

851

NINA Rapport

Kunnskapsoversikt over effekter av forstyrrelser på fugler: Innspill til forvaltningsplaner for Lista- og Jærstrendene

Arne Follestad



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Kunnskapsoversikt over effekter av forstyrrelser på fugler: Innspill til forvaltningsplaner for Lista- og Jærstrendene.

Arne Follestad

Follestad, A. 2012. Innspill til forvaltningsplaner for Lista- og Jærstrendene: Kunnskapsoversikt over effekter av forstyrrelser på fugler - NINA Rapport 851: 45 s.

Trondheim juni 2012

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2446-8

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Arne Follestad

KVALITETSSIKRET AV

Ole Reitan

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Signe Nybø (sign.)

OPPDRAGSGIVERE

Fylkesmannen i Rogaland og Fylkesmannen i Vest-Agder

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Vegard Ankarstrand (FMRO) og Torbjørn Danielsen (FMVA)

FORSIDEBILDE

Fritidsaktiviteter på Jærstrendene (Foto: Fylkesmannen i Rogaland)

NØKKEWORD

Jæren, Lista, våtmarksfugler, sjøfugler, effekter av forstyrrelser, vannsport, litteraturstudium

KEY WORDS

Jæren, Lista, waterbirds, seabirds, effects of disturbance, water sport, review

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkellgården

2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

Sammendrag

Follestad, A. 2012.: Kunnskapsoversikt over effekter av forstyrrelser på fugler: Innspill til forvaltningsplaner for Lista- og Jærstrendene. - NINA Rapport 851, 45 s.

I denne rapporten gis en sammenstilling av publisert kunnskap om hvordan forstyrrelser kan påvirke fugler. Den har et særlig fokus på hvordan ulike former for friluftaktiviteter kan innvirke på fugler av ulike arter, fra atferd, antall og fordelingsmønster til effekter på overlevelse og reproduksjon. Hensikten er å gi forvaltningen et bedre grunnlag til å vurdere hvordan ulike friluftaktiviteter kan påvirke fuglelivet i verneområder, i første rekke på Jæren og Lista.

Mange fugler blir forstyrret av vår tilstedeværelse og våre aktiviteter. Noen fuglearter holder som regel god avstand til menneskelig aktivitet knyttet til menneskeskapte strukturer som bilveger, jernbane, byer og tettsteder og vindkraftverk, mens andre forekommer helt inntil. Bil- og båttrafikk, fly, jakt, fotgjengere og andre aktiviteter kan skremme en del arter og hindre dem i å ta i bruk områder de ellers hadde villet benyttet for næringssøk, hekking, hvile og overnatting.

Effekter av forstyrrelse kan ofte vise seg på lang avstand, og direkte effekter av støy er vist mellom 40 og 4800 meter. Indirekte effekter kan også oppstå på lang avstand dersom fugler trenger seg sammen på uforstyrrede områder. I noen tilfeller kan et forstyrret område bli et s.k. sink-område, der dødeligheten er større enn reproduksjonen. For å opprette en levedyktig bestand i dette området, er en da avhengig av at andre individer trekker inn i det. Når effekter av inngrep eller forstyrrelse skal vurderes, må en derfor vurdere et betydelig større område enn det som påvirkes rent fysisk.

I noen tilfeller kan en fugl være svært var for forstyrrelser, og påvirkes av en enslig fotgjenger, en enkelt båt eller støy like over bakgrunnsstøyen. For andre arter er det vanskelig å påvise (synlige) effekter av selv kraftige forstyrrelser, men selv om de ser rolige ut, kan de være stresset. Dette kan medføre økt energiforbruk, og hos noen arter kan dette være kritisk i f.eks. rugperioden eller under trekket. Noen arter kan også opptre i større tettheter nær en kilde til forstyrrelse.

En fotgjenger forstyrrer generelt mer enn en bil, et fly eller en båt. Hunder utgjør en ekstra forstyrrende faktor, selv om de holdes i bånd. Byggearbeider kan forstyrre fuglelivet, men etter som påvirkningen ofte har kort varighet, antas ofte de langsiktige effekter å være begrensede.

Ulike arter reagerer forskjellig på forstyrrelser. Høy følsomhet for forstyrrelser kan beskrives som en reaksjon på langt hold av selv en liten forstyrrelse eller ved lavt støynivå. Mer relevant fra et verneperspektiv er likevel å definere følsomhet for forstyrrelse ut fra hvor alvorlige effekter den vil få for et individ eller en populasjon i forhold til økt utvandring eller redusert overlevelse, reproduksjon eller bestandsstørrelse. Slike effekter kan forventes for fugler (etter Helldin 2004):

- Som er knyttet til miljøer som er ekstra utsatt for forstyrrelser, som åpne eller strandnære habitater
- Som er knyttet til sjeldne naturtyper (det er langt til neste egnede område)
- Som er sjeldne
- Som hekker i kolonier
- Som har egg eller unger som er sårbare hvis de blir forlatt ubeskyttet
- Som opplever dårlig næringstilgang

Arter som regnes som mest følsomme for forstyrrelser, er særlig skarver, lommer, svaner, gjess, ender, rovfugler, vadere, måker og terner.

Følsomheten av forstyrrelser vil variere med en rekke faktorer, som vær, habitat, landskapets utforming, forekomst av reirpredatorer, tidligere erfaringer med mennesker og hva fuglene normalt blir utsatt for av forstyrrelser. Den kan også variere gjennom døgnet og året, og med kjønn og alder. Det kan derfor være vanskelig å sette universelle grenseverdier for forstyrrelser.

Effektene av gjentatt eller kontinuerlig forstyrrelse er vanskelige å forutsi. Disse kan lede til en habituering (tilvenning) eller motsatt, til en forhøyet følsomhet (sensibilisering). Det kan senere medføre at områder med mye forstyrrelse kan unnvikes helt av enkelte arter, slik at tilgjengelig habitat blir redusert for disse.

Det er i mange tilfeller mulig å redusere effektene av menneskelig aktivitet. Tiltak mot forstyrrelser som nevnes i litteraturen omfatter:

- Skjerming
- Informasjon til besøkende
- Kanalisering/samlokalisering
- Ferdselsforbud og jaktforbud
- Etablering av alternative områder (kompensasjonsområder)

Kunnskapsnivået varierer for ulike former for forstyrrelse. Det finnes flere studier knyttet til vindkraft, friluftsliv, jakt, fiske, båttrafikk og biltrafikk. Togtrafikk, terrengkjøring, ekstremporter, sprengning, støy og andre forstyrrelser knyttet til industri, jord- og skogbruk er studert i betydelig mindre grad. Effekter på populasjonsnivå er bare i liten grad studert og dokumentert. Det mangler mye grunnleggende kunnskap om hvordan fugler reagerer på forstyrrelser, og om effektene av avbøtende tiltak. For nye friluftformer som vannsport (surfing, brettseiling, kiting) er det foreløpig bare gjennomført et fåtall studier.

Arne Follestad, NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim. arne.follestad@nina.no.

Abstract

Follestad, A. 2012. Review of disturbance effects on birds: Background for management plans for the beaches at Lista and Jæren. - NINA Rapport 851, 45 pp.

This report presents a synthesis of existing knowledge about the effects of disturbance on birds. The intention is that the knowledge thus assembled should be of use in assessing encroachments and other pressures on protected areas, especially at the beaches at Lista and Jæren, but it is of course also applicable to other natural areas.

Some bird species seem reluctant to remain in the vicinity of roads and trails, as well as wind farms and railways. Similarly, off-road driving, forestry operations, aircraft, boating, hunting and walkers can scare individuals of 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 4800m 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 severely affected by disturbance, and some even show higher densities close to the sources of disturbance.

Generally, 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.

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 or seashore 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.

Arne Follestad, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim. arne.follestad@nina.no.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	6
Forord	7
1 Innledning.....	8
2 Metodikk for litteraturstudie.....	9
3 Generelt om effekter av forstyrrelser.	10
3.1 Hvorfor blir fugler forstyrret?	10
3.2 Hvordan reagerer fugler på forstyrrelse?	10
3.3 Hvorfor reagerer fugler på forstyrrelse?	13
3.4 Følsomhet for forstyrrelser og grenseverdier	13
3.5 Stress	15
3.6 Kumulative effekter og tilvenning	16
3.7 Landskapsøkologiske aspekter på bevaring	17
3.8 Effekter av forstyrning vs. andre effekter	18
3.9 Avbøtende tiltak	19
4 Effekter av ulike kilder til forstyrrelser.....	21
4.1 Friluftsliv	21
4.1.1 Allmenn ferdsel	21
4.1.2 (Øko)turisme	23
4.1.3 Hunder, hester, etc.	25
4.1.4 Fuglekikking/ fotografering.....	28
4.1.5 Fisking fra land.....	28
4.1.6 Båter og brettbaserte vannsporter	29
4.1.7 Jakt.....	30
4.1.8 Andre forstyrrelser	30
5 Effekter av forstyrrelser på ulike fuglearter	34
6 Hvilke effekter bør vurderes?.....	36
7 Referanser.....	38
Newsome, D., Dowling, K.R. & Moore, S.A. 2005. Wildlife Tourism (Aspects of Tourism) (Paper-back). – Channel View Publications. Cromwell Press, Clevedon.....	43

Forord

Lista og Jærstrendene er blant de viktigste våtmarksøkosystemene for fugler i Norge og Nord-Europa, og begge er med på en oversikt over 52 viktige fugleområder i Norge (Lislevand 2000). I begge områdene hekker, trekker og overvintrer store mengder fugler. Flere områder er nå vernet for å sikre at fuglene får tilstrekkelig ro i sårbare perioder. De samme områdene er også svært populære tur- og aktivitetsområder for store brukergrupper, og innenfor noen områder er det derfor forbud mot noen aktiviteter hele eller deler av året for å sikre verneverdiene.

Vern etter naturmangfoldloven innebærer restriksjoner på hvordan områdene kan brukes til ulike formål for å sikre verneverdiene. I de 15 fuglefredingsområdene i sjø på Lista og Jæren er det restriksjoner på flere aktiviteter hele eller deler av året. Bølgesurfing, vindsurfing og kiting har vært svært omstridte aktiviteter. Restriksjonene har ført til protester fra flere interessegrupper, mens det fra naturvernhold er satt fram krav om enda strengere restriksjoner.

Fylkesmennene i Vest-Agder og Rogaland har ønsket en dokumentasjon av effekter og konsekvenser av ulike menneskelige aktiviteter i viktige fugleområder. Denne rapporten er en del av et forprosjekt for å sammenstille relevant faglig dokumentasjon om forstyrrelseffekter gjennom litteratursøk. Litteraturstudien bygger delvis på tidligere litteraturstudier utført av Fylkesmannen i Rogaland for Jærstrendene (Tysse 1998, Lamberg 1988, 2004). Avslutningsvis gis en skisse til temaer for videreføring for en oppfølgende undersøkelse av forholdet mellom friluftsliv og forstyrrelse av fugler.

Prosjektet vil bidra til en **kunnskapsbasert forvaltning** av de aktuelle verneområdene, der vern av sårbare våtmarksøkosystemer er det sentrale, men der også menneskelig bruk og opplevelse står og har stått sterkt lenge. Det vil si at konfliktpotensialet mellom bruk og vern er til stede. I den grad det er behov for å regulere deler av fritidsbruken av området, så viser erfaringer at reell kunnskap om miljøeffekter av bruk er avgjørende for å legitimere og få aksept for eventuell strengere regulering. Bruk av føre-var-prinsippet uten dokumentasjon av miljøeffekter, kan lett forsterke en konflikt. Forvaltningsidealet er gjerne å imøtekomme brukerinteresser så langt råd er (i forhold til verneformålet), og ofte kan kunnskap om bruken, brukerne og økologisk sårbarhet gi grunnlag for å imøtekomme flere interesser gjennom ulike tiltak (kanalisering, sonering, tidsregulering, informasjon m.m.), se f.eks. Hagen et al. (2011) og Gundersen et al. (2011).

Arne Follestad
Trondheim, juni 2012

1 Innledning

Konflikten mellom dyreliv (fugler og pattedyr) og friluftsliv er mangfoldig, og internasjonalt er det publisert en lang rekke artikler og rapporter. I denne rapporten gjøres en sammenstilling av tilgjengelig kunnskap om effekter av forstyrrelser fugler, med et spesielt fokus på friluftsjaktaktiviteter som foregår eller er aktuelle i verneområder på Lista og Jærstrendene og de våtmarksfuglene som benytter seg av disse områdene.

Mye av den aktuelle litteraturen er ikke tilgjengelig gjennom de vanlige litteratursøkekanalene, men foreligger som "grålitteratur". Dette inkluderer artikler i tidsskrifter som ikke er representert i vitenskapelige søkebasen, ulike rapporter og sammendrag, presentasjoner og artikler fra ulike konferanser, seminarer og workshops mm.

Etter det siste århundrets økende utnyttelse og storstilte forandring av landskapet gjenstår i dag for mange arter kun begrensede områder med egnet habitat. Verdien av å bevare disse områdene er derfor stor, og det legges mye innsats i å unngå ytterligere tap av slike naturtyper og habitater, og en fragmentering av dem. Mange naturområder er vernet mot ytterligere tekniske inngrep som kan redusere naturverdiene. Samtidig forekommer et økende trykk mot slike fredede områder, der nettopp deres unike karakter som urørte og uforstyrrede områder gjør dem attraktive for ulike former for friluftsliv og naturstudier.

Mange verdifulle naturområder ligger ved sjøer eller langs kysten, der det er økende interesse for ulike former for både motoriserte og ikke-motoriserte friluftsjaktaktiviteter, vindkraftanlegg m.m. Motortrafikk, enten det er langs veier, i terrenget eller i lufta, øker kraftig og medfører økt støy-nivå. Dette kan føre til forstyrrelser i fredede områder, selv om aktiviteten skjer utenfor verne-grensene (Kleven et al. 2006).

Spørsmål om hvordan forstyrrelser påvirker dyr har fått en del oppmerksomhet innen naturvern og forskning de siste tiårene (f.eks. Götmark 1989, Hockin et al. 1992, Madsen & Fox 1995, Spellerberg 1998, Reitan & Follestad 2001), og problemene antas fortsatt å være økende. Forstyrrelser kan hindre dyr i å utnytte noen lokaliteter og ressurser, noe som i praksis betyr tap av tilgjengelig habitat eller fragmentering. Noen former for forstyrrelser kan derfor medføre like store effekter som reelle tap av habitater (som ved bygging av hus/fabrikker, infrastruktur m.m.). En viktig forskjell i forhold til denne type inngrep, er at effektene raskt kan reverseres dersom kilden til forstyrrelsen opphører.

Alle verneområder har i dag et sett av bestemmelser som regulerer eller begrenser menneskelig aktivitet i eller nær inntil verneområdet, ofte i varierende grad avhengig av verneform. Her skal myndighetene sikre at forstyrrelsene ikke på en urimelig måte kommer i konflikt med verneformålet. Det er derfor et behov for å bedømme hvilke effekter som kan forventes ved ulike former for menneskelig aktivitet, som ved en økning i friluftsjaktaktiviteter eller kommersiell utnyttelse av et område for f.eks. turer, fugletitting/-fotografering, camping, bading, fritidsfiske eller ulike former for vannsport, og dermed en økende besøksfrekvens for hele eller deler av området, jakt, eller annen virksomhet i området.

Kunnskap om hvordan ulike former for forstyrrelser vil påvirke biologiske verdier kommer derfor sannsynligvis i stigende grad til å bli etterspurt i fremtiden, og dermed også kunnskap om hvordan vi f.eks. kan legge til rette for en økning i friluftsliv og turisme uten at det går ut over dyre- og planteliv. Forstyrrelser er nevnt flere steder i EUs fugle- og habitatdirektiv, og det stilles strenge krav til medlemslandene om at de skal unngå store inngrep eller forstyrrende aktiviteter, for å sikre livskraftige bestander av først og fremst de fugleartene som utgjør mye av grunnlaget for vern av de enkelte områdene.

2 Metodikk for litteraturstudie

Denne rapporten er en sammenstilling av litteratur om effektene av ulike former for menneskelige forstyrrelser på fugler, med et særlig fokus på fritidsaktiviteter. Man kan definere begrepet forstyrrelse på flere måter, men denne rapporten anvendes i stor grad definisjonen "en menneskelig aktivitet eller inngrep som medfører at et dyr reagerer på en slik måte at det blir skremt bort fra eller utestenges fra noe som er viktig for individets eller avkommets fortsatte eksistens" (fra Helldin 2004), modifisert etter Andersson 1980).

En rekke inngrep eller aktiviteter medfører fysiske endringer i habitatet. Dette faller utenom denne definisjonen av begrepet forstyrrelse, kanskje med et unntak for støy i anleggsperioden, og vil i liten grad bli omtalt i denne rapporten. Det finnes mange publikasjoner som omtaler forstyrrelser som følge av vindkraftverk, kraftledninger, anleggsarbeid, aktiviteter innen landbruk og skogbruk, annen terrengtrafikk, trafikk langs veier og jernbane.

Litteratursøket inkluderer særlig vitenskapelige artikler gjennom tilgjengelige litteraturdatabaser, og gjennomgang av tidligere rapporter og reviewarbeider. Tidligere oversikter over effekter av forstyrrelser på fugler er beskrevet av Hockin et al. (1992), som først og fremst beskriver effekter av menneskelig tilstedeværelse, friluftsliv, båttrafikk, jakt og industriell virksomhet. Boyle & Samson (1985) og Götmark (1989) og Vistad et al. (2008) tok særlig for seg effekter av friluftsliv/ferdsel på fuglefaunaen, og til en viss grad også båttrafikk og flyging. Helldin (2004) summerer videre effekter av jakt, med referanse til Gerell (1986), Madsen et al. (1995b), Madsen & Fox (1995). Kjente effekter av støy er summert av Hill (1992), Radle (1998), Kleven et al. (2006) og Vistad et al. (2007). I en stor litteraturoversikt over økologiske effekter av veger og kraftledninger beskrev også Jalkotzy et al. (1997) bl.a. forstyrrelser på fugler. Konflikten vindkraft og fugler er sammenfattet av bl.a. Clausager & Nøhr (1995) og Langston & Pullan (2003), men se også May & Bevinger (2011).

