i>Fringilla coelebs</i>
Hämpling	<i>Carduelis cannabina</i>

Effekter av störningar på fåglar

- en kunskapssammanställning för bedömning av inverkan på Natura 2000-objekt och andra områden

Olika fågelarter är olika känsliga för störningar av mänskliga aktiviteter. Störningarna kan gälla för enskilda individer eller för populationen i stort och konsekvenserna kan bli ökad utvandring eller minskad överlevnad. Det gäller inte minst för fåglar som lever i öppna eller strandnära miljöer, vilka ofta är extra utsatta för störningar av olika slag, men det kan även avse fåglar som häckar i kolonier eller de som finner föda och häckar i nu sällsynta miljöer.

Det kontinuerliga bakgrundsbruset som uppstår längs våra motorvägar skapar en ständig ljudmatta, som försvårar för fåglarna att kommunicera och uppfatta ljud i omgivningen.

För många typer av störningar som redovisas i denna rapport har få eller inga vetenskapliga studier gjorts av hur fåglar och deras livsbetingelser påverkas av olika mänskliga aktiviteter i det moderna samhället. Det finns därför ett behov av forskning för att utöka kunskaperna om hur fåglar påverkas av yttre störningar.