Det finnes en del studier av effekter av forstyrrelser fra forskningsaktiviteter (som f.eks. besøk ved reir og tellinger fra fly, se bl.a. Götmark 1992). Disse er av Helldin (2004) inkludert bare dersom forstyrrelsene fra dette gir seg uttrykk på en måte som kan være sammenlignbar med annen aktivitet som denne rapporten har fokus på. Effekter av hyttebygging er heller ikke tatt med, ettersom dette vil ha liten relevans for verneområder, men økende utbygging av hytter eller andre fritidsboliger, campingplasser m.m. kan likevel ha betydning for verneområder dersom dette medfører økt fritidsaktivitet i eller nær inntil et verneområde. Men da er det forstyrrelsene fra disse aktivitetene som er relevante å vurdere, ikke hyttefeltet eller campingplassen i seg selv.

Litteraturlisten vil på ingen måte være fullstendig, ettersom mange artikler og rapporter er inkludert og summert i andre sammenstillinger og reviewarbeider, som de som er nevnt ovenfor. Den er derfor ikke en fullstendig bibliografi, men tar med artikler og rapporter som anses som relevante for denne rapporten.

3 Generelt om effekter av forstyrrelser.

3.1 Hvorfor blir fugler forstyrret?

Fugler kan forstyrres av ulike lyd- eller synsinntrykk, kanskje også av vibrasjoner i bakken. Det er ulike grunner til at fugler reagerer. De kan oppfatte inntrykket som en umiddelbar fare, som f.eks. en trussel fra en predator (Fox & Madsen 1997, Frid & Dill 2002). Kortvarige menneskeskapte forstyrrelser - som et brak, et kjøretøy eller en nærgående fuglefotograf - kan også skape slike reaksjoner, selv om de ikke medfører en umiddelbar fare. Fuglene blir vaksomme og kan fly av gårde, og la egg eller unger bli liggende ubeskyttet tilbake. Slike reaksjoner kan ha blitt forsterket i tidens løp ved at mennesket har jaktet. Fugler kan derfor reagere kraftigere på en fotgjenger enn f.eks. en bil (f.eks. Holmes et al. 1993, Klein 1993), og arter som er jaktet viser ofte de kraftigste reaksjonene (f.eks. ender, gjess og rovfugler, Madsen 1998b).

Om forstyrrelsen er mer kontinuerlig, blir fuglene habituert/tilvente og blir knapt nok skremte. En vedvarende bakgrunnsstøy, som fra biltrafikk langs en vei, skaper et vedvarende støybilde som gjør det vanskeligere for fuglene å kommunisere og oppfatte andre lyder i omgivelsene (bl.a. Reijnen & Foppen 1994). Det kan også gjøre det vanskeligere for fuglene å oppdage predatorer. I slike tilfeller kan fuglene enten venne seg til disse problemene, og kanskje leve med dem, eller velge å forlate området (for effekter av bilstøy, se f.eks. Reijnen & Foppen 1994, Røv et al. 2004). I noen tilfeller får forstyrrelsen ingen eller få (synlige) atferdsmessige reaksjoner, men kan likevel måles på redusert overlevelse, reproduksjon eller populasjonstetthet.

Mange har diskutert de biologiske årsakene til effektene av forstyrrelser (se f.eks. Gill et al. 2001, Frid & Dill 2002), men det mangler fortsatt mye kunnskap om dette. F.eks. vet man lite om hvorfor fugler reagerer på støy, selv om problemet har vært viet oppmerksomhet siden 1970-tallet (Radle 1998).

Problemet har vært forsøkt studert eksperimentelt først og fremst i forbindelse med skremningsforsøk (f.eks. for å beskytte avlinger, eller å jage fugler vekk fra flyplasser for å forhindre kollisjoner med fly), men det er vanskelig å dra noen konklusjoner i forhold til økologiske effekter fra disse studiene (se Götmark 2004). Grunnleggende kunnskaper om fuglenes artsspesifikke reaksjonsmønster er ofte nødvendige for å kunne generalisere, for å kunne forutsi effekter av nye former for påvirkning og for å kunne foreslå effektive avbøtende tiltak.

3.2 Hvordan reagerer fugler på forstyrrelse?

Normalt oppfatter mange at en fugl er blitt forstyrret først når vår aktivitet fører til at fugler trekker seg unna, enten ved å lette og fly vekk eller ved å gå/springe eller svømme/dykke vekk fra oss. Effekter eller konsekvenser av dette kan variere i svært stor grad, men det vil som regel være vanskelig å vurdere der og da.

Fugler kan også reagere **fysiologisk** på vår aktivitet på en måte som vi vanskelig kan oppfatte. En ærfugl som ligger på reir og ruger, vil i mange tilfeller bli liggende selv om et menneske nærmer seg reiret. Dette kan vi oppfatte som at fuglen ikke er forstyrret, men det kan være langt fra tilfelle. Forsøk med rugende ærfugler har tvert om vist at nærgående mennesker stresser den rugende fuglen, som kan øke hjerteslagsfrekvensen 3-4 ganger over det normale (Gabrielsen 1987, se **tekstboks 1**).

Forstyrrelser og provokasjoner av mennesker og rovdyr, og gjentatt varming av egg som har vært forlatt en tid, vil medføre ekstra kostnader for ærfuglhunnen. En økning i aktivitetsnivået på ca. 10 % vil medføre et ekstra vekttap på 4-5 gram kroppsmasse pr dag, og over tid kan dette medføre at ærfuglene må avbryte rugingen for å berge seg selv.

Undersøkelsene ble gjennomført på Svalbard, der mange fugler ikke er vant til å bli forstyrret av mennesker, samtidig som det er få rovdyr der. På fastlandet viser ærfuglene en mye sterkere trykkeatferd. Det er derfor usikkert hvordan rugende ærfugler - og andre arter - på Lista og Jærstrendene vil reagere på menneskelig aktivitet. Reaksjonsmønsteret vil nok variere med i hvor stor grad fuglene er vant med menneskelig tilstedeværelse og aktivitet.

Fluktatferden vil variere bl.a. med værforholdene, og dette er en viktig årsak til at måling av fluktavstand er kritisert som metode for å vurdere hvor forstyrret en fugl er (Blumstein et al. 2003, Lausen et al. 2008) Når det er nødvendig å spare energi, som i sterk kulde eller med generelt dårlig næringstilgang, kan det lønne seg for fuglene å være mer "tolerante" overfor mennesker. Dette betyr dermed ikke at fugler som tilsynelatende ser upåvirket ut av vår aktivitet, ikke kan vise en atferdsmessig eller fysiologisk respons. Noen fugler kan tvert om være nesten på "kokepunktet" når konfliktnivået blir stort, før de utviser en fluktrespons og rømmer unna.

I noen tilfeller kan fravær av fugler i et område også være en respons på vår tilstedeværelse og aktivitet. Dette har vi vanskelig for å registrere, slik at registrerte responser vil alltid være mindre enn reelle responser.

Tekstboks 1

Fysiologiske reaksjoner på forstyrrelser hos ærfugl på Svalbard.

(fra Gabrielsen (1987))

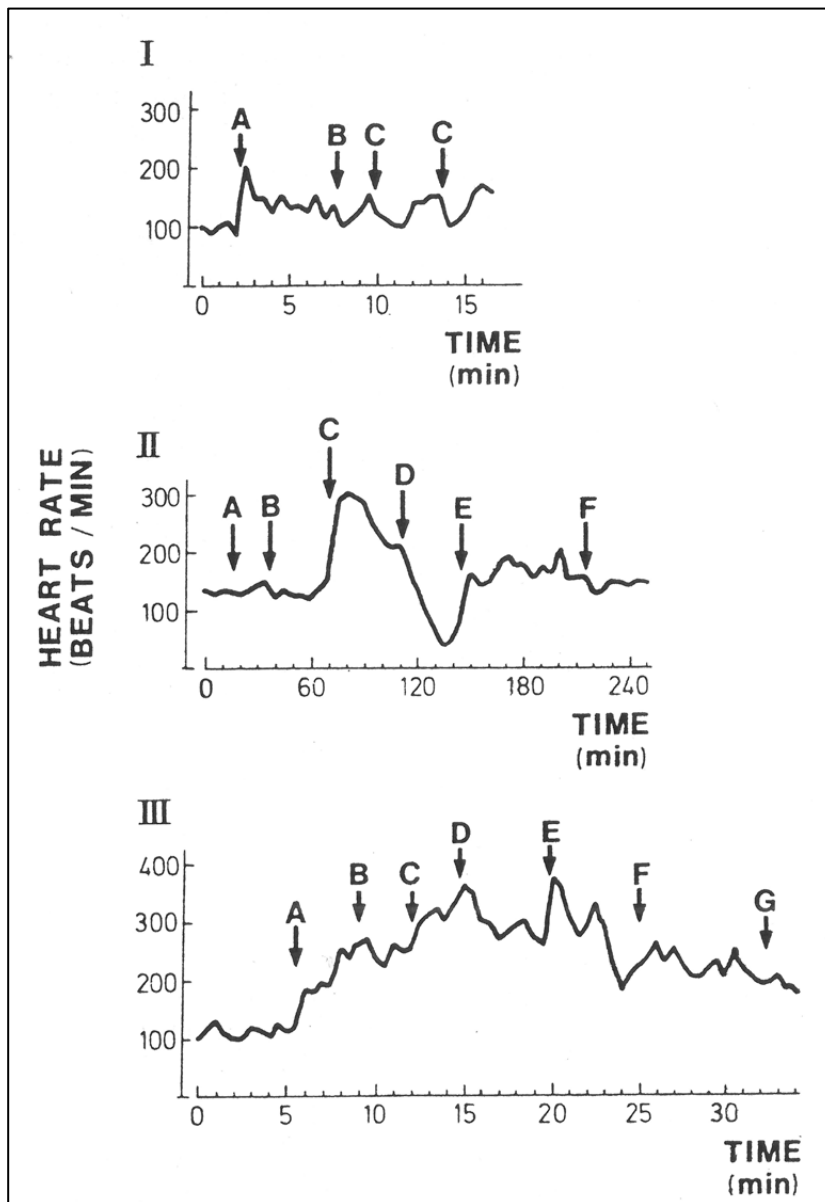
Ville rugende og uforstyrrede ærfugler hadde en hjertefrekvens på mellom 90-110 hjerteslag og pustet mellom 14-16 ganger pr minutt. Puste- og hjertefrekvensen endret seg når fuglene ble utsatt for syns- og lydinntrykk. Syn av og rop fra mennesker resulterte i forsøkene alltid i en orienteringsrespons ("hva var det?"), som ble fulgt av 2-3 ganger økning i hjertefrekvensen (200-300 hjerteslag pr minutt) i 5-15 sekunder.

Forsøket på Svalbard ble gjennomført på ærfugler som hekket på en holme og nær Ny-Ålesund, og de viste ulike atferdsresponser (Figur 3.1). Ærfuglene ved Ny-Ålesund utviste trykkeatferd, hodet mot kroppen og øynene åpne. De hadde kort fluktavstand ved at de ikke gikk av reiret før personen var under en meter fra reiret. Trykkeatferden ble fulgt av 20 % senking av hjertefrekvensen idet personen beveget seg vekk fra reiret.

Ærfuglene på holmen hekket tett sammen, og reagerte svært forskjellig fra ærfuglene ved Ny-Ålesund. Det ble registrert en dobling i hjertefrekvensen allerede når båten var 100-200 meter fra holmen. Samtidig viste fuglene fluktatferd, urolig med hevet hode og åpne øyne. Fluktatferd og høy hjertefrekvens (200-300 hjerteslag pr minutt) kunne også registreres når menneskene gikk på land. Idet de var 15-30 meter unna gikk fuglen av reiret. Fluktresponsen var etterfulgt av høy hjertefrekvens (Fig 3.1) så lenge personene var på øya.

Energiforbruk

Energiforbruket til to rugende ærfuglhunner viste at metabolismen under ruging var lik hvilemetabolismen. Til tross for at fuglene er inne i en sulteperiode, hvor de ikke spiser på 25-30 dager, reduserer de ikke energiforbruket til under hvilemetabolismen, som tidligere antatt. Fuglene må opprettholde konstant tilførsel av varme til eggene. De tærer på kroppsreservene og taper ca. 40 % av kroppsvekten. Ved ikke å forlate reiret, og dermed redusere sjansen for at eggene blir predatert, reduserer de energiforbruket og taper bare ca 25 gram kroppsmasse pr. dag.



Figur 3.1. Reaksjoner hos rugende ærfugl på menneskelig forstyrrelse, fra Gabrielsen (1987).
I: Hjerterefrekvensrespons hos en rugende ærfugl (nær Ny-Ålesund) ved provokasjon av en person som går mot fuglen på reir. (A) Fuglen oppdager personen. (B) Personen nærmer seg reiret, passerer i en avstand av ca. 5 m fra fuglen. (C) Personen går på ny mot reiret.
II: Hjerterefrekvensrespons hos en rugende ærfugl (nær Ny-Ålesund) ved provokasjon av helikopter, bil og mennesker mot fuglen på reir. (A) Helikopteret starter opp i en avstand av 500 m fra reiret. (B) Helikopteret flyr over reirområdet i en høyde av 50-100 m. (C) En bil kommer kjørende, to personer stiger ut av bilen. (D) To personer beveger seg mot reiret. (E) Personene passerer forbi reiret i en avstand av 3-5 m. (F) Bilen kjører ut av området.
III: Hjerterefrekvensrespons hos en rugende ærfugl (Mietholmen) ved en provokasjon utført av mennesker mot fuglen på reir. (A) Fuglen oppdager båten (åpen) med mennesker i en avstand av 100-150 m fra holmen. (B) Båten går i skjul, fuglen kan ikke se menneskene. (C) Ærfuglen oppdager en person som beveger seg mot reiret. (D) Ærfuglen går av reiret idet personen er 15 m fra, men legger seg raskt på igjen idet personen snur og går ut av området. (E) Ærfuglen forlater reiret igjen idet personen er 20 m fra. (F) Ærfuglen oppdager menneskene som er i ferd med å forlate holmen i båten. (G) Båten befinner seg ca. 100 m fra holmen, området forlates.

Flere arter har en nesten utrolig evne til å tilpasse seg vår tilstedeværelse. Grågås er normalt en meget sky og forsiktig art, men kan likevel tilpasse seg en betydelig menneskelig aktivitet og høyt støynivå så lenge denne ikke er rettet direkte mot gjessene. Dette gjelder både kraftige knall fra gasskanoner som skal skremme dem vekk fra dyrket mark og vedvarende, kraftig støy fra store fly som ruser motorene før avgang bare 20-30 meter fra beitende gjess på Fornebu (egne obs.).

Under jakta, før gjessene har fullført veksten av nye vingefjær, er de derimot mer sky og forsiktige enn ellers i året når de har full flygekapasitet. Likevel vil de noen ganger i starten av jakta ikke lette selv om det avfyres skudd like i nærheten. De vil strekke hals og være på vakt, men ser de ikke kilden til støyen (skuddet), roer de seg ganske fort. Men dersom skuddet etterfølges av flere skudd eller synet av en jeger, vil de straks stikke av.

Fugler og pattedyrs reaksjoner på støy og andre forstyrrelser kan variere fra art til art (Gladwin et al. 1988, Mancini et al. 1988, Knight & Gutzwiller 1995). Artsvise forskjeller vil i mange tilfeller kunne forklares ved forskjeller i kroppsstørrelse, forplantningsbiologi, atferd, fysiologi, leveområder og aktuelle predatorer. Det kan også være variasjon innen en art, f.eks. som følge av kjønnsfordeling, gruppestørrelse, reproduksjonsstatus, forutgående aktivitet og årstid (Mancini et al. 1988).

Generelt ser det ut til at dyrearter som lever i åpne områder er mer følsomme for fly og flystøy enn arter som lever i skog og andre biotoper som gir godt skjul (Smith & Visser 1984). Fugler synes også å være mer følsomme enn pattedyr (Mancini et al. 1988).

3.3 Hvorfor reagerer fugler på forstyrrelse?

Dyrs reaksjonsmønster på ulike trusselfaktorer er resultatet av en evolusjonær prosess hvor atferdsmønster og reaksjonsformer er selektert slik at det enkelte individ kan øke sin overlevelses-evne og dermed også sin reproduksjonsevne. De individene som reagerer og unngår trusselen, får reproduisert, mens de som ikke reagerer, kan dø. Mange dyr og fugler har evnen til å venne seg til støy og aktiviteter som ikke rettes mot dem, og som etter kortere eller lengre tid ikke forbindes med noen fare (Krebs & Davies 1989). Tilvenning til "ufarlige" stimuli kan betraktes som en energisparende strategi som bedrer dyras tilpasningsevne til gitte miljøbetingelser (se diskusjon i Berntsen et al. 1996). Som regel er både syn og hørsel involvert når et individ evaluerer en truselsituasjon, og reaksjonsformene er gjerne hensiktsmessige i forhold til trusselfaktorer som rovdyr, som har vært dominerende i artens utviklingshistorie.

Mye tyder på at dyr generelt viser større toleranse for mekanisk støy og tekniske forstyrrelsesfaktorer enn for rent biologiske trusselbilder som rovdyr eller mennesker (se f.eks. Gladwin et al. 1988, Mancini et al. 1988, Langvatn & Andersen 1991, Langvatn 1992, Andersen et al. 1994, Berntsen et al. 1996). For hjortedyr foreligger det en rekke undersøkelser som indikerer at de lettere habituerer til (venner seg til) mekanisk støy enn til biologiske trusler (se referanser i Berntsen et al. 1996).

3.4 Følsomhet for forstyrrelser og grenseverdier

Ulike arter har forskjellig følsomhet for forstyrrelser (Busnel & Fletcher 1978, Klein et al. 1995, Blumstein et al. 2003). Man kan her skille mellom ulike typer av følsomhet for forstyrrelser. Noen dyr reagerer allerede ved en svak forstyrrelse, på langt hold eller ved lave lydnivåer. Dette kan skyldes at forstyrrelsen kan få alvorlige følger for individet. Det kan være tilfelle når f.eks. egg eller unger ikke tåler lengre fravær av foreldrene, noe som kan skje ved høye tettheter av predatorer eller ugunstige værforhold (Webb 1987). Det kan også bli alvorlige følger dersom dyret allerede er under et fysiologisk stress på grunn av f.eks. sult eller kulde (Evans & Day 2002, West et al. 2002). Individuer av en art kan også være følsomme for forstyrrelser dersom arten er avhengig av et habitat som er ekstra utsatt for forstyrrende aktiviteter (som sandstrender og bergvegger), eller et habitat som er sjeldent, slik at det er få alternative områder dersom

den blir forstyrret. På samme måte kan følsomhet for forstyrrelser gi seg utslag dersom en populasjon allerede er svak på grunn av andre årsaker, f.eks. ved at den befinner seg på grensen av artens utbredelsesområde, eller er utsatt for andre trusler.

Særlig viktig å vurdere er forstyrrelser som kan ha betydelige konsekvenser på populasjonsnivå (Gill et al. 1996). Slike konsekvenser kan være redusert populasjonstetthet eller at populasjonen blir en sink, dvs dødeligheten overstiger reproduksjonen, slik at den blir avhengig av innvandring fra nærliggende populasjoner.

Selv om populasjonstettheten helst bør måles direkte, kan man anta at forandringer i individenes kroppskondisjon, reproduksjonssuksess og mortalitetsrisiko er gode indikatorer på forandringer også på populasjonsnivå. Det kan imidlertid være både vanskelig og tidkrevende, og Hill et al. (1997) påpeker mangelen på slike studier. I stedet er ofte reaksjonsavstand eller nivået på reaksjonen benyttet som et mål på følsomhet for forstyrrelser (et godt eksempel er gitt nedenfor). Avstandene eller nivåene er siden benyttet for å vurdere behovet de enkelte artene har for beskyttelse og for å opprette verneområder eller buffersoner rundt disse (Burger 1981, Tuite et al. 1984, Klein et al. 1995, Rodgers & Smith 1997).

Ved å måle bare reaksjonsavstand vil man imidlertid bare kunne studere effekten av en forstyrrelse på atferd og fordelingsmønster for individene, med den risiko det kan medføre for å trekke feil konklusjoner. Det kan f.eks. skje at en art viser en større atferdsmessig toleranse overfor menneskelig forstyrrelse, fordi individene mangler alternative områder (refugier) å flytte seg til, slik at de blir bundet til stedet, eller at de er i for dårlig kondisjon til å kunne reagere. Da blir det de individene som atferdsmessig reagerer svakest som risikerer å bli mest påvirket (Gill et al. 2001, Stillman & Goss-Custard 2002).

Gjess har generelt vist seg å være følsomme for forstyrrelser. Hvitkinngås unnviker ofte områder opp til flere hundre meter rundt veger, kraftledninger, vindkraftverk eller områder med annen menneskelig aktivitet (Tydén et al. 1998, Kruckenberg et al. 1998, Kruckenberg & Jaene 1999). I løpet av de siste tiårene har slike menneskeskapt strukturer økt kraftig i antall, men likevel har gjessene økt i antall i Sverige (Lindell 2002). For hvitkinngåsa kan forstyrrelsene innebære kun en tilfeldig omfordeling, der områder med slik forstyrrelse utnyttes senere på sesongen (Percival 1993), men ikke utgjør noen egentlig trussel for bestanden.

Et motsatt eksempel kan være dvergterne, som er avhengig av langgrunne, vegetasjonsfrie strender for både hekking og næringssøk. Slike områder er ofte mye brukt av badegjester og fiskere. Menneskelig forstyrrelse medfører at ungekullene splittes opp og utsettes for predasjon, og arten går tilbake mange steder som følge av dette (Norman & Saunders 1969, Fasola et al. 2002). Til tross for dette viser ikke dvergterna noen utpreget skyhet overfor mennesker, noe som kan skyldes at det kan ta tid å utvikle fornuftige reaksjoner på en trussel.

Man skal følgelig være forsiktige med å trekke vidtrekkende konklusjoner ut fra de atferdsmessige reaksjoner fuglene kan vise i forhold til forstyrrelser. Det er likevel rimelig å anta at individuelle reaksjoner til slutt kan bety en eller annen form for påvirkning for populasjonen. Forstyrrelser kan påvirke fuglenes fysiologi (økt hjerterytme, endret metabolisme og hormonbalanse) og atferd (økt vaksomhet, panikk, flukt, se f.eks. Busnel & Fletcher 1978). Fuglene får over tid mindre tid til næringssøk, omsorg for egg og unger, fjærstell eller hvile, og de bruker mer energi på å forflytte seg. Til sammen kan dette medføre økt dødelighet eller nedsatt hekkesuksess, og true artens bevaringsstatus. En unnvikelse av forstyrrede områder, som innebærer tap av egnede leveområder, kan også medføre en redusert populasjonstetthet over et større område (Swenson 1979).

Selv i de tilfellene individer har en mulighet til å flytte til alternative og uforstyrrede områder (refugier), kan dette føre til økt konkurranse med andre individer av samme art, med andre arter, til økt predasjon, sykdomsspredning, eller til tetthetsavhengige effekter (Hill et al. 1997).

I tillegg til at følsomheten for forstyrrelse varierer mellom ulike arter, kan den også variere med en rekke andre faktorer i omgivelsene eller i fuglenes levesett. Både reaksjonen på og effektene av forstyrrelser kan bli kraftigere under ekstreme værforhold (Schueck & Marzluff 1995), ekstrem vannstand (Lafferty 2001a), eller ugunstige vindretninger (Pettersson 2002).

Fugler reagerer raskere på forstyrrelser i åpne miljøer (Fernández-Juricic et al. 2002), om det finnes uforstyrrede miljøer i nærheten (Blumstein et al. 2003), eller om populasjonen blir jaktet på (Madsen & Fox 1995). Effekten blir også påvirket av formen for forstyrrelse (Rodgers & Smith 1997) og dens intensitet (Cornelius et al. 2001). Biologiske faktorer spiller også en rolle, som f.eks. kjønn (Baydack & Hein 1987), alder (Stalmaster & Newman 1978), flokkstørrelse (Madsen 1985) og populasjonstetthet (Gill et al. 1996, Gutzwiller et al. 1998). Følsomheten overfor forstyrrelser varierer også med tidspunkt på døgnet (Delaney et al. 1999), tid på året (Richardson & Miller 1997), og på kumulative effekter av gjentatte forstyrrelser (se nedenfor).

Om man ikke tar hensyn til alle disse faktorene, kan man lett dra feil konklusjoner om en arts vernebehov (Schueck & Marzluff 1995). Variasjonen gjør det også svært vanskelig å fastsette grenseverdier for en forstyrrelse. Når grenseverdier likevel blir angitt i teksten, må de ses på som generelle responser.

3.5 Stress

Stress er et begrep som omfatter ulike symptomer eller reaksjoner på bl.a. værforhold, vannkvalitet, begrenset næringstilgang, sosiale forhold i en populasjon og forstyrrelser. Stress ved forstyrrelser kan inndeles i to hovedtyper (f.eks. Sturkie 1976):

- Kortvarig eller akutt stress: Kjennetegnes ved utskillelse av adrenalin fra binyremargen. Dette øker bl.a. puls, blodtrykk, blodsukkerinnhold og blodtilstrømning til hjertemuskulatur, lunger og skjelettmuskler. Dette er mekanismer som meget hurtig setter dyret i stand til å kjempe eller flykte, ved at kroppens fysiske ressurser blir mobilisert i en nødssituasjon. Akutt stress vil således være mekanismen bak en fluktreaksjon ved et angrep av en predator eller en annen form for forstyrrelse.
- Langtidsvirkende eller kronisk stress: Ved fullstendig aktivisering produserer binyrebarken flere steroide hormoner, bl.a. kortisol og kortikosteron, som er livsviktige for metabolismen av karbohydrater, protein, fett, elektrolytter og vann. Frigjøring av disse hormonene styres av et annet hormon, ACTH, som ofte blir produsert ved stress. Flere symptomer på stress kan dempes ved å frigjøre kortikoide hormoner, men det kan også medføre andre effekter, bl.a. ved at kortisol kan virke inn på og føre til avbrudd eller opphold i eggleggingen.

Måling av kardio- og nevrofysiologiske reaksjoner anses som særlig nyttige for å registrere spontane responser hos dyra, og responser som ikke gir atferdsmessige uttrykk (Berntsen et al. 1996). Slike spontane reaksjoner kalles ofte orienteringsrespons, og indikerer at dyret har oppfanget et stimulus som skjerper årvåkenheten (f.eks. Gabrielsen et al. 1985). Som kortvarig fenomen har dette neppe målbare, negative konsekvenser for dyra, og en rekke undersøkelser har vist at pattedyr etter hvert lærer å filtrere bort stimuli som erfaringsmessig ikke utgjør trusler (Manci et al. 1988). Kanskje er dette spesielt tilfelle overfor tekniske forstyrrelsesstimuli (Langvatn 1992, Andersen et al. 1994).

Forstyrrelser kan virke negativt inn på reproduksjonen hos ville fugler. Som regel skjer dette ved at forstyrrelsene reduserer mulighetene til næringsopptak, noe som kan resultere i redusert oppbygging av nødvendige næringsreserver før egglegging (Madsen & Pihl 1993, Madsen & Fox 1995).

Utsatt egglegging som følge av stresshormoner, bl.a. etter innfangning og håndtering, er kjent fra fugler i den tempererte sonen (Austheimer et al. 1995). Ved litteratursøk er det imidlertid ikke fun-

net publiserte arbeider som viderefører et økt stressnivå eller endringer i hormonbalansen som følge av akutt stress ved kortvarige forstyrrelser, til redusert egg- eller ungeproduksjon hos fugl og pattedyr. Et unntak her er tilfeller der en fluktreaksjon kan forårsake at fuglene forlater reiret eller hekkeplassen lenge nok til at predatorer kan komme til og forsyne seg av egg og unger, eller at disse får redusert overlevelse pga. nedkjøling.

Negative effekter på fugl kan i utgangspunktet først og fremst tenkes i noen få situasjoner hvor de vil være mer sårbare for forstyrrelser enn ellers i året. Dette gjelder i hekketiden, når fuglene har egg eller små unger, og i fjærfellingsperioden for andefugler, der de ikke er i stand til å fly i den perioden de skifter de store vingefjærene. De fleste fugler skifter gamle og slitte fjær gradvis for å beholde evnen til å fly hele tiden, mens andefugler og noen få andre grupper av fugl, skifter alle de store vingefjærene samtidig. I perioden hvor de ikke kan fly, vil de være mer sårbare overfor predasjon enn ellers i året, og søker da ofte til plasser hvor de kan være uforstyrret eller har gode muligheter for å stikke seg vekk ved forstyrrelser eller ved angrep fra predatorer.

Mange fugler vil trykke på reiret ved en forstyrrelse. Først når de vurderer faren for stor for å bli eller allerede være oppdaget, vil de fly av reiret. Når årsaken til forstyrrelsen er ute av syne etter svært kort tid, vil trolig de aller fleste arter bli liggende på reiret. Om de letter, vil de lande igjen etter meget kort tid. Når arter som ærfugl og grågås blir skremt av reiret av f.eks. mennesker, kan de fly bare en liten runde før de vender tilbake til reiret. Dersom personene da er på vei vekk, kan de lande i nærheten av reiret og legge seg på eggene igjen når de anser situasjonen som avklart. Dersom menneskene derimot forblir ved reiret, kan den rugende fuglene lande på sjøen i nærheten og avvente situasjonen der. Da kan det gå lenger tid før de igjen vender tilbake til reiret. Faren ved dette er at reiret kan ha blitt oppdaget av en predator (som kråke, ravn eller måker), som kan benytte sjansen til å røve reiret.

Ved overflyging av jagerfly vil situasjonen raskt være avklart, og fuglene som letter, vil raskt lande igjen. Dette vil neppe skille seg særlig fra en rekke andre forstyrrelser, inkludert overflyging av f.eks. en rovfugl.

3.6 Kumulative effekter og tilvenning

Mange studier peker på at fugler i en viss utstrekning kan venne seg til forstyrrelser, men det finnes også studier som viser at slik tilvenning eller habituering kan utebli.

Noen studier viser at enkelte reaksjoner kan bli kraftigere når det generelle nivået av forstyrrelser er høy, det som kan kalles sensibilisering. Det blir gitt noen eksempler på dette.

Tilvenning til fotgjengere er observert hos flere gjess, vadere, måser og spurvefugler (f.eks. Owens 1977, Cooke 1980, Burger & Gochfeld 1983, Keller 1989, Fitzpatrick & Bouchez 1998, Lord et al. 2001). Lommer og dykkere som hekker i sjøer med omfattende friluftsliv forlater ikke reiret like lett ved en enkelt forstyrrelse sammenliknet med fugler i sjøer uten tidligere forstyrrelser (Titus & VanDruff 1981, Keller 1989).

I en studie med to amerikanske andearter var det kun den ene arten som tilvennet seg gjentatte militære overflyginger (Conomy et al. 1998b). Manglende tilvenning er observert for vadere og ender som gjentatte ganger blir forstyrret av fotgjengere (Yalden & Yalden 1989, Marsden 2000, Lafferty 2001b, Bolduc & Guillemette 2003). Enkelte arter som oppholder seg i strandkanten reagerte til og med kraftigere på ett enkelt menneske mens det var mye folk på stranda (Lafferty 2001a). Mytende grasender trykker vanligvis hardt, men om de er blitt forstyrret en gang vil de senere være raskere til å flykte (Balát 1968). For fugler som tåler en enkelt forstyrrelse, kan gjentatte forstyrrelser i rask rekkefølge føre til at egg eller unger kan bli liggende ubeskyttet i en lengre periode, eller at unger i kull som forlater reiret straks etter klekking, splittes permanent (Rosenberg 1979). Våtmarksfugler som blir jaktet, kan vise kraftigere reaksjoner på annen menneskelig forstyrrelse enn jakta (Arctander et al. 1984, Madsen & Fox 1995). For

kortnebbgjess, vipser og svarthalespover er det vist at de lettere blir forstyrret av menneskelig tilstedeværelse i nærheten av veger (Madsen 1985, van der Zande et al. 1980).

Fugler som utsettes for forutsigbare forstyrrelser kan forventes å vise mindre atferdsmessige reaksjoner. Noen amerikanske spurvefugler reagerte mindre overfor fotgjengere som gikk langs stier som ble mye brukt, enn om de gikk utenfor disse stiene (Miller et al. 2001). Kolonihekkende terner reagerer kraftigere på båter som avvek fra de vanlige (Burger 1998). Overvintrende hvithodede havørner var ikke så lettskremte på plasser der de var vant med menneskelig aktivitet (Stalmaster & Newman 1978). Samme forutsigbarhet kan en se ved kontinuerlig støy, noe som gjør at fugler kan venne seg til støy langs bilveger. Den amerikanske prairie-tranen er et eksempel på dette (Dwyer & Tanner 1992). Det er da viktig at støyen ikke begynner plutselig, som med et knall eller fly som plutselig dukker opp (Hockin et al. 1992). Et interessant eksempel på tilvenning til støy finnes fra det tyske Vadehavet (Kusters & van Raden 1998). Sjøfugler som ble utsatt for militær øvelseskyting, reagerte på kraftig granatskyting når disse kom etter skyting med lettere våpen.

Det er nevnt to innvendinger mot at tilvenning skal være en viktig kompensasjonseffekt. For det første, ingenting man kan forutsette, inntreffer. Eksempelene ovenfor viser at fugler til en viss grad kan venne seg til forstyrrelser, men at effekten også kan bli den motsatte. Det som kan se ut som en tilvenning, kan dessuten bare være at fuglene ut fra f.eks. næringsstress tvinges til å utsette seg for stadig kraftige forstyrrelser. For noen gåsearter og tjeld er det vist at de gjennom vinteren kan søke næring stadig nærmere forstyrrelser (Owens 1977, Percival 1993, Kruckenberg et al. 1998, Stillman & Goss-Custard 2002). Denne økende toleransen er forklart med at næringen er oppspist i refugiene, eller at de sultne fuglene er villige til å ta stadig større sjanser for å spare energi.

Den andre innvendingen er at det er viktig å legge inn et tidsaspekt. Fugler kan på kort sikt venne seg til en forstyrrelse når de for anledningen ikke har mulighet for å forlate et område, som f.eks. når de har egg eller unger på stedet eller at alternative refugier uten forstyrrelse er for langt unna. Kontinuerlig støy kan forstyrre fuglenes normale hørsel, og dermed deres hekkesuksess eller overlevelse (Reijnen & Foppen 1994). På lang sikt kan de likevel helt slutte å bruke slike områder. Dette synes ikke å ha vært studert særlig nøye, men indikasjoner finnes fra arter som lar være å oppholde seg i nærheten av store veger (f.eks. vipe, storspove, løvsanger), men som likevel ikke reagerer nevneverdig ved bare noen enkelte kjøretøyer langs disse vegene.

Resonnementet er viktig i en diskusjon om kanalisering og samlokalisering av aktiviteter. En mulig konklusjon er at en enkelt forstyrrende faktor (ett vindkraftverk, en kraftledning, en bil, en fotgjenger) har minst additiv effekt om den samlokaliseres med andre forstyrrelser, men at de plassene som velges for slik samlokalisering kan bli kraftig påvirket, og dermed må velges med omhu.

3.7 Landskapsøkologiske aspekter på bevaring

Vernede områder omfatter som regel bare en liten del av landets samlede areal, og er sjelden i seg selv tilstrekkelige for å sikre levedyktige bestander av arter, særlig ikke så store og mobile dyr som fugler. Mange fugler er derimot avhengige av hele landskapets sammensetning, og det er derfor viktig å ta hensyn også utenfor verneområdene. For å kunne ta vare på en hel populasjon er det derfor viktig å kjenne til hvilke områder og habitater som er viktige for denne populasjonen, og også hvordan individene beveger seg mellom dem.

De direkte effektene av visuelle forstyrrelser og støy kan forekomme kanskje opp til flere kilometer unna kilden (eks. med gjess). Fugler som søker seg til uforstyrrede områder (refugier) kan føre til økende tettheter i disse, med påfølgende negative effekter (bl.a. på grunn av konkurranse om maten, Hill et al. 1997). Påvirkning på et sted kan derfor påvirke et stort område

eller landskap, og hvert enkelt inngrep eller aktivitet som medfører en forstyrrelse overfor fuglelivet, må derfor vurderes i lys av andre endringer i landskapet. Selv fugler i tilsynelatende uforstyrrede områder kan påvirkes av inngrep eller aktiviteter som skjer på et annet sted, kanskje langt unna. Ekstra verneområder kan være nødvendig for å sikre vern av arter der dette er en aktuell problemstilling.

3.8 Effekter av forstyrning vs. andre effekter

En rekke inngrep eller aktiviteter har også andre effekter på fuglelivet enn de som skyldes direkte forstyrrelser. De kan medføre tap av habitater eller fragmentering av disse. Dette gjelder først og fremst jord- og skogbruk, veger og jernbane, masseuttak og bergverksindustri og skisport. Dette kan til en viss grad også gjelde for anlegg for turister og friluftsliv. Noen av disse kan medføre økt mortalitet gjennom påkjørsler, kollisjoner med kraftledninger eller vindturbiner, eller jakt. De kan også medføre spredning av giftige forbindelser, enten med hensikt (som ved plantegifter og vegsalt) eller som bieffekter (avgasser, oljeutslipp, blyutslipp ved jakt og fiske). Selv den forurensningen som ofte følger med økt tilgjengelighet for mennesker, kan utgjøre en skaderisiko for dyr.

Fuglelivet kan også påvirkes indirekte gjennom effekter på vegetasjonen (Hooper et al. 1973, Watson 1982). Nedtrækking og annen slitasje kan påvirke vegetasjonsdekket og føre til erosjon, vedhogst kan påvirke forekomsten av død som levende ved, og begge kan være negativt for fugler. Men kan også tenke seg mer kompliserte økologiske sammenhenger, som f.eks. dersom en økt menneskelig tilstedeværelse er til fordel for en annen art som kan være en betydelig konkurrent eller predator. Kråke- og måkefugler oppholder seg således ofte nær mennesker, omkring veger og bebyggelse, på bade- og campingplasser, og dette er arter som kan være betydelige eggrovare (f.eks. Miller & Hobbs 2000, Lafferty 2001a, Gutzwiller et al. 2002).

Det kan også finnes synergieffekter, der effekten av en forstyrrelse forsterkes (eller kanskje forminskes) når den er kombinert med andre aktiviteter i et område. Ved surfing/brettseiling/kiting er det ikke bare aktiviteten på vannet som må vurderes. Den vil ofte være fulgt av aktivitet på land, i et oppriggingsområde, av personer som går en tur på stranda mens aktivitetene pågår, og noen ganger av fotografer som skal dokumentere aktivitetene. Fugler på stranda kan da bli forstyrret både av aktiviteter på land og på vann samtidig.

For fullt ut å kunne vurdere effektene av et inngrep eller en aktivitet, må alle typer påvirkninger og deres kombinerte effekter også inkluderes. Kanskje vil det da vise seg at det er andre sider ved inngrepet eller aktiviteten som utgjør den største ulempen eller trusselen mot en populasjon. Rapporten går ikke nærmere inn på slike vurderinger. Selv om andre årsaker enn forstyrrelser er identifisert som den opprinnelige årsaken til en arts negative bestandsutvikling, bør effekter av forstyrrelser likevel vurderes. Forstyrrelser kan komme i tillegg til andre faktorer og medføre en risiko for gjenværende individer. Dette gjelder kanskje særlig sjeldne fugler, der publikumsinteressen kan være stor og nærgående.

3.9 Avbøtende tiltak

Det er i mange tilfeller mulig å redusere de negative effektene av menneskelig aktivitet. Det er tilsynelatende ikke gjennomført studier for å evaluere effektene av slike tiltak, men flere er beskrevet av bl.a. Newsome et al. (2005).

Tiltak mot forstyrrelser som nevnes i litteraturen omfatter:

- Skjerming
- Informasjon til besøkende
- Kanalisering/samløslisering
- Ferdselsforbud og jaktforbud
- Etablering av alternative områder (kompensasjonsområder)

Det er lang praksis i mange andre land med å etablere turstier frem til utkikspunkt, fugletårn eller observasjonshytter hvor folk kan oppleve fuglelivet på nært hold. Langs deler av stien kan det bygges levegger for å unngå unødig forstyrrelser langs veien, men på stier gjennom åpent landskap synes ikke dette å være vanlig praksis. På en rekke nettsted for naturreservater kan en se hvordan det reklameres med mulighetene for å komme tett inn på fuglelivet, uten at dette synes å komme i konflikt med vernebestemmelsene.



En rekke publikasjoner viser at måten vi ferdes på i naturen, er avgjørende for hvor mye vi forstyrrer fuglene og hvilke følger dette vil få for dem. Ved tilrettelegging med stier, som her i Sjunghatten nasjonalpark, kan trafikken kanaliseres gjennom terrenget slik at forstyrrelsene blir mer forutsigbare for fuglene. Der stien anlegges i områder med hekkende fugler, må man påse at den utformes på en slik måte at den ikke fremstår som en barriere for fugleunger.



Det er også mulig å legge til rette for stier som kan brukes av rullestoler m.m. Dette er en vanlig form for tilrettelegging i flere andre land, også for folk flest, slik at trafikken blir kanalisert og terrenget ikke utsettes for unødige tråkkskader eller slitasje. Slik tilrettelegging er relativt nytt i Norge, men bør vurderes der slitasje og forstyrrelse av fugler i nærheten er aktuelle problemstillinger. Mye tråkk på stranda kan også pakke sanda slik at det blir færre av fuglenes næringsdyr der, og slik indirekte påvirke fuglene.



Oppsetting av egnede observasjonspunkter (fugletårn, hytter, levegger m.m.) kan kanalisere ferdsel og redusere forstyrrelser på fuglene i nærheten. Atkomsten til fugletårnet på Ilene ved Tønsberg går i ly bak en trebevokst jordvoll (synlig til høyere i bildet), slik at den ikke forstyrrer fuglene innenfor grensene for reservatet. Dermed gis de besøkende gode muligheter for å oppleve fuglelivet på nært hold. En fordel med slik tilrettelegging, vil være at (uønsket) ferdsel utenom sti eller gangvei som skremmer fuglene vekk og således reduserer opplevelsesverdien for de andre, vil bli redusert.

4 Effekter av ulike kilder til forstyrrelser

Dette kapitlet går gjennom kjente effekter av forstyrrelser, fra ulike former for inngrep eller aktiviteter. Det er store forskjeller på kunnskapstilfanget for de ulike formene for eller kildene til forstyrrelser. Det finnes flere studier av effekter av vindkraft, friluftsliv, jakt, fiske, båttrafikk og biltrafikk, enn for tog, terrengkjøring, sprengninger, støy og andre forstyrrelser fra jord- og landbruk. Det er dermed fastlagt at de siste utgjør et mindre problem. Rekkefølgen i dette avsnittet kapitlet er uavhengig av hvor alvorlig en forstyrrelse er, sammenliknet med andre.

Denne rapporten har et spesielt fokus på effekter av ulike former for fritidsaktiviteter, så for en grundigere gjennomgang av andre kilder til forstyrrelser, som vindkraftverk, biltrafikk, jord- og landbruk) henvis til andre rapporter eller reviewarbeider. Når det her trekkes fram noen artikler eller rapporter fra studier knyttet til f.eks. vindkraftverk og landbruk, er dette studier som kan vise ulike reaksjoner på forstyrrelser knyttet til disse.

4.1 Friluftsliv

4.1.1 Allmenn ferdsel

Menneskelig tilstedeværelse kan oppleves som en forstyrrelse for mange fugler. De reagerer ofte kraftigere og på lenger hold for en fotgjenger enn for et kjøretøy (bil, fly eller båt, Swenson 1979, Forshaw 1983, Keller 1991, Holmes et al. 1993, Klein 1993, Rodgers & Smith 1995, Stalmaster & Kaiser 1998). Kjøretøyer kan likevel totalt sett utgjøre en større forstyrrelsesfaktor i og med at de kan bevege seg over større områder (Stalmaster & Kaiser 1995).

Mennesker kan også være ekstra forstyrrende ved å bevege seg i særlig verdifulle miljøer, som langs ei strandlinje, ved å nærme seg dyrene (som ved observasjoner eller fotografering), eller ved å ha med seg hunder. Mye av vårt friluftsliv konsentreres til strender, som ved bading, fiske og fugletitting. Som følge av dette er det funnet effekter av forstyrrelser for mange arter som oppholder seg ved vann, som lommer, dykkere, ender, gjess, vadere, måkefugler inkludert terner, alkefugler, m.fl. (bl.a. Norman & Saunders 1969, Andersson 1980, 1986, Tuite et al. 1984, Bell & Austin 1985, Burger 1986, Iversen 1986, Keller 1989, 1991, Yalden & Yalden 1990, Riddington et al. 1996, Åhlund 1996, Lafferty 2001a, Burton et al. 2002a).

For flere av disse artene har studier påvist en mer positiv bestandsutvikling for områder med ferdselsforbud i hekkeperioden (bl.a. Åhlund 1996). Fugler kan være mer vare for aktivitet langs stranden enn ute på vannet (Vos et al. 1985). Også rovfugler som oppholder seg mye ved vann, som fiskeørn, kan utsettes for mange forstyrrelser (Swenson 1979, Götmark 1989, Eriksson 1996).

Reaksjonsavstander som er oppgitt for vadere, ender, gjess og terner er påfallende like, opp til 100-200 m (Erwin 1989, Martin 1973 i Hockin et al. 1992, Yalden & Yalden 1990, Rodgers & Smith 1995, 1997, Burger 1998). Hekkende hvithodet havørn letter på i gjennomsnitt 500 m når en fotgjenger nærmer seg, i noen tilfeller opp til 1000 m (Fraser et al. 1985).

Tettheten av andereir er vesentlig lavere i områder som brukes intensivt av fritidsfiskere (Erlicher & Reichholf 1974), og når fisket ble forbudt i et slikt område, økte antall hekkende ender (Reichholf 1988). Selv vinterstid kan ender bli forstyrret av fiskere og tvinges til å oppholde seg i suboptimale områder (områder med lavere kvalitet, Bell & Austin 1985, Cryer et al. 1987).

I en omfattende studie av friluftsliv og forekomst av fugler langs de grunne havstrendene i den danske delen av Vadehavet (Laursen et al. 1997), ble det notert lavere antall ender og vadere (stokkand, brunnakke, tjeld, tundralo, storspove, lappspove, myrsnipe) ved mange besøkende

fotgjengere (da var også badegjester, fritidsfiskere og personer med hunder inkludert). For fiskemåke og hettemåke ble det ikke påvist tilsvarende nedgang i antallet. Særlig minket antall vadere kraftig allerede ved et fåtall besøkende, og med mye folk på stranda var forekomsten av disse artene svært lav. Denne studien oppga ikke antall besøkende på arealenhet eller strandstrekning, men Helldin (2004) har beregnet at antall vadere vil begynne å gå ned ved 10 fotgjengere pr. kilometer strandlinje.

For flere arter av hegrer, ender, gjess og rovfugler er det funnet at de forstyrres mest tidlig i hekkeperioden, før og etter eggleggingen og i en tidlig rugfase (Tremblay & Ellison 1979, Andersson 1980, Götmark et al. 1989, Bolduc & Guillemette 2003). Ettersom friluftslivet er mest intenst om sommeren er det dermed arter som legger egg sent som er de mest utsatte (Andersson 1986, Åhlund 1996). Eksempler på slike arter er toppand, sjørør, siland, teist, joer og terner. Konsekvensene kan bli særlig alvorlige ved forstyrrelser i kolonier av hekkende fugler (Götmark 1989, Duffy 1995, Yorio et al. 2001). Det er flere årsaker til dette: I store grupper synes mange arter å være mer lettskremte og reagerer på lengre avstand, om ungene kommer vekk fra reiret kan de havne i et naborevir, der de kan bli angrepet (Hand 1980), og store kolonier ofte tiltrekker seg potensielle predatorer. Et eksempel på dette er økt reirpredasjon av måker ved besøk i ærfuglkolonier (Bolduc & Guillemette 2003). Det meste av denne reirpredasjonen kom i denne undersøkelsen allerede ved første besøk, og predasjonen økte ikke ytterligere ved gjentatte besøk.

Det foreligger en rekke studier av forstyrrelser på fugler i skog (van der Zande et al. 1984, van der Zande & Vos 1984, Fernández-Juricic 2000, 2001). Generelt synes det å være færre arter og lavere antall individer i områder som besøkes av mange personer. Men på artsnivå er ikke resultatene like entydige, ettersom det kan være store artsvisse forskjeller. For en nærmere presentasjon og diskusjon av disse og andre undersøkelser, vises til Helldin (2004) og litteraturoversikt for skogshøns av Storch (2000).

Tettheten av fugler rundt stier som brukes til rekreasjon i skog, åpne områder og våtmarker, var generelt lavere i nærheten av stiene, men enkelte arter synes like gjerne å kunne oppholde seg og sågar hekke nær dem (Miller et al. 1998, 2001, Burton et al. 2002a). Arter som unngikk stier, var gravand, polarsnipe, myrsnipe, svarthalespove og storspove (Burton et al. 2002a), og effekten kunne måles ut til 200 m for storspove, som synes å være ekstra var for denne type forstyrrelser. Ringgås kunne derimot oppholde seg i store antall inntil stiene.

I en amerikansk studie som sammenliknet skog med grasmark (Miller et al. 1998), der stiene ble brukt til en rekke rekreasjonsformer som turgåing, mosjon, sykling og riding, ble færre reir observert ut til om lag 100 m. Men selv om menneskelig aktivitet på stiene kan forstyrre fugler, vil de forstyrre mindre enn aktiviteter utenom dem (Miller et al. 2001).

Lavere tettheter er funnet for flere arter (sandlo, ringgås, gravand, myrsnipe, rødstilk) i nærheten av parkeringsplasser og andre utgangspunkt for besøkende til naturreservater (Liley 2000, Burton et al. 2002a). For fiskeørn er det funnet lavere tettheter og lavere hekkesuksess for de som hekker innenfor en avstand på 1 km fra campingplasser (Swenson 1979). Også en del amerikanske spurvfugler ble funnet i lavere tettheter eller manglet helt på campingplasser, sammenliknet med tilsvarende miljøer utenfor campingplassene (Aitchison 1977, Blakesley & Reese 1988). Foruten selve forstyrrelsen kan dette også skyldes mangel på tette kjerr og døde trær på campingplassen. Strandfugler synes å gå tilbake i antall i mange områder (Howe et al. 1989, Brown et al. 2000a).

Mange fugler bruker sandstrender og er der utsatt for forstyrrelser av mennesker med sine kjæledyr, som kan redusere tiden de kan bruke til næringssøk og mulighetene de har for å finne trygge hvileområder (Brown et al. 2000). På grunn av dette gjennomførte "US Shorebird Conservation Plan" studier over hvordan forstyrrelser påvirket fuglene, slik at strendene kunne brukes på en måte som kunne bidra til å ivareta bestandene av strandfugler.

4.1.2 (Øko)turisme

I en serie bøker om effekter av turisme, se bl.a. Newsome et al. (2005), er en rekke forhold rundt turisme tatt opp og vurdert. Det har de siste årene vært en betydelig økning i publiserte arbeider omkring effekter av turisme, rekreasjon og friluftaktiviteter. Mange av disse er knyttet til aktiviteter som har et høstingsaspekt i seg, som jakt og fiske. Begrepet turisme kan også differensieres til turister som kommer til dels langveis fra for å oppleve naturen på nært hold, også ved å mate dyrene for å trekke dem til seg, til lokalbefolkningens bruk av nærområder til turgåing, rekreasjon og friluftaktiviteter.

Newsome et al. (2005) presenterer også en rekke eksempler på forvaltning av områder, bl.a. gjennom fysisk design som kan omfatte oppsett av gangveier, barrierer (avskjerming) og skjul. Dette kan influere på hvor folk beveger seg og hva de vil gjøre.

Newsome et al (2005, side 180) trekker frem flere konsekvenser av turisme, hvorav et viktig punkt om at selv om en art tilsynelatende vil tolerere turismen, kan likevel betydelige og negative endringer for arten oppstå. Slike mulige effekter kan bare avdekkes gjennom langvarige undersøkelser og lange tidsserier, noe som setter søkelyset på behovet for eksten-siv overvåking og bruk av tidsserieanalyser.

De påpeker imidlertid at situasjonen likevel ikke trenger å være bare mistrøstig, ettersom de negative kostnadene for naturen kan bli motvirket av tilgang til økte midler eller ressurser for å bevare naturen, og gi økt motivasjon hos lokalbefolkningen til å ta vare på naturen de har rundt seg. Dette er for øvrig en rød tråd i mange bevaringsprosjekter, der fokus har vært på bevaring gjennom bruk.

Effekten av gjerder er vist av Ikuta & Blumstein (2003), som fant at gjerdet tillot fuglene å oppføre seg som om de befant seg i uforstyrrede omgivelser. Men gjerde kan i denne sammenheng også omfatte et tau som kan markere en gangvei eller sti. Det er likevel flere steder erfart at et tydelig gjerde er nødvendig for å hindre at folk ignorerer det og går utenom stien.

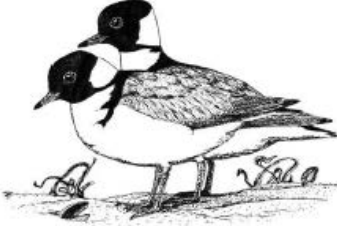
Nærgående økoturisme kan utgjøre et særskilt problem og påvirke hekkesuksessen til mange våtmarksfugler negativt. I et naturreservat i Florida ble nærgående besøk av fuglefotografer oppgitt å være den viktigste kilden til forstyrrelser for fuglene (Klein 1993). Forstyrrelsene økte når det var flere besøkende, og når de laget mye bråk eller støy (Burger & Gochfeld 1998, Cornelius et al. 2001). Besøkende som ble møtt med god informasjon om problemene, forårsaket mindre forstyrrelser (Klein 1993, Klein et al. 1995, se også **figur 1**).

For å forhindre at fuglene forstyrres av besøkende, kan det lages egne stier de kan følge, og disse kan også skjermes med levegger fram til et skjul eller fugletårn. Hill et al. (1997) advarer likevel mot at disse kan, dersom de utformes feil, også oppleves som forstyrrende av fuglene, slik at det begrenser hvor store områder de vil bruke nær anleggene.

Svarthalespoven har en begrenset utbredelse i Norge, og vurderes som sterkt truet (Kålås et al. 2010). Den omtales særskilt her (**tekstboks 2**) for å vise hvor forskjellig reaksjonene på menneskelig tilstedeværelse og aktivitet kan variere fra art til art. Dette er noe vi må ta hensyn til når vi skal vurdere menneskelig tilstedeværelse og bruk i et område, særlig med tanke på at ikke for alle arter er like godt kjent hvordan de vil bli påvirket av mennesker og – kanskje viktigst – hvilke evner de har til å venne seg til vår aktivitet. En ny dansk undersøkelse som er foretatt i fuglereservatet Tipperne, viser at syv personer som daglig går på en sti, er nok til at antall hekkende svarthalespover reduseres innenfor en avstand av 500 meter fra stien (Holm & Laursen 2009). Samtidig viser undersøkelsen at svarthalespoven ikke venner seg til denne menneskelige tilstedeværelsen.

Sharing our Beaches with Birds

Bird friendly beach behaviour



Some special birds need beaches for at least part of their lives, for feeding, breeding or resting. However, beaches are also highly favoured by people for recreation – swimming, surfing, sunbathing, fishing, walking and, in some places, four-wheel driving. Where the needs of birds and the enjoyment of people come into conflict on the beach, the birds usually lose out. By following some simple guidelines, we can share our beaches with the special birds that live there.

Hooded Plovers make their nests on sandy beaches during spring, and are extremely vulnerable to human disturbance © BirdLife Australia

Guidelines for bird-friendly beaches

When you visit the beach:

- Look for signs that birds may be nesting, and stay away from them. In general, the closer you stay to the water's edge, the less likely you are to disturb breeding birds. In southern Australia, most beach-nesting birds breed between September and December. In northern Australia, Beach Stone-curlews breed mainly July–October, and oystercatchers June–August.
- Ensure that your dog is under effective control. This usually means that it must be leashed at all times on the beach; check local regulations. Do not allow your dog to wander or scavenge above the high-tide line, where it may crush eggs or kill chicks, and do not let it chase flocks of roosting shorebirds (critical in the pre-migratory period between February and April).
- Take care with recreational vehicles. Regulations vary between states. Where permitted, keep all off-road vehicles within designated areas. During the breeding season, be sure to drive only below the high-tide mark, and time your journey to avoid driving at high tide.
- Dispose of litter properly. Never discard fishing line before chopping it up or melting it into a blob.
- Become informed. Look out for information and warning signs. Observe local regulations regarding sensitive areas. Learn about the birds that are found on your favourite beach, as well as their needs and the threats that they face.
- Support community conservation. Join environmental protection, research and monitoring programs of community conservation organisations — such as BirdLife Australia's Beach-nesting Birds project, or a wader study group — and help look after our beach birds.

Let's allow the birds to enjoy our beaches as much as we do!

Figur 1. Med kjennskap til hvilke konflikter vår bruk av strendene kan skape i forhold til fugler, kan det utarbeides brosjyrer for å informere brukere om hvordan de kan ta hensyn til fuglene (eksempel fra Birdlife Australia).

4.1.3 Hunder, hester, etc.

I et foredrag på "Goose Conference 2012", Steinkjer april 2012, ble det i et innlegg vist et eksempel på hvordan gjess kan reagere ulikt på hunder av forskjellige størrelser (**Figur 3**). De inn-tok vaktstilling på lenger avstand fra store hunder enn for de minste. Det var i dette tilfellet snakk om gjess som levde i bynære parker, og som var vant til både folk og hunder. De reagerte synlig på folk som spaserte uten hund først på 10-12 meters avstand. Avstandene som fremgår av figuren, vil derfor på ingen måte være representative for ville gjess, men de viser hvordan gjess kan gradere sine reaksjoner overfor en trussel eller forstyrrende faktor.

Tekstboks 2

Om forstyrrelser av hekkende svarthalespover i Danmark

(<http://www.dmu.dk/Udgivelser/DMUNyt/2008/19/forstyrrelser.htm>)

Flere og flere danskere bruger naturen og der har i en årrække været pres på for at give mere lempelige adgangsforhold til fuglereservater og andre beskyttede områder. Mange er af den opfattelse, at en enkelt tur gennem et naturområde ikke kan forstyrre noget videre og samtidig er holdningen hos mange den, at hvis der skal skabes forståelse og interesse for værdierne i den danske natur, må denne være synlig og tilgængelig for flere end hidtil.

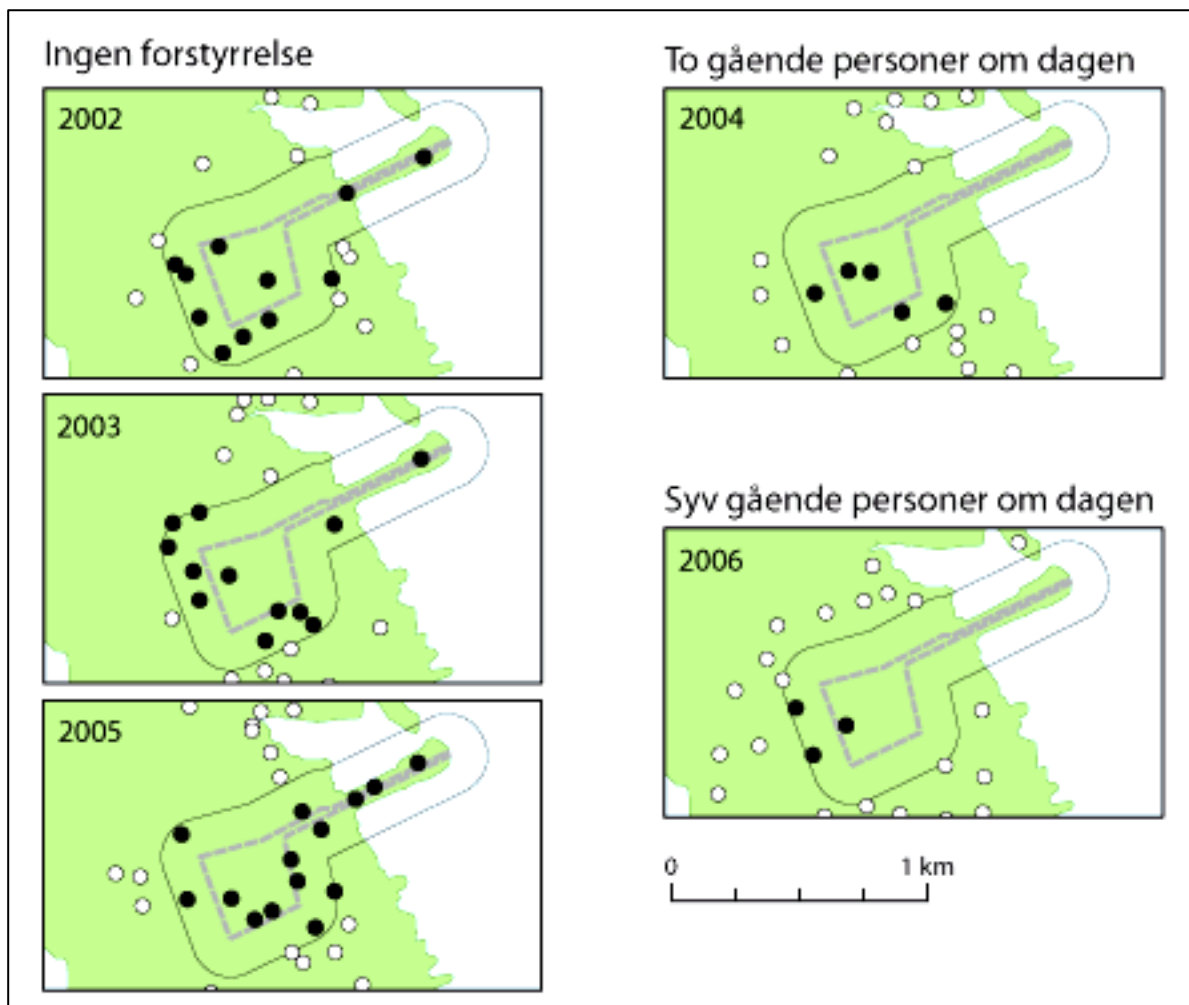
Denne holdning kan dog være i konflikt med beskyttelsen af vores truede arter, der muligvis kan være følsomme i forhold til en øget menneskelig aktivitet. Derfor har vi over en femårig periode i reservatet Tipperne undersøgt hvilke effekter menneskets færdsel i yngleperioden har på stor kobbersneppe. Udenlandske undersøgelser har vist, at denne art kan være følsom og dermed en god indikator for menneskelig forstyrrelse. Samtidig er det en art vi er forpligtiget til at tage vare på, da den er rødlistet som truet i Danmark såvel som internationalt.

Mennesker giver færre ynglefugle

Resultaterne af vores undersøgelse viser, at bare syv gående enkeltpersoner om dagen i ynglesæsonen mindsker antallet af yngleterritorier betydeligt inden for en radius af 500 meter. Det vil sige, at ganske få menneskers aktivitet nedsætter et områdes bærekapacitet for yngle-fugle, hvis færdslen foregår i randen af eller igennem arealet.

Hvor ærgerligt det end kan synes, må vi altså acceptere at fuglene er endog meget følsomme over for forstyrrelser. Af hensyn til mulighederne for at opleve den flotte kobbersneppe og andre sky engfugle bliver man nødt til at tage hensyn til dette i forvaltningen af vores engarealer.

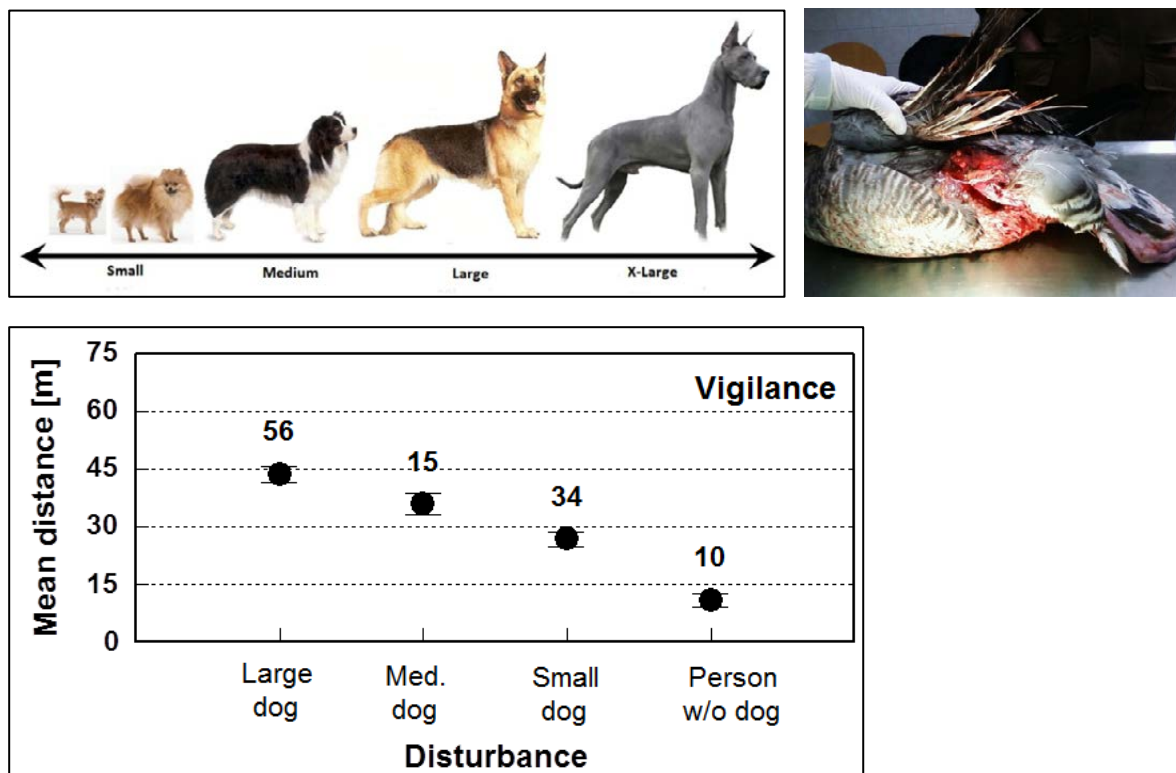
*Kobbersnepperne holdt op med at yngle hvor der kom for mange gående (se **figur 2**). Figuren viser resultaterne fra det ene af forsøgsområderne på fuglereservatet Tipperne, hvor de gående har bevæget sig langs den stiplede grå linje. Yngleterritorier inden for 150 meter fra stierne er markeret med sorte prikker og de resterende territorier er markeret med hvide prikker. Til venstre ses fordelingen af territorier i de tre år der ikke foregik nogen forstyrrelse. Af figuren til højre ses at der ved to dagligt gående var et lille fald i antallet af territorier tæt på stien, mens det fremgår af de få sorte prikker, at 7 dagligt gående nedsatte antallet betydeligt. Her skal man op til 500 meter væk fra stien før tætheden af territorierne bliver den samme som i perioderne uden forstyrrelse.*



Figur 2. Effekter på antall hekkende svarthalsspover av forstyrrelser fra mennesker som går på tur langs en sti gjennom hekkeområdet, se **tekstboks 2**.

Om en fotgjenger oppleves som forstyrrende for mange fuglearter, er en fotgjenger med hund i bånd enda verre (Klein 1993, Lafferty 2001a, b, Lord et al. 2001). For flere våtmarksfugler er det funnet at en fotgjenger med løs hund forstyrrer mest, men også at en hund i bånd utgjør en ekstra forstyrrende faktor (Yalden & Yalden 1990, Lafferty 2001a, b, Lord et al. 2001). Men en studie for noen arter på eng har vist at en fotgjenger med hund i bånd forstyrret mindre enn en enslig (Miller et al. 2001).

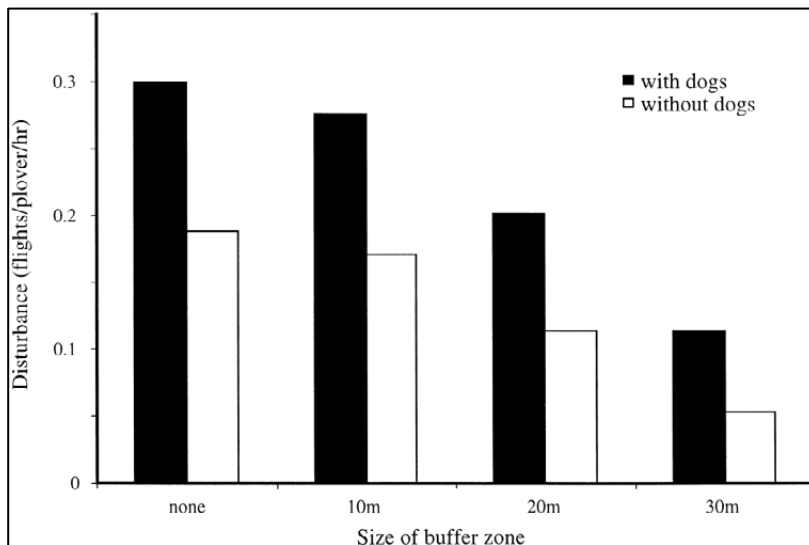
En studie av hvitbrystlo viste at forstyrrelser (aktivitet som fikk loene til å bevege seg eller fly) for overvintrende populasjoner var 16 ganger høyere på strender som var åpne for friluftsliv enn strender som var vernet (Lafferty 2001b). På åpne strender ble loene i gjennomsnitt forstyrret hvert 27. minutt på helgedager og hvert 43. minutt på andre ukedager. Mennesker, hunder, kråker og andre fugler var årsak til de fleste forstyrrelsene. Hunder som fikk løpe fritt var den klart viktigste årsaken. Loene hadde større tilbøyelighet til å fly unna hunder, hester og kråker enn mennesker og andre strandfugler. Fugler som hekker på strender regnes for å være blant de mest følsomme artene for forstyrrelser, og særlig er mange loer i slekta *Charadrius* i fare eller er truet.



Figur 3. Forsøk med grågjess i en bynær park i Tyskland viste at de reagerte på lenger avstand for store hunder enn for små hunder, og uansett størrelse reagerte de mer på en hund i bånd enn på et menneske som gikk alene. I og med at forsøket her er gjort i en park der gjessene er vant til å ha folk tett innpå seg, vil ikke avstandene de reagerer på være sammenlignbare med mer naturlige forhold. Tallene over symbolene viser antall forsøk (figur fra Schwarz 2010).

Studiet til Lafferty (2001b) demonstrerte effektene av å forby hunder på noen strender, og samtidig innføre buffersoner i varierende avstand til rasteområdet for hvitbrystloene (**Figur 4**). Uansett størrelsen på buffersonen fløy loene oftere opp for mennesker med hund enn for mennesker uten. For fugler som har et ineffektivt fødesøk kan forstyrrelser bety at de ikke klarer å bygge opp de nødvendige fettreserverne før trekk og reproduksjon (Puttick 1979, Burger 1994, ref. i Lafferty 2001). Studier av en nærbeslektet art til hvitbrystlo (*Charadrius melodus*, piplo), indikerte at hekkesuksessen var lavere på strender med mye menneskelig forstyrrelse på grunn av redusert tid til næringssøk og tap av fettreserver. I områder uten mennesker kunne loene bruke 90 % av tida til næringssøk, sammenliknet med under 50 % på strender med forstyrrelser.

Studier av effekter av forstyrrelser av fritidsaktiviteter inkl. lufting av hund langs turstier i et åpent heilandskap i Dorset, England, viste at de kunne påvirke hekkesuksessen til nattravner som hekket i dette området. Det var først og fremst gjennom tap av egg, særlig der det var sparsomt med vegetasjon som kunne dekke reiret. Eggene er lett synlige når fuglen blir skremt av reiret, og de blir da lett utsatt for predasjon (Langston et al. 2007). En nattravn som blir skremt av reiret vil være lett synlig både for hunder og for kråkefugler som fra avstand kan følge med på om turgjengere og hunder skremmer opp fugler fra mulige reirplasser. Det ble derfor anbefalt å gjennomføre en forvaltning av disse områdene med sikte på å begrense de negative effektene av folk og hundene deres



Figur 4. Effekten på omfanget av forstyrrelser av hvitbrystlo etter at hunder ble fjernet og det ble etablert en buffersone i varierende avstand rundt rasteområdet (Lafferty 2001b).

Det er flere studier som nevner forstyrrelser fra hester (bl.a. Lafferty 2001b, se over). En viktig årsak til dette kan være at reir med egg kan bli ødelagt, eller hesten skremme fuglene unna slik at reiret ligger åpent for predasjon av kråke- eller måkefugler. Det er nevnt at aktivitet ned mot vannkanten ofte vil forstyrre hekkende fugler i mindre grad enn om de rir like over flomålet, der reirene til mange strandfugler er plassert.

Et annet aspekt ved hesteridning som er trukket fram, er at hestemøkk kan spre nye arter, som på sikt kan endre leveområdene for flere arter. Det samme kan gjødslingseffekter av både hestemøkk og -urin (Wedin & Tilman 1996).

4.1.4 Fuglekikking/ fotografering

Det er noen studier som trekker fram fuglekikking og -fotografering når kilder til menneskelig forstyrrelse av fugler nevnes, men det er lite nevnt om årsaken til dette og hvilke effekter det vil ha på kort og lang sikt. Men det er en kjent sak at noen fotografer tøyser grenser for på komme nærmest mulig fuglen de ønsker å fotografere, og noen ganger kommer de for nær, slik at fuglen letter og flyr vekk. Det er også noen ganger lange køer av fotografer som alle vil fotografere den samme fuglen på denne måten, og summen av alle disse forstyrrelsene kan bli stor. Her må en også huske at en fugl som tilsynelatende ikke ser forstyrret ut, likevel kan være det. Det kan bety at den bruker mer tid til å være på vakt og mindre tid til næringssøk.

4.1.5 Fisking fra land

Fisking er nevnt i noen rapporter, men mest fordi fugler kan vikle seg inn i gjenglemt sen. Fiskere kan også forstyrre hekkende fugler i nærheten av fiskeplassen i strandkanten. Dette kan både ødelegge for reir med egg eller unger, eller sperre tilgang til viktige habitater for noen arter. Dette kan omfatte både viktige områder for næringssøk både i strandkanten og de nære sjøområdene utenfor, og viktige rasteplasser for vadefugler på flo sjø.

Fiskere har gjerne en tendens til å bli stående en stund på samme sted for å prøve lykken, eller forflytte seg mellom noen steder som ikke ligger så langt fra hverandre. Og om en fisker flytter på seg, kan en ny overta plassen senere. Dette kan medføre en langvarig forstyrrelse for hekkende fugler i nærheten. Det er imidlertid ikke funnet publikasjoner som belyser dette.

4.1.6 Båter og brettbaserte vannsporter

I mange sammenhenger omtales båter og brettseiling samlet, slik at det ikke skilles mellom effektene for hver aktivitet. Derfor omtales de samlet også i dette avsnittet.

Fugler kan forstyrres av alle former for båttrafikk, som seiling, motorbåter, vannscootere, kano, kajakk og surfing/brettseiling/kiting. Forstyrrelsene vil her hovedsakelig påvirke sjøfugler eller vannfugler. Særlig dykkender (toppand, bergand, kvinand, taffeland, ærfugl, sjøorre), fiskender, dykkere og lommer nevnes i litteraturen som følsomme for forstyrrelser fra båttrafikk (Cronan 1957, Batten 1977, Rosenberg 1979, Andersson 1980, Pedroli 1982, Tuite et al. 1984, Korschgen et al. 1985, Götmark 1989, Keller 1989, Åhlund & Götmark 1989, Knapton et al. 2000). Kull av disse artene er sterkt knyttet til åpne vannflater og søker gjerne skjul i tett vegetasjon eller på land på samme måte som gressender og gjess (Rosenberg 1979). I dårlig vær kan marine dykkender søke seg inn i viker og sund for å finne le for været (Andersson 1980). Dette kan falle sammen med båtfolkets behov for sikre, naturlige havner for overnatting eller dagsbesøk. Om kullene blir splittet kan de utsettes for kraftig predasjon fra først og fremst måker (Åhlund & Götmark 1989).

Helldin (2004) fremhever som et potensielt problem en økning i ekstremsporter som klatring, skjerm- og drageflyging og brettseiling. Disse bedrives ofte i fuglerike miljøer, og konsekvensene kan derfor bli omfattende. Men her savnes i stor grad vitenskapelige studier av effektene. Kitere oppgis å kunne forstyrre fugler i strandnære miljøer på avstander opp til 1000 m (L. Karlsson pers. komm. i Helldin 2004).

I myteperioden på sensommeren, da andefugler mister flygeevnen i en periode, er de svært sårbare og reagerer sterkt på forstyrrelser og unnviker områder med mange båter (Laursen et al. 1997). På raste- og overvintringslokaliteter kan forstyrrelser fra båter medføre at endene flyr mer og dermed får et større energiforbruk, at de begynner å søke næring på nattestid, eller at de helt unngår områder med (Cronan 1957, Pedroli 1982, Schneider 1987, Knapton et al. 2000). For lommene kan båttrafikk føre til at de skyr reiret, at eggene blir røvet, utsettes for lave temperaturer eller skylles ut av reiret av bølgene fra båten (Götmark 1989).

Fugler som holder til på grunt vatn, som ender, terner, vadere og hegrer, kan påvirkes av både vindsurfere, brettseilere og grungående farkoster som kano og kajakk (Norman & Saunders 1969, Kaiser & Fritzell 1984, Koepff & Dietrich 1986, Burger 1998, Madsen 1998a). Forstyrrelser fra båttrafikk er også funnet for hvithodet havørn, som gjerne holder til ved åpent vann (Knight & Knight 1984, Stalmaster & Kaiser 1998), og for hekkende fiskeørn (Dunstan 1973).

Enkelt sagt forstyrrer motorbåter mer enn robåter og raske båter mer enn langsomme (Burger 1998). De mest forstyrrende synes å være vannscootere (Grubb & King 1991, Burger 1998), som er raske og svært støyende, og som kan ta seg inn på grunt vann (den kan til og med kjøres korte strekninger over land). Motorbåter kan få kvinand til å lette på 700 meters avstand (Hume 1976).

Tilsynelatende harmløse farkoster kan likevel i kraft av antall og mulighetene for å bevege seg inn på grunt vatn utgjøre et problem. I grunne viker kan kanoer og vindsurfere forstyrre større antall vadere mer enn store båter gjør og opp til en avstand på 500 m (Koepff & Dietrich 1986, Madsen 1998a). I nordamerikanske elver kan overvintrende hvithodet havørn forstyrres av kanoer på opp til 450 m (Knight & Knight 1984). Ved en enkelt kanokonkurranse ble det konstatert kraftig redusert overlevelse for kvinandunger, til tross for at fuglene kan håndtere situasjoner med en enslig kano (Rosenberg 1979). På grunn av de gjentatte forstyrrelsene klarte aldri kvinandhoa å samle kullet mellom hver forstyrrelse, noe som medførte en permanent splittelse av kullet.



Kiting på Sola strand (Foto: Fylkesmannen i Rogland).

Det er funnet at ender kan forstyrres av selv beskjedne båtrafikk (<1 båt/time). Dette har imidlertid vært i forbindelse med studier av jaktens forstyrrelser på fugler (Knapton et al. 2000, Madsen 1998a). Båter blir ofte benyttet i forbindelse med jakt, fritidsfiske eller friluftsliv i sin alminnelighet, og som i seg selv kan virke forstyrrende for fuglene. Den kraftigste forstyrrelsen skjer ofte i det folk går på land (Andersson 1980).

4.1.7 Jakt

Selv om jakt i hovedsak er en form for friluftsliv behandles ofte forstyrrelser av jakt separat. Dette skyldes at jakt i noen områder anses som en mer alvorlig forstyrrelse for mange arter enn andre aktiviteter (Götmark 1989, Madsen 1998b). Dette skyldes delvis at jakt medfører kraftig støy. Generelt anses forstyrrelseffekter av jakt å være betydelig viktigere enn den direkte dødeligheten (Jettka 1986, Frederick et al. 1987, Madsen et al. 1992a). Flest studier av effekter av jakt er gjort på sjøfugler som skarver, ender, gjess, svaner og vadere, og ofte rapporteres bare atferdsendringer.

4.1.8 Andre forstyrrelser

Det er ikke et konsekvent mønster at fugler unngår et vindkraftverk, og særlig kan hekkende fugler utnytte områder nær vindkraftverket (Møller & Poulsen 1984, Karlsson 1987, Winkelman 1992c, Meek et al. 1993, Percival & Percival 1998, Ketzenberg et al. 2002, men se Pedersen & Poulsen 1991, May & Bevanger 2011). En årsak til dette kan være at mange arter har en stor stedtrohet til reirplassene, slik at det for arter som lever lenge, kan ta lang tid før mulige effekter viser seg (Winkelman 1992c). Grunnen til dette kan da være at undersøkelserne ikke er gjennomført lenge nok.

Det er ikke fastslått hva det er ved et vindkraftverk som fuglene reagerer på, men det er vist at effekten av flere turbiner som er samlet kan ha en større enn for en enslig turbin. Det er funnet at kortnebbgjess som beiter holder større avstand til turbiner i en vindpark enn en enslig turbin, og at områdene mellom turbinene ikke blir beitet i det hele tatt (Larsen & Madsen 2000).

I noen studier er det også funnet at de holder større avstand til turbiner som roterer enn de som står stille (Winkelman 1992c). Det er også funnet kortere reaksjonsavstand i medvind og dårlig lys (Winkelman 1992a, Kennetech 1994), noe som antyder at gjessene reagerer både på lyden og synet av de roterende bladene.

Still et al. (1994) oppgir at menneskelig tilstedeværelse langs veier eller kraftledningene som ofte følger med et vindkraftverk, er mer forstyrrende for fuglene enn selve vindkraftverket.

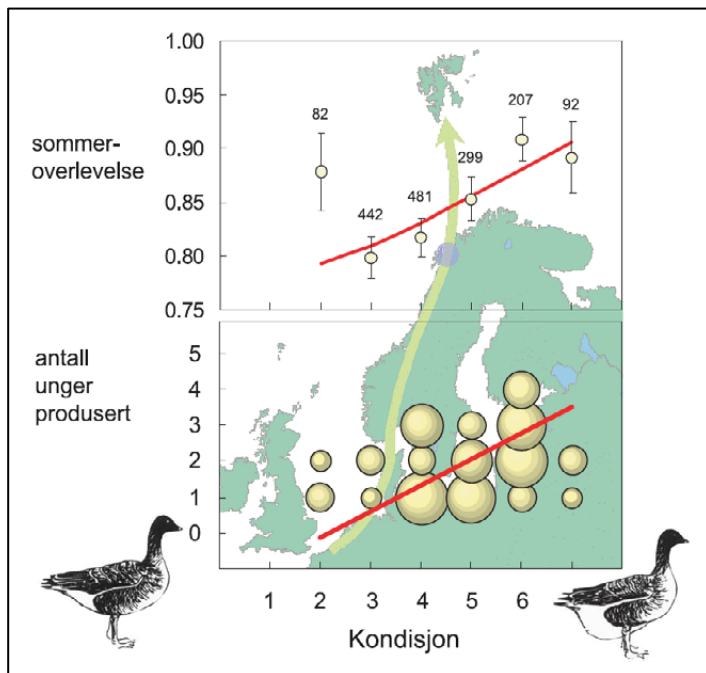
Skremming av gjess i landbruket

I landbruket benyttes ofte skremming av fugl for å unngå skader på dyrket mark (**Figur 5**). Dette gjelder først og fremst gjess, men også til en viss grad for traner. Det finnes mange måter å skremme gjessene på, men felles for dem alle er at gjessene fort venner seg til dem om de ikke endres fra dag til dag (Follestad 2001). I to tidligere studier er effekten av jaging studert. Kortnebbgås som ble jaget/forstyrret fikk en lavere vektøkning og dårligere hekkesuksess enn hos gjess som ikke ble jaget (Madsen 1994). For hvitkinngjess som ble forstyrret i løpet av vinteren, ble det ikke funnet slike effekter (Percival et al. 1997).



Figur 5. Skremming av gjess for å redusere omfanget av beiteskader i landbruket, kan få følger for overlevelse og reproduksjon, dersom fuglene ikke klarer å bygge opp tilstrekkelig med kroppsreserver til å kunne fullføre en hekkesesong, særlig i arktiske strøk.

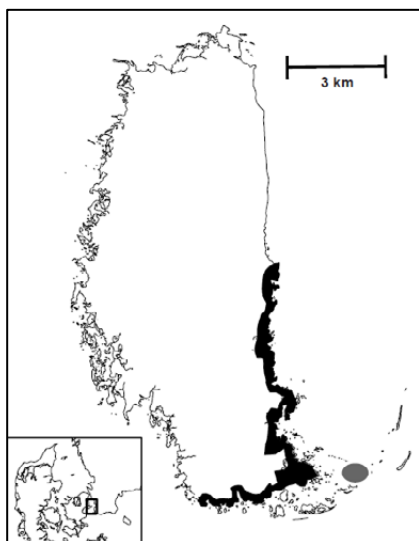
Senere har en videreføring av studiene på kortnebbgjess som raster i Norge på våren, vist tilsvarende resultater (**Figur 6**, Tombre et al. 2004). Konflikter med beiteskader på vårrasteplassen i Vesterålen har medført at gjessene har vært utsatt for en intensiv og systematisk jaging de senere år. Jagingen har hatt en effekt for gjessenes lokale habitatvalg, der de drives til marker med lav kvalitet. Kombinert med polariseringen av landbrukspraksis, medfører dette utilfredsstillende forhold for gjessene på vårtrekket. Den individuelle oppholdstiden er også dramatisk redusert siden begynnelsen av 1990-tallet, og som en konsekvens har kondisjonen gått ned. Studiet viser at jagingen har en signifikant effekt på kondisjonen gjessene oppnår før avreise til Svalbard, og denne nedgangen i kondisjonen har effekter både for individuell reproduksjonssuksess og overlevelse. Både sommeroverlevelsen og reproduksjonssuksessen har vært fallende siden begynnelsen av 1990-tallet, mens jageintensiteten har vært økende. Den økte bruken av Nord-Trøndelag som vårrasteplass antas å være en av responsene på den økte jagingen i Vesterålen. Hele bestandens trekkemønster kan endres hvis jagingen vedvarer.



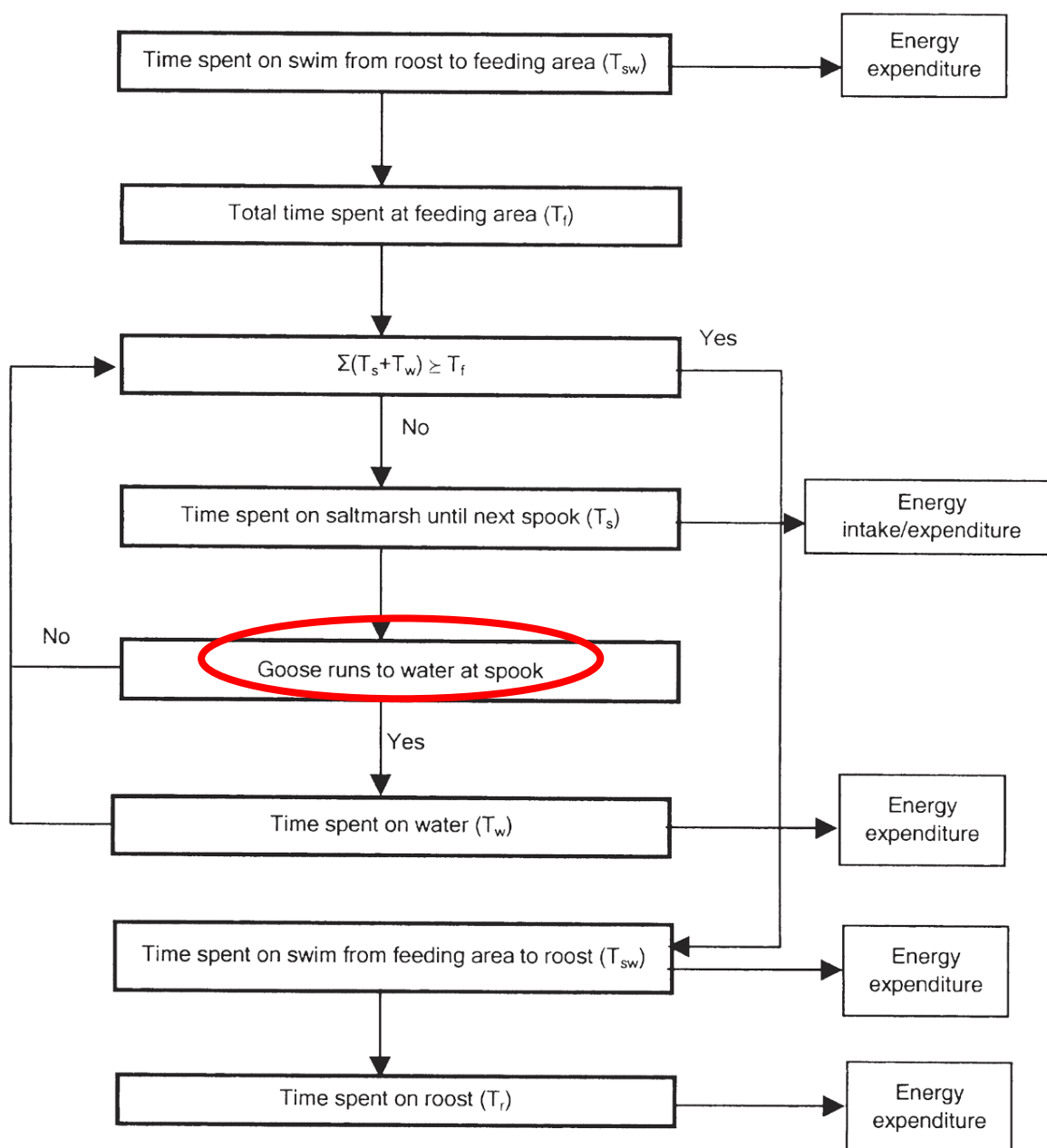
Figur 6. Overlevelsesser og ungeproduksjon hos kortnebbgjess i relasjon til kroppskondisjon (API) ved avreise fra Vesterålen. Sammenhengen mellom API og ungeproduksjon er vist for voksne hunner som returnerte til overvintringsområdet med unger. Hvis man inkluderer hunner som ikke hadde unger med, er sammenhengen positiv. Det er imidlertid kun en positiv sammenheng i år med gode reproduksjonsforhold (her definert som år der andelen ungfugler i bestanden er over gjennomsnittet). Sirkelstørrelsen angir mengde individer (1-14) som er med i analysen (etter Tombre et al. 2004).

Mytende grågjess ved Saltholm

Ikke-hekkende grågjess ved Saltholm (**Figur 7**) taper fra 31 til 35 gram i vekt pr. dag for hhv hunner og hanner gjennom myteperioden, noe som tilsvarer et samlet vekttap på i gjennomsnitt 1085 g og 961 g (Kahlert 2006). Gjessene svømmer her daglig rolig til og fra et hvileområde, som ligger fra nær 0 til 6 km fra beiteområdene. Forskjellen i daglig ekstra vekttap for gjess som svømte hhv 0 mellom 6 km, ble anslått til å utgjøre 1,7 g (endring på 5 %), eller 53 g gjennom hele myteperioden. Gjessene blir generelt lite forstyrret på Saltholm, men sprang likevel flere ganger panikkartet mot sjøen mens de beitet inne på Saltholm (spooks i **figur 8**). Slike flukthandlinger vil øke det daglige energiforbruket, og i en situasjon der det daglige vekttapet allerede er svært stort, kan ytterligere vekttap fort bli kritisk. Dette vil særlig være tilfelle der gjessene ikke har andre alternative beiteområder innen rimelig nærhet. Dette er et moment som vil være viktig å vurdere i forhold til mytende andefugler på Lista og Jæren.



Figur 7. Kart over Saltholm, som viser omtrentlig stedfesting av beiteområder som benyttes på kvelds- og nat-testid (svart) og hvileområdet på dagtid (grått) for mytende grågjess (fra Kahlert 2006).



Figur 8. Flytkart som ble benyttet for å simulere atferden til mytende grågjess i beiteområdene gjennom en 24 timers syklus på Saltholm i løpet av myteperioden. Beiteområde er definert som strandengene på Saltholm og nærliggende sjøområder, dit gjessene vil rømme ved forstyrrelser (spooks, fra Kahlert 2006).

5 Effekter av forstyrrelser på ulike fuglearter

For mange fuglearter mangler opplysninger om effekter - eller mangel på sådanne - i litteraturen. En viktig årsak til dette er at det er ressurskrevende å innhente slike data for alle arter, og for fåtallige arter kan det også være praktisk umulig. Det er også en grense for hvilke forsøk man kan gjennomføre på sjeldne arter som medfører en mulighet for redusert overlevelse eller reproduksjon. Man kan derfor ikke kreve at forsøk omkring effekter og konsekvenser av menneskelige forstyrrelser skal være gjennomført for alle arter for å kunne foreta beslutninger eller å gjennomføre tiltak. Noen antakelser om reaksjonsmønster kan man ifølge Helldin (2004) i stedet gjøre ut fra hvordan nærbeslektede eller økologisk like arter blir påvirket. Som et eksempel er det rimelig å anta at dverggjess og sædgjess i likhet med andre gåsearter kan forstyrres av vindkraftverk, kraftledninger, biltrafikk, lavtflyging, friluftsliv og jakt, selv om slike opplysninger mangler for disse artene. På samme måte kan kanskje knekkand og snadderand antas å reagere på noenlunde samme måte som andre grasender på friluftsliv og jakt.

Generelle mønster på fuglers reaksjoner på forstyrrelser kan også gi en pekepinn på hvilke reaksjoner som kan forventes:

- Store arter som er knyttet til åpne eller strandnære miljøer omtales ofte som mer følsomme for menneskelig forstyrrelse, som f.eks. lommer, skarver, svaner, gjess, ender, rovfugler, vadere, måker og terner.
- Ved sammenlikning av nærbeslektede arter i tilsvarende miljøer viser større arter ofte en reaksjon på menneskelig tilstedeværelse på større avstand (Cooke 1980, Skagen et al. 1991, Holmes et al. 1993, Fernández-Juricic et al. 2002).
- Store arter i åpent landskap, som gjess, reagerer generelt på menneskelig tilstedeværelse på lenger hold når flokkene er store (f.eks. Madsen 1985), mens skogslevende arter ofte reagerer på kortere hold med mange artsfrender i nærheten (Gutzwiller et al. 1998).
- Sjøfugler som blir jaktet (ender, gjess) er generelt svært vare for forstyrrelser (Madsen & Fox 1995).
- Kolonihekkere som skarver, hegrer, måker og terner er ekstra sårbare for menneskelig tilstedeværelse i forbindelse med hekkesesongen (f.eks. Götmark 1989, Duffy 1995).
- Mange arter som er vare for forstyrrelser - som ender, gjess og vadere - er under trekket avhengige av en rekke rasteplasser langs trekkruta, der de kan bygge opp sine kroppsreserver før neste etappe. Tap av selv et fåtall slike rasteplasser kan derfor få negative konsekvenser for disse artene (Madsen & Fox 1995).

For mange rødlistede arter anses biotopendringer eller -tap forårsaket av landbruk og skogbruk å være mer alvorlige enn forstyrrelser. For mange arter vil også miljøgifter, jakt og klimaendringer være viktige faktorer. Denne rapporten vil ikke veie ulike faktorer mot hverandre. For en bedre oversikt over hvilke trusler mange av våre fuglearter er utsatt for, henvises til Artsdatabanken, hvor man kan finne den norske rødlista (**Tabell 1**) og artsvisse presentasjoner av biologi og status.

Norsk artsnavn	Kategori	Norsk artsnavn	Kategori
Storlom	VU	Polarlomvi	NT ^o
Gulnebbblom	NT	Teist	NT
Dvergdykker	NT ^o	Tyrkerdue	VU
Horndykker	EN	Hubro	EN
Toppdykker	NT ^o	Snøugle	VU ^o
Stormsvale	NT ^o	Slagugle	VU ^o
Sangsvane	NT ^o	Lappugle	VU ^o
Dverggås	CR	Nattravn	VU
Sædgås	VU	Gråspett	NT
Knekkand	EN	Hvitryggspett	NT
Snadderand	VU ^o	Dvergspett	VU
Skjeand	VU	Tretåspett	NT
Bergand	VU	Topplerke	RE
Sjørørre	NT	Sanglerke	NT
Stellerand	VU	Fjellerke	NT
Lappfiskand	EN ^o	Skjeggmeis	NT ^o
Vepsevåk	EN	Nattergal	NT
Hønsehauk	VU	Svartrødstjert	VU ^o
Kongeørn	NT	Svartstrupe	NT ^o
Myrhauk	VU	Gresshoppesanger	VU ^o
Sivhauk	VU ^o	Hauksanger	CR
Fiskeørn	NT ^o	Bøksanger	NT
Jaktfalk	NT	Lappsanger	NT ^o
Vandrefalk	NT ^o	Varsler	NT
Lerkefalk	VU ^o	Tornskate	VU
Rapphøne	RE	Konglebit	VU
Vaktel	NT ^o	Kornspurv	RE
Vannrikse	VU ^o	Hortulan	CR
Åkerrikse	CR	Vierspurv	NT ^o
Myrrikse	EN	Dvergspurv	EN ^o
Sivhøne	NT	Dobbeltbekkasin	NT
Vipe	NT	Stjertand	NT
Dverglo	NT ^o	Tyvjo	NT
Storspove	NT	Lomvi	CR
Svarthalespove	EN	Lunde	VU
Fjellmyrløper	VU	Stær	NT
Brushane	DD	Steinskvett	NT
Hettemåke	NT	Bergirisk	NT
Krykkje	VU	Fjellvåk	NT
Makrellterne	VU	Klippedue	RE

Tabell 1. Røddlistede arter i Norge. Kategorier: RE = regionalt utdødd, CR = kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = sårbar, NT = nær truet, DD = datamangel, LC = livskraftig (Kålås et al. 2010).

6 Hvilke effekter bør vurderes?

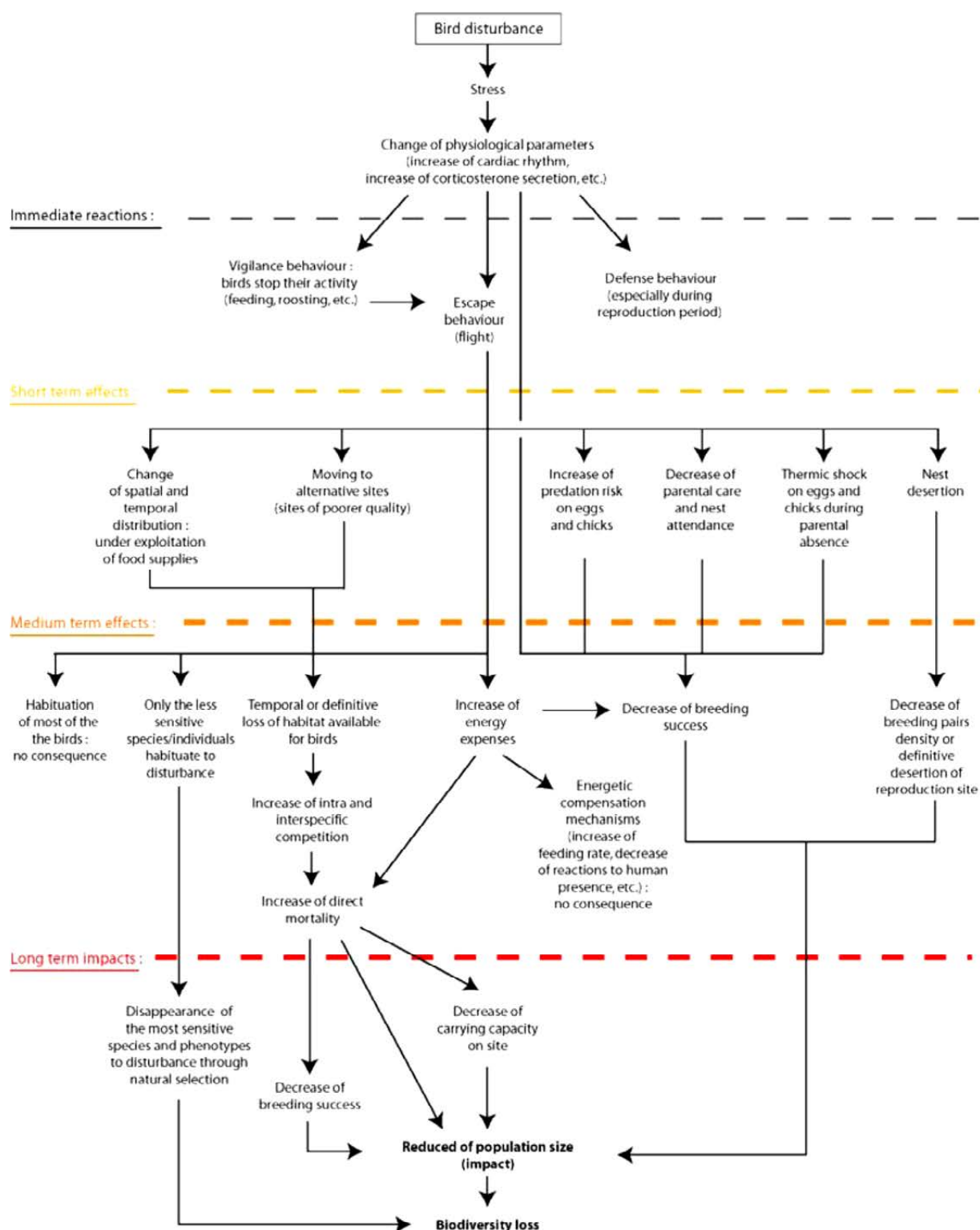
Oppsummering av litteraturen gir en del klare indikasjoner om konflikter mellom (ulike typer) ferdsel og (ulike typer) fugleliv. Disse kan ha direkte overføringsverdi til lokale forhold i bestemte områder som Lista og Jæren. Men det finnes også motstridende forskningsfunn, og flere eksempler på tiltak og situasjoner som kan dempe eller eliminere forstyrrelseffekter.

I mange tilfeller kan det være vanskelig å se om en fugl blir forstyrret eller ikke. Det er som vist over mange måter en fugl kan reagere på en forstyrrelse. Mange påvirkningsfaktorer har begrenset effekt på fugl eller andre dyr, og vil ofte bety svært lite i form av tapt tid eller i økt forbruk av energi. Et eksempel på dette vil være om en fugl under trekket må gjøre en liten omvei for å en passere et vindkraftverk eller annen forstyrrelse. Det økte energiforbruket med dette vil være minimalt, og i de aller fleste tilfeller vil det være mulig for fuglen å kompensere for dette senere. Ved menneskelig aktivitet vil det ikke alltid være nok å se at en fugl springer eller flyr unna et menneske som kommer for nær, til å kunne hevde at den blir negativt påvirket av forstyrrelsen. Men steget fra stresset og den umiddelbare reaksjon til en mer langsiktig konsekvens (se **Figur 9**), kan vært kort.

Indirekte effekter som endringer i substrat som følge av trakk (se **figur 10**), endringer i vegetasjonen, økt erosjon av sand m.m., kan også påvirke fugler negativt. Dette er imidlertid effekter som ikke i særlig grad er inkludert i denne rapporten, men de kan være viktige å huske dersom ulike tiltak for tilrettelegging skal iverksettes.



Figur 10. I tillegg til direkte effekter på fuglene (stress) av menneskelig aktivitet, kan de også påvirkes indirekte gjennom endringer i habitat og næringsgrunnlag. Selv om en spasertur på stranda tilsynelatende skjer uten å fortyrre noen fugler i nærheten, kan sanda pakkes tettere sammen og dermed påvirke fuglenes næringstilgang (Foto: Oddvar Hansen, NINA).



Figur 9. Flytdiagram som summerer teoretiske påvirkningsfaktorer og mekanismer på fugl og hvordan de kan forventes å påvirke både enkeltindivider og på bestandsnivå (Le Corre et al. 2008).

7 Referanser

- 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, R., Linnell, J.D.C., Reitan, A., Berntsen, F. & Langvatn, R. 1994. Militær aktivitets innvirkning på hjortevilt. - NINA Oppdragsmelding 316: 1-22.
- Andersson Å. 1980. Kunskapsöversikt och forskningsbehov rörande fågelskyddsområden. - Upublisert manuskript, Naturvårdsverket, Stockholm, 51 s.
- Andersson Å. 1986. Effekter på sjöfågelfaunan av det fria handredskapsfisket. - Svenska Jägareförbundet, Uppsala, opublisert material, 15 s.
- Arctander P., Fjeldså J. & Jensen A. 1984. Sejlads med luftpudebåde, jagt og andre forstyrrelser af fugle og saeler ved Saltholm maj-september 1984. Miljøministeriet, Fredningsstyrelsen, Danmark, 103 s.
- Balát F. 1968. Influence of repeated disturbance on the breeding success in the mallard *Anas platyrhynchos*. - Zoological Listy 18: 247-252.
- Batten L.A. 1977. Sailing on reservoirs and its effects on waterbirds. - Biological Conservation 11: 49-58.
- Baydack R.K. & Hein D.A. 1987. Tolerance of sharp-tailed grouse to lek disturbance. - Wildlife Society Bulletin 15: 535-539.
- Bell D.V. & Austin L.W. 1985. The game-fishing season and its effects on overwintering wildfowl. - Biological Conservation 33: 65-80.
- Berntsen, F., Langvatn, R., Liasjø, K. & Olsen, H. 1996. Reinens reaksjon på lavtflygende luftfartøy. - NINA Oppdragsmelding 390: 1-22.
- Blakesley J.A. & Reese K.P. 1988. Avian use of campground and noncampground sites in riparian zones. - Journal of Wildlife Management 52: 399-402.
- Blumstein D.T., Anthony L.L., Harcourt R. & Ross G. 2003. Testing a key assumption of wildlife buffer zones: is flight initiation distance a species-specific trait? - Biological Conservation 110: 97-100.
- Bolduc F. & Guillemette M. 2003. Human disturbance and nesting success of common eiders: interaction between visitors and gulls. - Biological Conservation 110: 77-83.
- Boyle S.A. & Samson F.B. 1985. Effects of nonconsumptive recreation on wildlife: a review. - Wildlife Society Bulletin 13: 110-116.
- Brown, S., C. Hickey, and B. Harrington, eds. 2000a. The U.S. Shorebird Conservation Plan. Manomet Center for Conservation Sciences, Manomet, MA.
- 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: 123-130.
- Burger J. 1998. Effects of motorboats and personal watercraft on flight behavior over a colony of Common Terns. Condor 100: 528-534.
- Burger J. & 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. & Gochfeld M. 1998. Effects of ecotourists on bird behavior at Loxahatchee National Wildlife Refuge, Florida. - Environmental Conservation 25: 13-21.
- Burton N.H.K., Armitage M.J.S., Musgrove A.J. & Rehfish M.M. 2002a. Impacts of man-made landscape features on numbers of estuarine waterbirds at low tide. - Environmental Management 30: 857-864.
- Busnel R.G. & Fletcher J. 1978. Effects of noise on wildlife. - Academic Press, New York.

- Clausager I. & Nøhr H. 1995. Vindmøllers indvirkning på fugle. Status over viden og perspektiver. - Rapport nr 147, Danmarks Miljøundersøgelser, 51 s.
- Conomy J.T., Dubrovsky J.A., Collazo J.A. & Fleming W.J. 1998b. Do black ducks and wood ducks habituate to aircraft disturbance? - *Journal of Wildlife Management* 62: 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. & Marquet P.A. 2001. Effects of human activity on the structure of coastal marine bird assemblages in central Chile. - *Conservation Biology* 15:1396-1404.
- 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. & 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. & Reiser M.H. 1999. Effects of helicopter noise on Mexican spotted owls. - *Journal of Wildlife Management* 63: 60-76.
- Duffy D.C. 1995. Why is the double-crested cormorant a problem? Insights from cormorant ecology and human sociology. - *Colonial Waterbirds* 18: 25-32.
- Dunstan T.C. 1973. The biology of ospreys in Minnesota. - *Loon* 45: 108-113.
- Dwyer N. & Tanner G.W. 1992. Nesting success in Florida sandhill cranes. - *Wilson Bulletin* 104: 22-31.
- Eriksson M. 1996. Fiskgjuse. I: Rödlistade ryggradsdjur i Sverige – Artfakta (red. I. Ahlén & M. Tjernberg). Artdatabanken, SLU, Uppsala, s. 127-128.
- Erlinger G & Reichholf J. 1974. Störungen durch angler in Wasservogel- Schutzgebieten. - *Natur und Landschaft* 49: 299-300.
- 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. & Day K.R. 2002. Hunting disturbance on a large shallow lake: the effectiveness of waterfowl refuges. - *Ibis* 144: 2-8.
- Fasola M., Guzman J., Manuel S. & Roselaar C.S.K. 2002. *Sterna albifrons* - Little tern. - BWP Update 4: 89-114.
- Fernández-Juricic E. 2000. Local and regional effects of pedestrians of forest birds in a fragmented landscape. - *Condor* 102: 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. & 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. & Bouchez B. 1998. Effects of recreational disturbance on the foraging behaviour of waders on a rocky beach. - *Bird Study* 45: 157-171.
- Follestad, A. 2001. Hvordan forebygge beiteskader av gjess. - Norges Bondelag, brosjyre, 8 s.
- Forshaw W.D. 1983. Numbers, distribution and behaviour of pink-footed geese in Lancashire. - *Wildfowl* 34: 64-76.
- Fox A.D. & 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.
- Fraser J.D., Frenzel L.D. & Mathisen J.E. 1985. The impact of human activities on breeding bald eagles in North-central Minnesota. *Journal of Wildlife Management* 49: 585-592.
- Frid A. & Dill L. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. - *Conservation Ecology* 6: 11.

- Gabrielsen, G.W. 1987. Reaksjoner på menneskelige forstyrrelser hos ærfugl, svalbardrype og krykkje i egg/ungeperioden. - Vår Fuglefauna 10: 153-158.
- Gabrielsen, G.W., Blix, A.S. & Ursin, H. 1985. Orienting and freezing response in incubating ptarmigan hens. - Physiol. Behav. 34: 925-934.
- Gerell R. 1986. Jakt i naturreservat. Opublicerat manusk., Naturvårdsverket, Stockholm, 20 s.
- Gill J.A., Norris K. & Sutherland W.J. 2001. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. - Biological Conservation 97: 265-268.
- Gill J.A., Sutherland W.J. & Watkinson A.R. 1996. A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations. - Journal of Applied Ecology 33: 786-792.
- Gladwin, D.N., Asherin, D.A. & Vilella, R. 1988. Effects of aircraft noise and sonic booms on domestic animals and wildlife: bibliographic abstracts. - U.S. Fish Wildl. Serv. National Ecology Research Center, Fort Collins, CO. NERC-88/32: 1-78.
- Grubb T.G. & King R.M. 1991. Assessing human disturbance of breeding bald eagles with classification tree models. Journal of Wildlife Management 55: 500-511.
- Gundersen, V., Andersen, O., Kaltenborn, B. P., Vistad, O. I., Wold, L. C. 2011. Målstyrt forvaltning. Metoder for håndtering av ferdsel i verneområder. - NINA Rapport 615. 93 s + vedlegg.
- Gutzwiller K.J., Marcum H.A., Harvey H.B., Roth J.D. & Anderson S.H. 1998. Bird tolerance to human intrusion in Wyoming montane forests. - Condor 100: 519-527.
- Gutzwiller K.J., Riffell S.K. & Anderson S.H. 2002. Repeated human intrusion and the potential for nest predation by gray jays. - Journal of Wildlife Management 66: 372-380.
- 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.
- Hagen, D.; Vistad, O. I.; Eide, N.E.; Flyen, A.C. & Fangel, K. 2011. Managing visitor sites on Svalbard; from precautionary approach to knowledge based management. - Polar Research 30/3: akseptert
- Hand, J.L. 1980. Human disturbance in western gull *Larus occidentalis livens* colonies and possible amplification by intraspecific predation. - Biological Conservation 18: 59-63.
- Helldin, J.-O. 2004. Effekter av störningar på fåglar - en kunskapssammanställning för bedömning av inverkan på Natura 2000-objekt och andra områden. - Naturvårdsverket Rapport 5351, 63 s.
- 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. & 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. & Barke, 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. & Craig, G.R. 1993. Responses of wintering grassland raptors to human disturbance. - Wildlife Society Bulletin 21: 461-468.
- Hooper R.G., Crawford H.S. & Harlow R.F. 1973. Bird density and diversity as related to vegetation in forest recreational areas. - Journ. For. 71: 766-769.
- Hume R.A. 1976. Reactions of goldeneyes to boating. - British Birds 69: 178-179.
- Holm, T.E. & Laursen, K. 2009. Experimental disturbance by walkers affects behaviour and territory density of nesting Black-tailed Godwit *Limosa limosa*. - Ibis 151: 77-87.

- Ikuta, L.A., & D.T. Blumstein. 2003. Do fences protect birds from human disturbance? - *Biological Conservation* 112:447-452.
- Iversen F.M. 1986. Effekten av forstyrrelser på vibens *Vanellus vanellus* rugning. - *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 80: 97-102.
- Jalkotzy M.G., Ross P.I. & Nasserden M.D. 1997. The effects of linear developments on wildlife: a review of selected scientific literature. - Upublisert 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.
- Kahlert, J. 2006. Effects of feeding patterns on body mass loss in moulting Greylag Geese *Anser anser*. - *Bird Study* 53: 20-31.
- Kaiser M.S. & Fritzell E.K. 1984. Effects of river recreationists on green-backed heron behavior. - *Journal of Wildlife Management* 48: 561-567.
- Karlsson J. 1987. Vindkraft Fåglar. Vindkraftsutredningens betänkande, SOU 1988:32.
- 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. & Castor M. 2002. Effects of wind turbines upon breeding meadow birds. *Natur und Landschaft* 77: 144-153.
- Klein M.L. 1993. Waterbird behavioral responses to human disturbances. *Wildlife Society Bulletin* 21: 31-39.
- Kleven, T. (ed.), Hagen, D., Reitan, O., Saglie, I.-L., Tennøy, A. & Vistad, O.I. 2006. Motorferdsel i utmark - omfang, erfaringer og effekter. Rapport I fra "Motorferdsel og samfunn" (MoSa). - NIBR-rapport 15-2006: 177 s.
- Klein M.L., Humphrey S.R. & Percival H.F. 1995. Effects of ecotourism on distribution of waterbirds in a wildlife refuge. - *Conservation Biology* 9: 1454-1465.
- Knapton R.W., Petrie S.A. & Herring G. 2000. Human disturbance of diving ducks on Long Point Bay, Lake Erie. - *Wildlife Society Bulletin* 28: 923-930.
- Knight R.L. & Knight S.K. 1984. Responses of wintering bald eagles to boat activity. - *Journal of Wildlife management* 48: 999-1004.
- Knight, R.L. & Gutzwiller, K.J. 1995. (eds.). *Wildlife and recreationists: coexistence through management and research*. - Island Press, Washington. 372 s.
- Koepff C. & Dietrich K. 1986. Wie riagiering Vögel des Vattenmeeres auf den Freizeitverkehr mit Wasserfahrzeugen? - *Journal für Ornithologie* 127: 374.
- Korschgen C.E., George L.S. & Green W.L. 1985. Disturbance of diving ducks by boaters on a migrational staging area. - *Wildlife Society Bulletin* 13:290-296.
- Krebs, J.R. & Davies, N.B. 1989. *Behavioural ecology - an evolutionary approach*. - Blackwell scientific publications. Oxford. 493 s.
- Kruckenbergh H. & 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. & Bergmann H.-H. 1998. Courage or despair by the roadside? The impact of roads on the spatial and feeding behaviour of whitefronted and barnacle geese at Dollart Bay, North-West Lower Saxony. - *Natur und Landschaft* 73: 3-8.
- Kusters E. & van Raden H. 1998. On the influence of military shooting ranges on the birds of the Wadden Sea. - *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 44: 221-236.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S. (red.). 2010. Norsk rødliste for arter 2010. - Artsdatabanken, Norge.

- 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.
- Lamberg, A. 1988 (ca.). Brettseilingens virkninger på sjøfugl i Rogaland. - Notat til Fylkesmannen i Rogaland, 15 s.
- Lamberg, A. 2004. Vil bølgesurfing som fritidsaktivitet, påvirke bestander av overvintrende sjøfugl på Jæren? - Notat til Fylkesmannen i Rogaland, 8 s
- Langvatn, R. 1992. Basic patterns in animal response to disturbance from military activity. - Conference on: Environmentally sound life cycle planning of military facilities and training areas. Dombås, Norway, 23-25 September 1992: 1-29.
- Langston, R.H.W. & Pullan, J.D. 2003. Windfarms and birds: an analysis of the effects of wind farms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. - Report T-PVS/Inf (2003) 12, by BirdLife International to the Council of Europe, Bern Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. RSPB/BirdLife in the UK. http://www.birdlife.org/eu/pdfs/BirdLife_Bern_windfarms.pdf
- Langston, R.H.W., Liley, D., Murison, G., Woodsfield, E. & Clarke, R.T. 2007. What effects do walkers and dogs have on the distribution and productivity of breeding European Nightjar *Caprimulgus europaeus*? - *Ibis* 149 (Suppl. 1): 27-36.
- Larsen J.K. & 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.
- Laursen K., Salvig J. & Frikke J. 1997. Vandfugle i relation til menneskelig aktivitet i Vadehavet 1980-1995. - Rapport nr 187, DMU, Danmark, 73 s.
- Lausen, K., Kahlert, J. & Frikke, J. 2005. Factors affecting escape distances of staging waterbirds. - *Wildl. Biol.* 11: 13-19.
- Liley D. 2000. Predicting the consequences of human disturbance, predation and sea level rise for ringed plover populations. - Thesis, University of East Anglia, Norwich, UK.
- Lindell L. 2002. Sveriges fåglar, 3e uppl. - SOF, Stockholm.
- Lislevand, T. 2000. Viktige fugleområder i Europa er kartlagt. - *Vår Fuglefauna* 23: 101-105.
- Lord A., Waas J.R., Innes J. & Whittingham M.J. 2001. Effects of human approaches to nests of northern New Zealand dotterels. - *Biological Conservation* 98: 233-240.
- Madsen J. 1985. Impact of disturbance on field utilization of pink-footed geese in West Jutland, Denmark. - *Biological Conservation* 33: 53-63.
- 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: 386-397.
- Madsen J. 1998b. Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. II. Tests of hunting disturbance effects. - *Journal of Applied Ecology* 35: 398-417.
- Madsen J. & Fox A.D. 1995. Impacts of hunting disturbance on waterbirds – a review. - *Wildlife Biology* 1: 193-207.
- Madsen J., Fox A.D., Moser M. & Noer H. 1995b. The impact of hunting disturbance on the dynamics of waterbird populations: a review. - Rapport til Europakommisjonen, 79 s.
- Madsen J., Frikke J., Kristensen J.B., Bøgebjerg E. & Hounisen J.P. 1992a. Forsøgsreservat Nibe bredning: Baggrundsundersøgelser efteråret 1985 til foråret 1989. - Rapport nr 46, DMU, Danmark, 50 s.
- Madsen, J. & Fox, A.D. 1995. Impacts of hunting disturbance on waterbirds - a review. - *Wildl. Biol.* 1: 193-207.
- Madsen, J. & Pihl, S. 1993. Jagt- og forstyrrelsesfrie kerneområder for vandfugle i Danmark. - Faglig rapport fra DMU, nr. 72. 135 s.

- Manci, K.M., Gladwin, D.N., Vilella, R. & Cavendish, M.G. 1988. Effects of aircraft noise and sonic booms on domestic animals and wildlife: a literature synthesis. - U.S. Fish Wildl. Serv. National Ecology Research Center, Fort Collins, CO. NERC-88/29: 1-88.
- Marsden S.J. 2000. Impact of disturbance on waterfowl wintering in a UK dockland redevelopment area. - *Environmental Management* 26: 207-213.
- May, R. & Bevanger, K. (eds.) 2011. Proceedings. Conference on Wind energy and Wildlife impacts, 2-5 May 2011, Trondheim, Nor-way – NINA Report 693. 140 pp.
- Miller J.R. & Hobbs N.T. 2000. Recreational trails, human activity, and nest predation in low-land riparian areas. - *Landscape and Urban Planning* 50: 227-236.
- Miller S.G., Knight R.L & Miller C.K. 1998. Influence of recreational trails on breeding bird communities. - *Ecological Applications* 8: 162-169.
- Miller S.G., Knight R.L & Miller C.K. 2001. Wildlife responses to pedestrians and dogs. - *Wildlife Society Bulletin* 29: 124-132.
- Møller N.W. & Poulsen E. 1984. Vindmøller og fugle. - Vildtbiologisk Station Kalø, Danmark, 73 s.
- Newsome, D., Dowling, K.R. & Moore, S.A. 2005. Wildlife Tourism (Aspects of Tourism) (Paper-back). – Channel View Publications. Cromwell Press, Clevedon.
- Norman R.K. & Saunders D.R. 1969. Status of the little terns in Great Britain and Ireland in 1967. - *British Birds* 62: 4-13.
- Owens N.W. 1977. Responses of wintering brent geese to human disturbance. - *Wildfowl* 28: 5-14.
- Pedersen M.B. & 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. & Percival T. 1998. Breeding waders at the Nasudden wind farm, Gotland, Sweden. - Rapport til National Wind Power Ltd., 15 s.
- Percival S.M. 1993. The effects of reseeding, fertilizer application and disturbance on the use of grasslands by barnacle geese, and the implications for refuge management. - *Journal of Applied Ecology* 30: 437-443.
- Percival S.M., Halpin Y. & Houston D.C. 1997. Managing the distribution of barnacle geese on Islay, Scotland, through deliberate human disturbance. - *Biological Conservation* 82: 273-277.
- Pettersson J. 2002. Fågelbevakningen i södra Kalmarsund – vår och höst 2001. Rapport til Enron Wind och Vindkompaniet AB, 15 s.
- Radle A.L. 1998. The effects of noise on wildlife: a literature review. - Upublicert 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 "Unter der Inn". - *Vogelwelt* 109: 206-221.
- Reijnen R. & Foppen R. 1994. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers *Phylloscopus trochilus* breeding close to a highway. - *Journal of Applied Ecology* 31: 85- 94.
- Reitan O. & Follestad A. 2001. Vindkraft i Norge og fugleliv. - *Vår Fuglefauna* 24: 4-9.
- Richardson C.T. & 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. & 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. & Smith H.T. 1995. Set-back distances to protect nesting bird colonies from human disturbance in Florida. - *Conservation Biology* 9: 89-99.

- Rodgers J.A., Jr. & Smith H.T. 1997. Buffer zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from human disturbance in Florida. - *Wildlife Society Bulletin* 25: 139-145.
- Rosenberg M. 1979. Svartårännet 1979 – en kanottävlings störningseffekter på andfågellivet. - Upublisert rapport, Länsstyrelsen Örebro län, 19 s.
- Røv, N., Eide, S. & Hangård, A. 2004. Betydningen av trafikkstøy for fuglelivet i Ilene og Presterdikilen naturreservater. - Rapp. fra NINA, 10 s.
- Schneider M. 1987. Wassersportler stören Wasservögel auch im Winter. - *Die Vogelwelt* 108.
- Schueck L.S. & Marzluff J.M. 1995. Influence of weather on conclusions about effects of human activities of raptors. - *Journal of Wildlife Management* 59: 674- 682.
- Schwarz, K., 2010. Ökologie einer expandierenden Grauganspopulation im Ballungsraum. - Diploma thesis. Universität Hohenheim, 113 pp.
- Skagen S.K., Knight R.L. & Orians G.H. 1991. Human disturbance of an avian scavenging guild. - *Ecological Applications* 1: 215-225.
- Smith, C.J. & Visser, G.J.M. 1984. Studies on the effects of military activities on shorebirds in the Waddensea.
- Spellerberg I.F. 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. - *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 317-333.
- Stalmaster M.V. & Kaiser J.L. 1997. Flushing responses of wintering bald eagles to military activity. - *Journal of Wildlife Management* 61: 1307-1313.
- Stalmaster M.V. & Kaiser J.L. 1998. Effects of recreational activity on wintering bald eagles. *Wildlife Monographs* 137: 1-46.
- Stalmaster M.V. & Newman J.R. 1978. Behavioral responses of wintering bald eagles to human activity. - *Journal of Wildlife Management* 42: 506-513.
- Still D., Little B., Lawrence S.G. & Carver H. 1994. - The birds of Blyth Harbour. Rapport, 7 s.
- Stillman R.A. & 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.
- Sturkie, P.D. 1976. Avian physiology. - Springer-Verlag, New York, 400 s.
- Swenson J. 1979. Factors affecting status and reproduction of ospreys in Yellowstone National Park. - *Journal of Wildlife Management* 43: 595-601.
- Titus J.R. & 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.
- Tombre, I. M., Madsen, J. Tømmervik, H. & Eythórsson, E. 2004. Vårrastende kortnebbgjess i Vesterålen. Konflikter med landbruket, årsaker og konsekvenser. - NINA Fagrapport 77. 25pp.
- Tremblay J. & 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. & 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.
- Tydén A.-L., Tydén L. & Larsson K. 1998. Interactions between barnacle geese and wind turbines on Gotland, Sweden. - Upublisert rapport, 4 s.
- Tysse, T. 1998. Jærstrendene landskapsvernområde. Fugl og ferdsel. Del 1: Litteraturstudie. - Fylkesmannen i Rogaland, Miljørapport 2-1998. 40 s.
- van der Zande A.N. & 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., Berkhuijsen J.C., van Latesteijn H.C., ter Keurs W.J. & Poppelaars 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.
- van der Zande A.N., ter Keurs W.J. & 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.
- Vistad, O.I., Eide, N.E., Hagen, D., Erikstad, L. & Landa, A. 2008. Miljøeffekter av ferdsel og turisme i Arktis - En litteratur- og forstudie med vekt på Svalbard. - NINA Rapport 316. 124 s.
- Vistad, O.I., Eide, N.E., Hagen, D., Nellemann, C., Framstad, E., Erikstad, L., Gjershaug, J.O. & Vistnes, I. 2007. A. Overvaking av verneområde, B. Forslag til overvakingsplan for verne-kvalitetar, ferdsel og påverknad i verneområda på Dovrefjell. Eit pilotprosjekt. - NINA Rap-port 188. 80 s.
- Vos D.K., Ryder R.A. & Gaul W.D. 1985. Response of breeding great blue herons *Ardea he-rodias* to human disturbance in north central Colorado, USA. - *Colonial Waterbirds* 8: 13-22.
- Watson A. 1982. Effects of human impact on ptarmigan and red grouse near ski lifts in Scot-land. - *Annual Report of Institute of Terrestrial Ecology* 1981.
- 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. & McGror-ty S. 2002. Predicting the impacts of disturbance on shorebird mortality using a behaviour-based model. - *Biological Conservation* 106: 319-328.
- Winkelman J.E. 1992a. De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vo-gels. 2: Nachtelijke aanvaringskansen. - RIN-rapport 92/3, DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, 120 s.
- Winkelman J.E. 1992c. De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vo-gels. 4: Verstoring. - RIN-rapport 92/5, DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, 106 s.
- Yalden P.E. & Yalden D.W. 1989. The sensitivity of breeding golden plovers *Pluvialis apricaria* to human intruders. - *Bird Study* 36: 49-55.
- Yalden P.E. & Yalden D.W. 1990. Recreational disturbance of breeding golden plovers *Pluvial-is apricarius*. - *Biological Conservation* 51: 243-262.
- Yorio P., Frere E., Gandini P. & Schiavini A. 2001. Tourism and recreation at seabird breeding sites in Patagonia, Argentina: current concerns and future prospects. - *Bird Conservation In-ternational* 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. & Götmark F. 1989. Gull predation on eider ducklings *Somateria mollissima*: effects of human disturbance. - *Biological Conservation* 48: 115-127.



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN: 1504-3312
ISBN: 978-82-426- 2446-8

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger