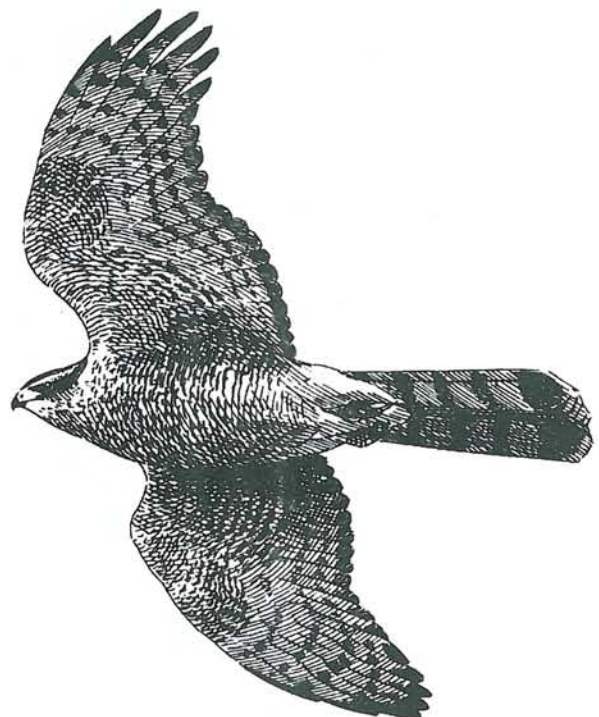


Magne Myklebust

Truete fuglearter i Norge



Nippa 1980



Norsk Ornitologisk Forening



Rapport nr. 5-1996

NOF RAPPORTSERIE

RAPPORT NR. 5-1996

Magne Myklebust

Truete fuglearter i Norge



Nippon 1980

NORSK ORNITOLOGISK FORENING (NOF)
KLÆBU 1996

Magne Myklebust

Norsk Ornitologisk Forening

Seminarplassen 5

N-7060 Klæbu

Norway



Arbeidet er utført på oppdrag fra
Direktoratet for naturforvaltning.

© Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu

Trykket oktober 1996

Forside: Viggo Ree. Illustrasjoner inne i
rapporten ved Viggo Ree, Rune Roalkvam,

Trond Haugskott og Ragnar Vikøren

Opplag: 500 eks.

ISSN 0805-4932

ISBN 82-7852-007-0

FORORD

Norsk Ornitologisk Forening (NOF) fikk i 1995 oppdraget med å revidere den norske rødlista for fugl av Direktoratet for Naturforvaltning (DN). For å fremskaffe synspunkter fra forskjellig hold ble det nye forslaget fra NOF sendt ut på høring til fylkesavdelinger og lokallag av NOF, vitenskapelige institusjoner, fylkesmennenes miljøvern-avdelinger og en rekke privatpersoner. Tre forskjellige høringsutkast ble laget i løpet av 1995; det ene ganske forskjellig fra de andre.

Et sentralt moment i NOFs høringsforslag var at den nye kunnskapen om norsk og europeisk fuglefauna som vi fikk gjennom utgivelsene av *Norsk fugleatlas* (Gjershaug m. fl. 1994) og *Birds in Europe — Their conservation status* (Tucker & Heath 1994), for første gang gjorde det mulig å benytte objektive kriterier for vurdering av truetet for norske fuglearter. Dette ble rent praktisk gjort ved å sette terskelverdier for bestandsstørrelse mellom de forskjellige truetetskategoriene. Tucker & Heath (1994) ble i denne sammenheng brukt til å finne ut hvor stor andel de norske bestandene utgjorde i europeisk sammenheng. Systemet var en kopi av det som ble benyttet i Tucker & Heath (1994), men terskelverdiene var justert etter norske forhold.

Mange reagerte negativt på denne måten å vurdere truede arter på. For det første gikk reaksjonene på at bestandsestimatene i *Norsk fugleatlas* var for dårlige til slikt bruk. For det andre vil det alltid være flere subjektive kriterier, som ikke lar seg tallfeste, som må med i vurderingene av truede arter. Mange mente at en slik kvantitativ tilnærming ville medføre en grov forenkling av en kompleks virkelighet.

Flere medlemmer av Atlaskomiteen, som i sin tid laget bestandsestimatene i *Norsk fugleatlas*, mente også at estimatene ikke var av en slik kvalitet at de kunne forsvare bruken av kvantitative kriterier.

Atlaskomiteens vurderinger ble avgjørende for at de objektive kriteriene avslutningsvis ble forlatt. De samme subjektive kriterier (IUCN 1988) som ble brukt i den forrige fuglerødlista (Størkersen 1992) er derfor benyttet også i den foreliggende rødlista. Et unntak er imidlertid at kategorien hensynskrevende (V+) nå også har blitt brukt på norske fuglearter. Denne kategorien var tidligere forbeholdt planter på den norske rødlista (Størkersen 1992). Den er imidlertid benyttet på fuglearter i bl.a. den svenske rødlista (Ahlén & Tjernberg 1992) og i den nordiske (Höjer 1995).

En rekke personer har bidratt med kommentarer til de forskjellige høringsutkastene. Andre har bidratt med upubliserte opplysninger om regionale og nasjonale bestandsforhold. En stor takk for kompetente og konstruktive bidrag går til (i alfabetisk rekkefølge): Tycho Anker-Nilssen, Vidar Bakken, Georg Bangjord, Roald Bengtson, Frode Nordang Bye, Svein Dale, Ingrid Danielsen, Kjell Einvik, Alv Ottar Folkestad, Lars Egil Furuseth, Geir Gaarder, Jan Ove Gjershaug, Karl Hagelund, Geir Hardeng, Torkild Jensen, Jon Atle Kålås, Bjørn Harald Larsen, Terje Lislevand, Torgeir Nygård, Knut S. Olsen, Arild Pfaff, Bjørn Rangbru, Gunnar Rofstad, Jan Erik Røer, Jostein Sandvik, Frantz Sortland, Christian Steel, Odd Frydenlund Steen, Karl-Birger Strann, Per-Gustav Thingstad, Ragnar Ødegaard og Ingar Jostein Øien.

Magne Myklebust
prosjektleder

INNHOOLD

1. Innledning	side 1
2. Vurdering av truede arter	side 2
3. Rødliste for norske hekkefugler	side 5
4. Ansvarsarter	side 7
5. Trusselfaktorer	side 8
6. Habitattyper	side 8
7. Internasjonale avtaler og konvensjoner	side 9
8. Faktaark for truede fuglearter	side 13
9. Referanser	side 69

1. INNLEDNING

Biologisk mangfold kan kort forklares som jordas variasjon av livsformer. Begrepet omfatter mangfoldet av arter, det genetiske mangfoldet innen arter og mangfold av og innen økosystemer. Det er mange grunner til at vi bør bevare det biologiske mangfoldet, både økologiske, egoistiske (nytteverdi) og etiske (Hågvar 1995).

Norge har gjennom en rekke internasjonale konvensjoner forpliktet seg til å bevare det biologiske mangfoldet. FN-konferansen om miljø og utvikling i Rio de Janeiro slo fast at medlemslandene forplikter seg til å iverksette tiltak som skal bevare det biologiske mangfoldet gjennom vern og bærekraftig bruk. Hovedelementene i en nasjonal strategi og handlingsplan for biologisk mangfold vil være (Miljøverndepartementet 1992-93):

- 1) Identifisering og overvåking av biologisk mangfold og de deler av mangfoldet som krever bevaringstiltak, og aktiviteter som truer mangfoldet.
- 2) Vern og bærekraftig bruk av biologisk mangfold, samt gjennomføre konsekvensanalyser av prosjekter og politikk av et visst omfang; som et supplement vil det være nødvendig å iverksette genbanktiltak.
- 3) Drive forskning, opplæring og informasjon.

Rødlistene er oversikter over arter som er i faresonen, og kan betraktes som en oppfølging av punkt 1 i den ovenfor nevnte nasjonale strategi og handlingsplan for biologisk mangfold. En rødliste skal kunne fungere som et redskap for naturforvaltningen i arbeidet med å bevare det biologiske mangfoldet.

Rødlistene er ofte indikatorer på truede habitater, og rødlistene kan derfor være et nyttig hjelpemiddel for naturforvaltere i utarbeidelse av verneplaner.

Verneområder er imidlertid i mange tilfeller ikke nok for at truede fuglearters eksistens blir ivarettatt over lengre tidsrom. Det kan muligens være tilstrekkelig å ta vare på noen våtmarksarter gjennom et nettverk av reservater; flere av disse artene er habitatspesialister som har en flekkvis utbredelse i Norge på grunn av liten tilgang på egnede habitater. For de fleste andre fuglegrupper vil imidlertid et nettverk av reservater realistisk sett ikke kunne bevare artene på sikt. Eksempelvis har flere av spetteartene våre territorier på flere kvadratkilometer. Bevaring av spettebestander gjennom verneområder ville ha medført svært store vernearealer. Bevaring gjennom bærekraftig bruk av skogen er derfor en langt mer realistisk tilnærming. For spetteartene medfører begrepet bærekraftig bruk at døde og døende trær bør få stå urørt, innslaget av løvtrær bør opprettholdes eller økes, og treslagsskifte fra løv- til bartrær bør begrenses i forhold til dagens nivå.

Dette er et eksempel på at bevaring av biologisk mangfold ikke bare er naturforvalternes ansvar. Skal man ta vare på det biologiske mangfoldet kreves en bred og tverrfaglig innsats. Rødlistene bør derfor i framtida bli et like mye brukt redskap for eksempel arealplanleggere og skogbrukere som for naturforvaltere.

2. VURDERING AV TRUETE ARTER

A. Kriterier for artsutvalg

Følgende kriterier er benyttet ved utvelgelse av arter til den norske rødlista (tabell 1) :

1) Arter som er oppført på internasjonale rødlistor. På den siste globale rødlista for fugler (Collar m. fl. 1994) befinner det seg fem arter som hekker/overvintrer i Norge: *dverggås*, *stellerand*, *havørn*, *åkerrikse* og *dobbeltbekkasin*. Disse artene er tatt med på den norske rødlista.

I stor grad tas også arter på den europeiske «rødlista» med (Tucker & Heath 1994), men denne inneholder imidlertid enkelte arter som tilsynelatende har en stabil og sterk bestand i Norge (f. eks. rødstilk). I slike tilfeller tas ikkeartene med på den norske rødlista (de kan imidlertid være med i lista over ansvarsarter, jf. tabell 2).

2) Opprinnelige og hjemmehørende arter. Innførte arter er ikke vurdert i forbindelse med rødlista. Dette dreier seg både om såkalte B-arter og AB-arter (Ree & Gjershaug 1994). B-arter har overveiende sannsynlig eller med sikkerhet ikke nådd Norge spontant (f. eks. pavefink og chileflamingo), mens AB-arter opprinnelig er innførte arter (f. eks. fasan og kanadagås) som i dag hekker i vill tilstand uten at menneskelige inngrep er nødvendige for å opprettholde reproduserende bestander (Ree & Gjershaug 1994).

3) Arter som er registrert reproduserende i Norge de siste 150 år. Det forutsettes at artene på rødlista har hatt reproduserende bestander i Norge de siste 150 år. Det betyr at kategorien *Utgått (Ex)* utelukkende inneholder arter som forsvant som hekkefugler etter 1846.

Stellerand er imidlertid et unntak fra dette kriteriet. Arten er tatt med på den norske rødlista fordi det er en globalt truet art som har en betydelig vinterbestand i Norge.

4) Arter som er truet på landsbasis. En art kan være i en tilfredsstillende situasjon på landsbasis selv om den regionalt/lokalt er truet. Eksempelvis er sothøna direkte truet i Sør-Trøndelag på grunn av ødeleggelse av leveområdene, mens den jevnt over har en tilfredsstillende status ellers i landet. Slike arter er ikke med på den nasjonale rødlista.

5) Bestandsutvikling i Norge. Det er lagt vekt på den *reproduserende bestands utvikling i Norge i perioden 1970-1990*. Unntaket her er stellerand, som er tatt med på den norske rødlista fordi den er en globalt truet art (Collar m. fl. 1994). Rødlistor skal fange opp både arter som er truet på grunn av menneskeskapte årsaker (f. eks. åkerrikse og hvitryggspett) og stabile bestander av arter som er naturlig sjeldne i Norge (f. eks. stjertand og myrhauk). Arter som går tilbake av årsaker som sannsynligvis ikke er menneskeskapte, er ikke aktuelle rødlistekandidater (f. eks. tyrkerdue i Norge). Ikke alle arter som går tilbake på grunn av menneskelig aktivitet har fått plass på rødlista. F. eks. går mange av våre vanlige kulturlandskapsarter (f. eks. vipe, sanglerke, storspove) tilbake. Bestandssituasjonen er foreløpig av en slik karakter at artene holdes utenfor rødlista.

B. Truethetskategorier

International Union for Conservation of Nature (IUCN) har utviklet et sett med truethetskategorier (IUCN 1988) som er benyttet i denne rapporten. Disse kategoriene er også benyttet i den forrige rødlista for fugler (Størkersen 1992). En del nødvendige modifikasjoner er gjort, bl. a. er kategorien «hensynskrevende» for første gang brukt i en norsk fuglerødliste. Noen av modifikasjonene er gjort i samsvar med Höjer (1995).

0. Utgått/utryddet (Ex): *Arter som ikke er påvist reproduserende i Norge de siste 50 år. Ex? angir at arten har forsvunnet for mindre enn 50 år siden.*

Kommentar: De fleste av artene oppført i denne kategorien er observert i landet etter at de forsvant som hekkefugler. Eksempelvis blir glente observert årlig i Norge. Det er derfor viktig å presisere at kategorien omfatter reproduserende bestander (Höjer 1995). For noen arter er fortsatt muligheten til stede for at de kan bli gjenfunnet som hekkefugler (Størkersen 1992), f. eks. rapphøne.

1. Direkte truet (E): *Arter som står i fare for å utryddes/dø ut i nær fremtid. Deres muligheter til å overleve er små dersom de negative faktorene fortsetter å virke.*

Kommentar: Med nær fremtid regnes de nærmeste 20-30 år (Höjer 1995). Uttrykkene utryddelse og overlevelse brukes her i forbindelse med spørsmålet om hvorvidt *reproduserende* bestander vil kunne opprettholdes eller ikke. Til denne gruppen regnes både arter som har en sterkt redusert bestand og arter som har fått mange av sine leveområder ødelagt (Størkersen 1992).

2. Sårbar (V): *Arter som kan gå over i gruppen direkte truede arter i nær framtid dersom de negative faktorene fortsetter å virke.*

Kommentar: Til denne gruppen regnes arter som er i tilbakegang med hensyn til antall eller utbredelse på grunn av direkte eller indirekte påvirkninger fra menneskets side. Gruppen omfatter også arter som fortsatt er vanlige, men som synes å være sterkt utsatt for negative påvirkninger (f. eks. lunde).

3. Sjelden (R): *Arter med små bestander som for tiden ikke er direkte truet eller sårbare, men som likevel er i en utsatt posisjon fordi de er knyttet til begrensede, geografiske områder eller har en spredt og sparsom utbredelse i et større område.*

Kommentar: Til denne kategorien regnes arter med små bestander eller arter med et begrenset utbredelsesområde. Vurderingen av hvilke arter som bør regnes til denne gruppen er ikke enkel, og vil bli preget av skjønn. Følgende kriterier er fulgt:

A. Vanligvis tas det her med arter som har en liten, stabil bestand som kan vise tegn til tilbakegang i Norge eller i våre naboland.

B. Fåtallige arter som antas å være i ferd med å øke i antall eller utbredelse i Norge er ikke tatt med, f. eks. gresshoppesanger, myrsanger og kjernebiter.

C. Arter som har en relativt liten bestand, men som er relativt vanlige innenfor det begrensede arealet de forekommer i Norge, samtidig som de som har betydelige utbredelsesområder utenfor Norge, er ikke med i denne kategorien. Dette kriteriet vil utelukke mange arter som oppfattes som «sjelden» i Norge, f. eks. lappspove, sotsnipe, nattergal og rosenfink.

D. Det legges vekt på å ta med sjeldne arter som er tilknyttet naturtyper som er truet i Norge og/eller Europa.

E. Sjeldne arter som er reelt/potensielt truet av f. eks. faunakriminalitet tas med.

4. Hensynskrevende (V+): *Arter som ikke tilhører kategoriene 1-3; men som likevel krever spesielle hensyn/tiltak. Artenes bestander og utbredelsesområder avtar, men situasjonen er ennå ikke så alvorlig at kategoriene 1-3 er aktuelle.*

Kommentar: Normalt er kategorien forbeholdt relativt vanlige arter som har fått reduserte bestander eller utbredelsesområder av en karakter som må betraktes som alvorlig. Dette kan være arter som fremdeles er vanlige, men hvis habitater er

sterkt truet av f. eks. skogbruket eller jordbruket (Höjer 1995). På den norske rødlista tas også med arter som er i en reetableringsfase etter en tilbakegang (f. eks. havørn) eller arter som krever spesielle hensyn/tiltak (f. eks. trane).

5. Usikker (I): Til denne kategorien regnes arter som er kjent enten å være direkte truet, sårbar eller sjelden, men der det ikke foreligger nok kunnskap til å plassere arten i en av de tre kategoriene.

Kommentar: Til denne kategorien regnes også arter der lite er kjent om bestandssituasjonen i Norge, men hvor forholdene i andre land gir grunn til årvåkenhet.

6. Utilstrekkelig kjent (K): Til denne kategorien regnes arter som en antar, men ikke vet sikkert, tilhører en av de ovennevnte kategorier. Dette på grunn av manglende kunnskap.

Kommentar: Kunnskapsstatusen for disse artene er enda dårligere enn for arter i kategorien usikker. Som regel er kunnskapen om trusselfaktorer, bestandsstørrelse og utvikling i Norge svært dårlig kjent. Grensen mellom denne kategorien og usikker er ikke alltid like tydelig.

C. Ansvarsarter (A)

Ansvarsarter er arter som Norge har et særlig ansvar for forvaltningen av. Dette er arter hvor store deler av en biogeografisk bestand i løpet av året oppholder seg i Norge. Ifølge den danske rødlisten (Asbirk & Søgaard 1991) vil typiske arter være :

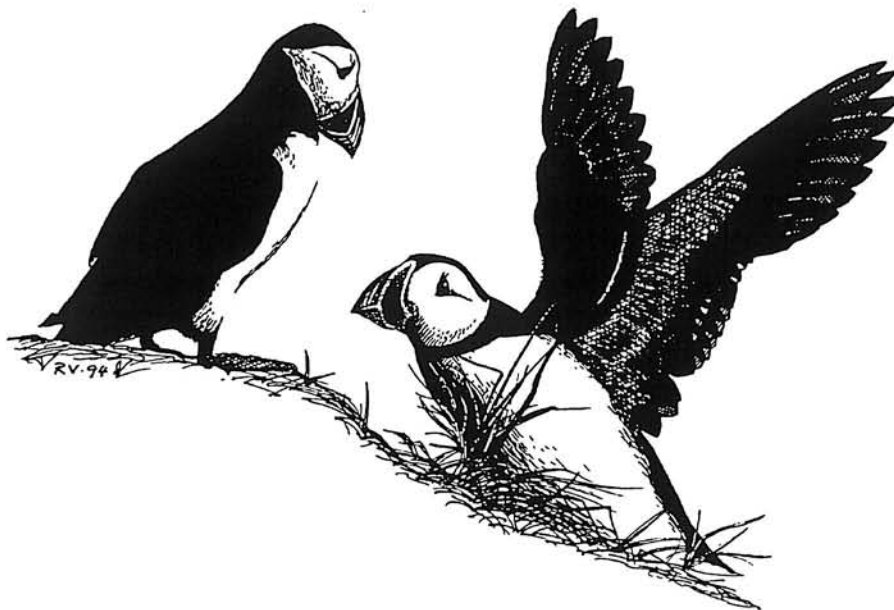
A. Arter som opptrer med en stor prosentandel av totalbestanden innenfor et nærmere avgrenset område/land (f. eks. Europa).

B. Arter som er truet i Europa, Norden eller hele verden, men som forekommer så alminnelig i Norge at de ikke anses for å være truet her.

C. Endemiske arter.

Størkersen (1992) tok med arter hvor Norge antakelig har mer enn 25 % av den europeiske bestanden. Disse vurderingene har blitt langt enklere etter den tid, på grunn av utgivelsen av *Birds in Europe — Their conservation status* (Tucker & Heath 1994) og *Norsk fugleatlas* (Gjershaug m. fl. 1994).

Lista over ansvarsarter (tabell 2) inneholder stort sett arter som ikke kan betraktes som truet i Norge. Denne lista bør derfor betraktes som et supplement til lista over truete fuglearter (rødlista), og ikke en del av den. Ansvarsartene har ikke egne faktaark i artsgjennomgangen.



3. RØDLISTE FOR NORSKE HEKKEFUGLER

Tabell 1. Norsk rødliste.

Gjelder for norske hekkefugler. Unntaket er stellerand, som er tatt med fordi den er en globalt truet art som har en betydelig vinterbestand i Norge.

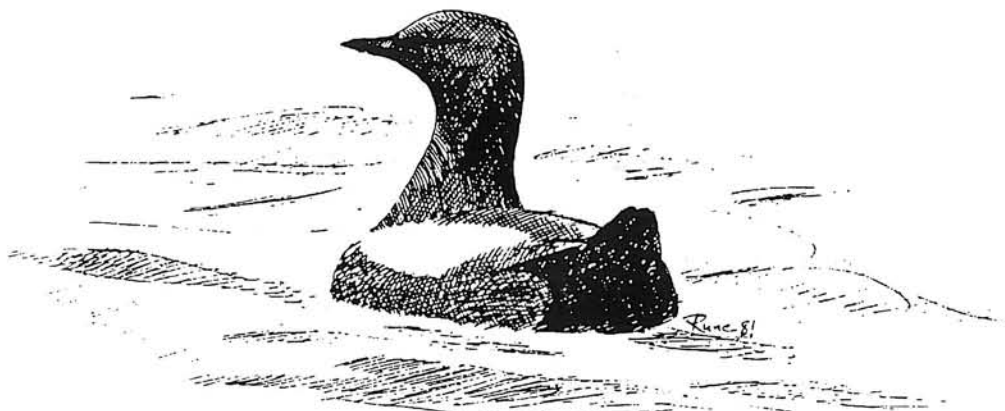
Tegnforklaring:

Ex	<i>utgått/utryddet</i>	+	<i>arten er truet i ett eller flere nordiske land, men ikke i Norden totalt sett.</i>
Ex?	<i>utgått/utryddet for mindre enn 50 år siden</i>		
E	<i>direkte truet</i>		
V	<i>sårbar</i>	S	<i>sikker</i>
R	<i>sjelden</i>	D	<i>tilbakegang</i>
V+	<i>hensynskrevende</i>	*	<i>mangelfulle bestandsdata</i>
I	<i>usikker</i>	L	<i>lokal forekomst</i>
K	<i>utilstrekkelig kjent</i>	Lw	<i>lokal forekomst om vinteren</i>
-	<i>ikke truet/ikke vurdert</i>		

Opplysninger fra Norden i tabell 1 er basert på Höjer (1995) og fra Europa på Tucker & Heath (1994).

		Norge 1996	Norge 1992	Norden 1995	Europa 1994
Glente	<i>Milvus milvus</i>	Ex	Ex	V+	S
Rapphøne	<i>Perdix perdix</i>	Ex?	K	V+	V
Hvitbrystlo	<i>Charadrius alexandrinus</i>	Ex	-	E	D
Klippedue	<i>Columba livia</i>	Ex?	Ex	Ex	S
Topplerke	<i>Galerida cristata</i>	Ex?	Ex?	V+	D*
Kornspurv	<i>Miliaria calandra</i>	Ex	Ex	V+	S*
Dverggås	<i>Anser erythropus</i>	E	E	E	V
Åkerrikse	<i>Crex crex</i>	E	E	V+	V
Sørlig myrsnipe	<i>Calidris alpina schinzii</i>	E	-	V+	-
Nordlig sildemåke	<i>Larus fuscus fuscus</i>	E	E	V+	-
Sørlig gulerle	<i>Motacilla flava flava</i>	E	-	+	-
Engelsk gulerle	<i>Motacilla flava flavissima</i>	E	-	+	-
Hortulan	<i>Emberiza hortulana</i>	E	V	+	V*
Stellerand	<i>Polysticta stelleri</i>	V	-	-	Lw
Hønschauk	<i>Accipiter gentilis</i>	V	I	+	S
Kongørn	<i>Aquila chrysaetos</i>	V	V	V+	R
Fiskeørn	<i>Pandion haliaetus</i>	V	V	V+	R
Jaktfalk	<i>Falco rusticolus</i>	V	V	V+	V
Vandrefalk	<i>Falco peregrinus</i>	V	E	V	R
Lomvi	<i>Uria aalge</i>	V	V	+	S
Polarlomvi	<i>Uria lomvia</i>	V	V	+	S
Lunde	<i>Fratrecula arctica</i>	V	V	+	V
Skogdue	<i>Columba oenas</i>	V	K	+	S

Hubro	<i>Bubo bubo</i>	V	V	V+	V
Snøugle	<i>Nyctea scandiaca</i>	V	R	R	V
Vendehals	<i>Jynx torquilla</i>	V	I	+	D
Hvittryggspett	<i>Dendrocopos leucotos</i>	V	V	V	S
Fjellerke	<i>Eremophila alpestris</i>	V	K	V	S*
Sangsvane	<i>Cygnus cygnus</i>	R	K	+	S
Stjertand	<i>Anas acuta</i>	R	R	V+	V
Skjeand	<i>Anas clypeata</i>	R	R	+	S
Lappfiskand	<i>Mergus albellus</i>	R	R	+	V
Sivhauk	<i>Circus aeruginosus</i>	R	-	+	S
Myrhauk	<i>Circus cyaneus</i>	R	R	+	V
Lerkefalk	<i>Falco subbuteo</i>	R	R	+	S
Vannrikse	<i>Rallus aquaticus</i>	R	R	+	S*
Myrrikse	<i>Porzana porzana</i>	R	R	V+	S
Dverglo	<i>Charadrius dubius</i>	R	R	+	S*
Svarthalespove	<i>Limosa limosa</i>	R	R	+	V
Slagugle	<i>Strix uralensis</i>	R	R	V+	S*
Lappugle	<i>Strix nebulosa</i>	R	R	+	S
Trelerke	<i>Lullula arborea</i>	R	R	+	V
Smålom	<i>Gavia stellata</i>	V+	K	+	V
Storlom	<i>Gavia arctica</i>	V+	K	V+	V
Havørn	<i>Haliaeetus albicilla</i>	V+	V	V	R
Trane	<i>Grus grus</i>	V+	V	+	V
Teist	<i>Cepphus grylle</i>	V+	K	+	D
Dvergspett	<i>Dendrocopos minor</i>	V+	K	V+	S
Sædgås	<i>Anser fabalis</i>	I	V	V+	S
Fjellmyrløper	<i>Limicola falcinellus</i>	I	V	+	V*
Dobbeltbekkasin	<i>Gallinago media</i>	I	V	V+	V*
Nattravn	<i>Caprimulgus europaeus</i>	I	I	+	D*
Vepsevåk	<i>Pernis apivorus</i>	K	K	+	S
Vaktel	<i>Coturnix coturnix</i>	K	K	R	V
Gråspett	<i>Picus canus</i>	K	K	R	D



4. ANSVARSARTER

Ansvarsarter er arter som Norge har et spesielt forvaltningsansvar for på grunn av at store deler av bestanden i løpet av året oppholder seg i landet. Arter som Norge har over 25 % av den europeiske bestanden av i deler av året tas med (Størkersen 1992). Estimer av norske og europeiske hekkebestander er tatt fra henholdsvis Gjershaug m. fl. (1994) og Tucker & Heath (1994). Det er tatt utgangspunkt i minimumsestimatene når Norges andel av den europeiske hekkebestanden er beregnet. I noen tilfeller der det er mulig å gå ned på underartsnivå er andre kilder benyttet: Piersma (1986) for rødstilk og myrsnipe, Koskimies (1992) for skjærpiplerke. Estimer av norske og internasjonale vinterbestander er tatt fra henholdsvis Nygård (1994) og Rose & Scott (1994). Enkelte av ansvarsartene finnes også på rødlista (tabell 1). Arter som er nye på lista i forhold til Størkersen (1992) er merket med * bak latinsk navn. Gråmåke, fiskemåke, boltit, steinvender, lomvi og snøspurv var med på den forrige lista (Størkersen 1992), de nye estimatene for disse artene oppfyller imidlertid ikke 25 % - kriteriet.

Tabell 2.

A. Hekkebestander	Norsk bestand (par)	Norsk andel (%)
Havørn <i>Haliaeetus albicilla</i>	1500	45
Jaktfalk <i>Falco rusticolus</i> *	300-500	38
Fjellrype <i>Lagopus mutus</i> *	200 000-500 000	42
Myrsnipe <i>Calidris a. alpina</i> *	30 000-40 000	55
Lappspove <i>Limosa lapponica</i> *	1000-3000	45
Rødstilk <i>Tringa t. totanus</i> *	58 000	35
Svartbak <i>Larus marinus</i>	30 000-50 000	31
Krykkje <i>Rissa tridactyla</i> *	500 000-700 000	40
Lunde <i>Fratercula arctica</i> *	2 000 000	33
Skjærpiplerke <i>Anthus petrosus littoralis</i>	50 000-200 000	88
Bergirisk <i>Carduelis flavirostris</i>	100 000-500 000	59
B. Vinterbestander	Norsk bestand (ind.)	Andel (%)
Islom <i>Gavia immer</i>	900-1500	25
Gulnebbblom <i>Gavia adamsii</i>	500-1000	90
Storskarv <i>Phalacrocorax carbo</i> *	30 000-45 000	30
Toppskarv <i>Phalacrocorax aristotelis</i> *	50 000-70 000	25
Stellerand <i>Polysticta stelleri</i>	5 000-10 000	30
Praktærfugl <i>Somateria spectabilis</i>	50 000-100 000	75
Siland <i>Mergus serrator</i>	25 000-35 000	30
Fjæreplytt <i>Calidris maritima</i> *	40 000-80 000	60

5. TRUSSELEFAKTORER

Trusselfaktorer er beskrevet for hver art i faktarkene. For å få en oversikt over hvilke trusler fuglene er utsatt for, er de forskjellige trusselfaktorene gruppert sammen i sju kategorier (nedenfor). Inndelingen er en modifisert variant av inndelingen i Direktoratet for Naturforvaltning (1995). Tabell 3 (side 12) viser hvilke faktorer som antas å utgjøre et vesentlig innslag i trusselbildet. De artene som er utsatt for flere negative faktorer har fått de (antatt) mest akutte faktorene nevnt først.

Tegnforklaring.

1. Arealmodifisering

- Jo = Jordbruk
- Sk = Skogbruk
- Vb = Veibygging
- Vr = Vassdragsreguleringer
- Mu = Masseuttak (torv, grus, sand o.l.)
- Ub = Utbygging (industriområder, boligfelt, idrettsanlegg, båthavner o.l.)

2. Direkte høstingseffekter

- Fi = Overfiske
- Fm = Fiskemetoder (f. eks. garn).
- Kr = Kraftlinjer
- Tr = Trafikkdød
- Fk = Faunakriminalitet
- Jh = Uregulert, legal jakt (historisk)
- Jn = Uregulert, legal jakt (nyere tid)
- Fo = Forstyrrelser fra ferdsel, friluftsliv, trafikk, støy o.l.

3. Kjemisk tilstandsendring

- Tm = Tungmetaller
- Of = Oljeforurensning
- Fs = Forsuring
- Og = Overgjødning med påfølgende anaerobisering og gjengroing.
- Bc = Biocider (sprøytemidler)

4. Eksotisk inntreden

- Ki = Konkurranses med innførte arter
- Pi = Predasjon fra innførte arter

5. Klimaendringer (Kl)

6. Ukjente årsaker til tilbakegang (Uk)

7. Andre årsaker til tilbakegang (An)

6. HABITATTYPER

Klassifisering av habitattyper er ikke alltid like enkelt, da mange arters leveområder kan inneholde elementer av forskjellige habitattyper. I England har Crick (1992) utviklet et klassifiseringssystem for fuglehabitater som hovedsakelig er basert på vegetasjonsstruktur. Dette systemet har et hierarki på fire nivå, med 10 hovedhabitater på toppnivået (Crick 1992). Et liknende system er dessverre ikke laget for fuglebestander i Norge og Norden, så inntil videre benyttes en modifisert variant (nedenfor) av den grove inndelingen som blir benyttet i Asbirk & Sjøgaard (1991). Tabell 3 (side 12) viser hvilke habitattyper de truede artene fordeler seg på.

Tegnforklaring.

1. Skog

- Sg = glenner, skogkanter, hogstflater
- Sb = barskog
- Sl = løvskog
- Sgl = gammel løvskog
- Sgb = gammel barskog

2. Kulturmark

- Kb = beitemark, slåtteenger, grasmark
- Kk = kornåkre

3. Urbane områder

- Ur = Urbane områder (omfatter boliger, hager, ruderatmark, industriområder osv.)

4. Myr

- My = Myr (alle typer, inklusive tundra)

5. Fjell

- Fj = Fjell (alpine habitater utenom myr, vann og skog)

6. Kyst

- Ke = strandenger og strandsumper
- Ksa = sandstrender
- Kss = steinstrender
- Kh = kystheier
- Kf = fuglefjell, bergvegger, klipper

7. Vann

- Vm = marine områder
- Ve = næringsrike (eutrofe) vann
- Vo = næringsfattige (oligotrofe) vann
- VI = vannløp (elver og bekker)

8. Andre (An)

7. INTERNASJONALE AVTALER OG KONVENSJONER

Flere internasjonale konvensjoner og avtaler har blitt etablert med sikte på vern av ville arter og deres levesteder. De viktigste konvensjonene er:

7.1 Bernkonvensjonen

Bernkonvensjonens formål er å verne om europeiske arter av ville dyr og planter, samt deres levesteder. Det legges særlig vekt på beskyttelsen av truede og sårbare arter. Konvensjonen trådte i kraft i 1979 og pr. 1992 har over 28 land tiltrådt den. Artene som konvensjonen omfatter er stilt opp i ulike lister:

Liste I omfatter ca. 500 plantearter som medlemslandene skal underlegge totalfredning, hvorav 15 finnes i Norge.

Liste II omfatter en rekke pattedyr, fugler, krypdyr, amfibier, fisker, insekter og andre dyr som skal beskyttes mot fangst, jakt, innsamling av egg, og om nødvendig besittelse og innenlandsk handel med dyrene eller produkter av disse. 124 arter finnes i Norge. Medlemslandene er forpliktet til å frede artene og deres leveområder.

Liste III omfatter de fleste av de europeiske arter av pattedyr, fugler, krypdyr og padder som ikke omfattes av liste II. Dessuten er noen fiskearter tatt med, bl.a. laks. Utnyttelsen av disse skal foregå på en slik måte at bestandene ikke blir truet. Reguleringene kan skje ved fastsettelse av fredningstider, midlertidig eller lokale forbud mot utnyttelse dersom dette er nødvendig for å gjenopprette lokale bestander, kontroll med innenlandsk handel m.m.

Liste IV omfatter fangstredskaper og jaktmetoder som skal være forbudt. Listen pålegger medlemslandene å forby bruk av en rekke fangstredskaper, bl.a. limpinne til fangst av småfugler og snarer til fangst av pattedyr.

7.2. Bonnkonvensjonen

er konvensjonen om beskyttelse av trekkende arter av ville dyr, som trådte i kraft i 1983. 39 land har til nå tiltrådt konvensjonen. Dens formål er å beskytte bestander av trekkende, ville dyr som regelmessig krysser nasjonale grenser.



Liste I omfatter trekkende arter hvor hele bestanden eller deler av den står i fare for å bli utryddet. Medlemslandene er forpliktet til å beskytte artene og deres levesteder gjennom strenge vernetiltak.

Liste II omfatter trekkende arter som egentlig ikke er truet av utryddelse, men som trenger internasjonalt samarbeid for å sikre et tilstrekkelig vern. Medlemslandene skal bestrebe seg på å inngå regionale avtaler som kan fremme dette formål.

7.3. Washington-konvensjonen

(CITES-Convention on International Trade of Endangered Species) trådte i kraft i 1975 for å regulere den internasjonale handelen med ville dyr og planter som står i fare for å bli utryddet. 133 land er tilsluttet konvensjonen. Målet med konvensjonen er å beskytte ville dyr og planter mot overutnyttelse ved internasjonal handel. Dette skjer ved forbud eller kontroll med handelen ved hjelp av et system med eksport- og importtillatelser.

Liste I omfatter de mest trua artene. Handel med disse er i praksis stort sett forbudt. Tillatelse til utførsel av dyr eller planter på liste I kan bare gis når det foreligger innførselstillatelse fra mottakerlandet. Innførselstillatelse vil kunne utstedes i spesielle tilfeller hvor det ikke dreier seg om kommersiell handel og når innførsel ikke vil være til skade for artens overlevelse. Det er sjelden at disse krav kan oppfylles. Nesten 500 arter omfattes av liste I, derav havørn, jaktfalk og vandrefalk.

Liste II omfatter truede arter der den internasjonale handel må begrenses for å sikre artenes overlevelse. Handel med disse artene er tillatt, men det kreves en eksporttillatelse fra utførselslandet. Dessuten har en rekke land i Europa stilt krav om at det forut for innførselen skal innhentes innførselstillatelse. Konvensjonen tillater altså at de nasjonale regler er strengere enn konvensjonens. Over 2500 dyrearter omfattes av liste II. På den norske fuglerødlista dreier det seg om følgende arter: vepsevåk, glente, sivhauk, myrhauk, hønsenhauk, kongeørn, fiskeørn, lerkefalk, trane, hubro, snøugle, slagugle og lappugle.

Liste III. Innførsel av arter på denne lista krever at det følger med et opprinnelsessertifikat eller eksporttillatelse. Antallet arter på liste III er ca. 250.

7.4 Ramsar-konvensjonen

om vern av våtmarker av internasjonal betydning trådte i kraft i 1975. Det er en global konvensjon med det formål å beskytte våtmarker med de plante- og dyrearter som er avhengige av dem. Pr. 1996 har nær 100 land tiltrådt konvensjonen. Medlemslandene skal arbeide for at våtmarksområder sikres generelt, og at utnyttelsen av dem skjer på en økologisk fornuftig og bærekraftig måte. Det innebærer en forvaltning som både tilgodeser områdenes økologiske verdier, og et eventuelt ønske om å utnytte deres ressurser, rekreasjonsverdier m. fl. Det forutsettes videre at hvert medlemsland fører opp minst ett våtmarksområde på den såkalte Ramsar-lista over internasjonalt viktige våtmarksområder. For disse områdene påtar landene seg et særlig ansvar for å opprettholde deres økologiske karakter. Norge har utpekt 23 våtmarker som Ramsar-områder, og Direktoratet for Naturforvaltning har planer om å utpeke enda flere områder i framtida. De 23 områdene i Norge dekker et areal på 68 260 hektar.

7.5. EUs fugledirektiv

Rådsdirektivet av 2. april 1979 om vern av viltlevende fugler, har to hovedformål:

- Å verne arter og bestander
- Å verne artenes leveområder

Tillegg til listene i dette direktivet har blitt utarbeidet i 1991 og 1994.

Liste I. Artene er totalfredet innenfor EU. Det skal tas spesielle hensyn i disse artenes leveområder, med tanke på å sikre deres overlevelse og muligheter til reproduksjon. Medlemslandene skal opprette spesielle verneområder for å sikre disse artenes fremtid.

Medlemslandene skal gjennomføre lignende tiltak for trekkfugler som forekommer regulært i medlemslandene, og som ikke er med på liste I. Dette gjelder både hekke- og myteområder, rasteplasser langs trekkruta og overvintringsområder i det geografiske området direktivet gjelder.

Liste II/1 Artene kan jaktes på i EU-land.

Liste II/2 Artene kan jaktes på i visse EU-land.

Liste III/1. Medlemslandene skal ikke forby salg,

transport for salg, oppbevaring for salg, tilbud om salg av levende eller døde fugler på denne lista. Dette gjelder også gjenkjennelige deler av fuglene. Dette forutsetter lovlig avlaving, lovlig oppbevaring i fangenskap og lovlig anskaffelse av de aktuelle artene.

Liste III/2. Gjelder stort sett det samme som i liste III/1, men visse restriksjoner kan innføres.

7.6. Biodiversitetskonvensjonen

Er også kjent som Rio-konvensjonen eller konvensjonen om biologisk mangfold. Den trådte i kraft i 1994, og er nå tiltrådt av over 142 land, deriblant alle nordiske. Konvensjonen kan sies å være den første globale avtalen som inkluderer vern og bærekraftig bruk av alt biologisk mangfold, d.v.s. på genetisk, arts- og økosystemnivå. Det er imidlertid en prosessorientert ramme-konvensjon, som vil kreve ytterligere tolkninger og vurderinger for å finne en omforenet oppfølging, med påfølgende forhandlinger om protokoller og mer detaljerte forpliktelser.

Målsetningene i konvensjonen om biologisk mangfold er:

- 1) bevaring av biologisk mangfold
- 2) bærekraftig bruk av biologiske ressurser
- 3) en rimelig og likeverdig fordeling av fordelene som følger av utnyttelsen av genressurser.

Konvensjonen fokuserer på nasjonale forpliktelser og pålegger partslandene blant annet å utvikle nasjonale strategier og handlingsplaner for bevaring og bruk av biologisk mangfold og at hensyn til biologisk mangfold skal integreres i økonomiske sektorer. Konvensjonen inneholder videre en rekke andre nasjonale forpliktelser, knyttet til bl.a. identifisering og overvåkning, område- og artsvern, introduserte arter, bærekraftig bruk, virkemiddelbruk, forskning og opplæring, opplæring og bevisstgjøring av publikum, konsekvensvurderinger, sikker håndtering av bioteknologi og overføring av finansielle og teknologiske ressurser til utviklingsland. En nasjonal handlingsplan for biologisk mangfold i Norge er i 1996 under utarbeidelse av Miljøverndepartementet.



Tabell 3. Trusselfaktorer, habitattyper og internasjonale konvensjoner.

Tegnforklaring på side 8.

		TRUSLER	HABITAT	BERN	BONN	EU
Utgått (Ex)						
Glente	<i>Milvus milvus</i>	Jh, Tm, Jo	Slb	II	II	I
Rapphøne	<i>Perdix perdix</i>	Jo, Bc	Kb, Kk	III	-	II/1 & III/1
Hvitbrystlo	<i>Charadrius alexandrinus</i>	Fo, Ub, Pi, Jo	Ksa, Ke	II	II	-
Klippedue	<i>Columba livia</i>	Jh, Pi	Kf	-	-	-
Topplerke	<i>Galerida cristata</i>	An, Jo, Bc, Ub	Ur	III	-	-
Kornspurv	<i>Miliaria calandra</i>	Jo, Bc	Kb	III	-	-
Direkte truet (E)						
Dverggås	<i>Anser erythropus</i>	Jh, Jo, Fo	My	II	II	I
Åkerrikse	<i>Crex crex</i>	Jo, Sk, Kr, Jn	Kb	II	-	I
Sørlig myrsnipe	<i>Calidris alpina schinzii</i>	Jo, Sk	Ke, Kb, Kh	II	II	-
Nordlig sildemåke	<i>Larus fuscus fuscus</i>	An, Uk	Kh	-	-	II/2
Sørlig gulerle	<i>Motacilla flava flava</i>	Jo	Kb	-	-	-
Engelsk gulerle	<i>Motacilla flava flavissima</i>	Jo	Kb	-	-	-
Hortulan	<i>Emberiza hortulana</i>	Jo, Jn	Kb, Kk, Sg	III	-	I
Sårbar (V)						
Stellerand	<i>Polysticta stelleri</i>	Fm, Of	Vm, Vo	II	II	-
Hønsenhauk	<i>Accipiter gentilis</i>	Sk, Fk, Jh, Kr	Sgb, Sgl	II	II	-
Kongeørn	<i>Aquila chrysaetos</i>	Fk, Fo, Kr, Jh	Fj, Sb, Kf	II	II	I
Fiskeørn	<i>Pandion haliaetus</i>	Sk, Fo, Fk, Fs, Tm	Vo, Sb	II	II	I
Jaktfalk	<i>Falco rusticolus</i>	Fk, Kr, Fo, Jn	Fj, Ff	II	II	I
Vandrefalk	<i>Falco peregrinus</i>	Tm, Fk, Jn, Fo	Kf	II	II	I
Lomvi	<i>Uria aalge</i>	Fm, Fi, Of	Ff	III	-	I
Polarlomvi	<i>Uria lomvia</i>	Fm, Of	Ff	III	-	-
Lunde	<i>Fratercula arctica</i>	Fi, Fm, Of	Ff	III	-	-
Skogdue	<i>Columba oenas</i>	Sk	Sgl, Sl	III	-	II/2
Hubro	<i>Bubo bubo</i>	Jh, Sk, Fo, Kr, Fk	Ff, Fj	II	II	I
Snøugle	<i>Nyctea scandiaca</i>	Fk, Jh, Fo	Fj	II	-	I
Vendehals	<i>Jynx torquilla</i>	Jo, Bc, Kl	Sb, Sl	II	-	-
Hvitryggspett	<i>Dendrocopos leucotos</i>	Sk	Sgl	II	-	-
Fjellerke	<i>Eremophila alpestris</i>	Uk	Fj	II	-	-
Sjelden (R)						
Sangsvane	<i>Cygnus cygnus</i>	Fo, Kr, Jh, Tm	Ve, Vo	II	II	I
Stjertand	<i>Anas acuta</i>	Jn, Jo, Vr	Ve	III	II	II/1 & III/2
Skjeand	<i>Anas clypeata</i>	Jo, Og	Ve	III	II	III/2
Lappfiskand	<i>Mergus albellus</i>	Fk, Sk, Jo, Pi	Vo, Vl, Sb	II	II	-
Sivhauk	<i>Circus aeruginosus</i>	Tm, Bc, Fk	Ve	II	II	I
Myrhauk	<i>Circus cyaneus</i>	Fk	Fj, My	II	II	I
Lerkefalk	<i>Falco subbuteo</i>	Fk, Mg	Sb	II	II	-
Vannrikse	<i>Rallus aquaticus</i>	Jo, Ub, Og	Ve	III	-	-
Myrrikse	<i>Porzana porzana</i>	Jo, Vr	My, Ve	II	II	I
Dverglo	<i>Charadrius dubius</i>	Vr, Fo, Ub	An, Ur	II	II	I
Svarthalespove	<i>Limosa limosa</i>	Jo, Ub	Kb	III	II	II/2

		TRUSLER	HABITAT	BERN	BONN	EU
Slagugle	<i>Strix uralensis</i>	Sk, Kr, Fk	Sb	II	-	-
Lappugle	<i>Strix nebulosa</i>	Sk, Fk	Sgb	II	-	-
Trelerke	<i>Lullula arborea</i>	Kl, Jo, Tm	Sb, Sg	III	-	I

Hensynskrevende (V+)

Smålom	<i>Gavia stellata</i>	Vr, Fo, Jo, Sk, Jh	Vo	II	II	I
Storlom	<i>Gavia arctica</i>	Vr, Fo, Jh	Vo	II	II	I
Havørn	<i>Haliaeetus albicilla</i>	Kr, Fo, Fk, Jh, Tm	Kf, Sb, Hh	II	I	I
Trane	<i>Grus grus</i>	Kr, Fo, Vr, Sk	Vo, My, Ve	II	II	I
Teist	<i>Cephus grylle</i>	Pi, Fm, Of	An, Ff	III	-	-
Dvergspett	<i>Dendrocopos minor</i>	Sk	Sgl	II	-	-

Usikker (I)

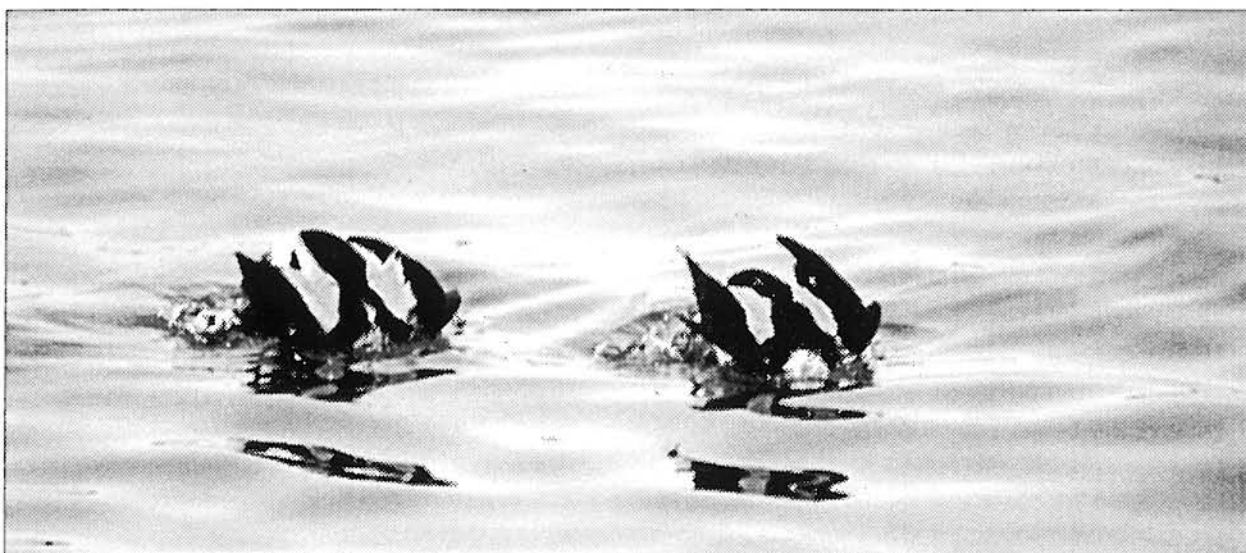
Sædgås	<i>Anser fabalis</i>	Jh, Ja, Jo, Fo	Sb, My, Vl	III	-	-
Fjellmyrløper	<i>Limicola falcinellus</i>	Vr, Jo, Sk, Jh	My	II	II	-
Dobbeltbekkasin	<i>Gallinago media</i>	Jo, Ub, Jh	My	II	II	I
Nattravn	<i>Caprimulgus europaeus</i>	Sk, Bc	Sb, Sg	II	-	I

Utilstrekkelig kjent (K)

Vepsevåk	<i>Pernis apivorus</i>	Sk, Jo, Jn, Bc	Sl	II	II	I
Vaktel	<i>Coturnix coturnix</i>	Jo, Bc, Jn	Kb, Kk	III	II	II/2
Gråspett	<i>Picus canus</i>	Sk	Sl, Sb	II	-	-

8. FAKTAARK FOR TRUETE FUGLEARTER

På neste side starter den artsvisse gjennomgangen av de truede fugleartene. Det er bare rødlisteartene som har fått egne faktaark. Artene blir presentert systematisk, noe som innebærer at rekkefølgen vil bli annerledes enn rekkefølgen i tabell 1.

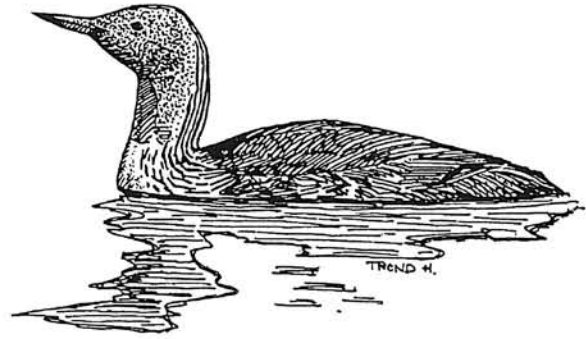


Stellerender i Varangerfjorden mars 1978. Foto: Jostein Grastveit.

SMÅLOM

Gavia stellata

Hensynskrevende (V+)



Global utbredelse. Arten har en holarktisk utbredelse, og finnes fra Island og Skottland og østover gjennom Fennoskandia og Russland til Stillehavskysten i Sibir. Den er også vidt utbredt i Alaska, Canada og Grønland (Cramp & Simmons 1977).

Norsk utbredelse. Arten finnes over det meste av landet, med et tyngdepunkt på kysten fra Nordmøre og Trøndelag og nord til Vesterålen (Gjershaug m. fl. 1994). Den er også godt utbredt i indre strøk av Trøndelag. På Østlandet er den relativt vanlig i sørlige deler av Hedmark, men ser ellers ut til å mangle over det meste av Sørlandet, Østlandet og Vestlandet (Gjershaug m. fl. 1994). Den hekker imidlertid regelmessig i Rogaland (Carlsson m. fl. 1988).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til å være 61 000-140 000 par, med over 70 % av bestanden i Russland (Tucker & Heath 1994). Arten har også sterke bestander i Fennoskandia: 1000-1500 par i Sverige, 800-1000 par i Finland (Tucker & Heath 1994) og 2000-5000 par i Norge (Gjershaug m. fl. 1994). Det har vært en negativ bestandsutvikling i Russland og Fennoskandia (Tucker & Heath 1994). Etter århundreskiftet virker det som om den har gått tilbake i Sør-Norge (Haftorn 1971), og den har i stor grad forsvunnet fra Sørlandet (Lislevand 1995 a). Følgende fylkesestimer foreligger: Østfold 10-15 par (Viker 1990), Rogaland ca. 40 par (Roalkvam 1985 a), Hordaland < 50 par (Danielsen 1996), Sør-Trøndelag min. 150 par (Myklebust 1996), Hedmark ca. 20 par og Nordland ca. 200 par (Christensen & Eldøy 1988). I Møre og Romsdal har arten gått kraftig tilbake etter 1950, men på starten av 80-tallet har det skjedd en stabilisering og til en viss grad en reetablering (Roalkvam 1985 a).

Økologi. Smålommen hekker ved ofte fiske-tomme dammer, tjern og småvann. Den krever stabil vannstand i hekketida og lave vegetasjon-skanter og torvbredder. Næringen finner den i sjøen eller i vann med mye småfisk (Folkestad 1994 a). Næringsøk foretas ofte noen mil fra hekkelassene (Ahlén & Tjernberg 1992).

Internasjonal status. Den betraktes som sårbar i Europa (Tucker & Heath 1994), og som hensynskrevende i Sverige (Ahlén & Tjernberg 1992) og Finland (Rassi & Väisänen 1987). Den omfattes av liste I i EUs fugledirektiv og av liste II i både Bernkonvensjonen og Bonnkonvensjonen.

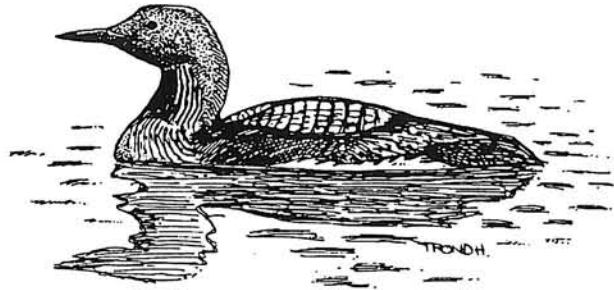
Trusselfaktorer. Det var tidligere skuddpremie på arten fordi man mente den forvoldte skade i fiskevassdragene (Folkestad 1994 a). Vassdragsreguleringer og drenering av myrer og tjern for oppdyrking og skogplanting har ødelagt mange hekkeplasser (Folkestad 1994 a). Sur nedbør har fjernet næringsgrunnlaget i mange vann på Sørlandet (Lislevand 1995 b) og har i Sverige ført til høye nivåer av kvikksølv i egg (Eriksson m. fl. 1992). Forstyrrelser i hekketida kan føre til økt predasjonstrykk på egg og unger. Det er uvisst i hvilken grad kollisjoner med kraftlinjer (Bevanger & Thingstad 1988) og oljeforurensning vintertid (Eriksson 1994 a) er trusler.

Forvaltningstiltak. Totalfredet. I hekketida bør ikke vannstanden heves mer enn noen få cm eller senkes mer enn 30 cm (Eriksson 1994 b). Kalking i områder med sur nedbør kan bedre nærings-tilgangen (Eriksson 1994 a). Drenering av myrer og tjern bør unngås. Ferdelsrestriksjoner i viktige områder bør vurderes. Kunstige plattformer kan skape trygge hekkeplasser for arten (Ahlén & Tjernberg 1992).

STORLOM

Gavia arctica

Hensynskrevende (V+)



Global utbredelse. Arten har en palearktisk utbredelse, og finnes fra Skottland i vest og østover gjennom Fennoskandia og Russland til Sibir og vestlige deler av Alaska (Cramp & Simmons 1977). Det er uenighet om hvorvidt stillehavslom *Gavia pacifica* bør skilles ut som en egen art (AOU 1985, del Hoyø m. fl. 1992).

Norsk utbredelse. Arten er utbredt over hele landet, med et tyngdepunkt i østlige deler. Fra Møre og Romsdal og nordover til Helgeland virker det som om den også har en sterk kystnær bestand, mens den på Vestlandet mangler over store områder (Gjershaug m. fl. 1994). Arten er sannsynligvis vanligere i Nord-Norge enn hva kartet i Gjershaug m. fl. (1994) viser.

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 120 000-230 000 par, med over 80 % av bestanden i Russland. Sverige, Norge og Finland har også sterke bestander av arten (Tucker & Heath 1994). Arten har en negativ bestandsutvikling i disse landene (Tucker & Heath 1994, Eriksson m. fl. 1995). Den norske bestanden er estimert til 5000-15 000 par av Gjershaug m. fl. (1994), og 2000-5000 par av Lislevand (1995 b). En gjennomsnittlig tetthet på rundt 0,20 par/km² vannflate er funnet i østre Femundsmarka i Hedmark (Dunker 1974) og i Aust-Agder (Lislevand 1994). Det er usikkert hvor representative disse tetthetene er for andre landsdeler. Fylkesestimater: Sør-Trøndelag ca. 150 par (Sandvik & Størkersen 1984), Østfold ca. 80 par (Viker 1990), Aust-Agder 40-75 par (Lislevand 1994), Vest-Agder 10-20 par (Skåtan 1994), Rogaland 60-70 par (Roalkvam 1985 a) og Hordaland mindre enn 50 par (Danielsen 1996).

Økologi. Arten hekker ved store, fiskerike og stort sett vegetasjonsfattige innsjøer i skogstrakter og i den alpine regionen (Folkestad 1994 b). Den foretrekker vann med vanskelig tilgjengelige holmer og halvøyer hvor den plasserer reiret like ved vannflata (Cramp & Simmons 1977). Den kan holde til ved fisketomme vann dersom det er tilstrekkelig med næring i nærheten (Haftorn 1971). Næringen består hovedsakelig av fisk (Cramp & Simmons 1977).

Internasjonal status. Arten betraktes som sårbar i Europa (Tucker & Heath 1994), og som hensynskrevende i Norden (Höjer 1995). Arten omfattes av Bonnkonvensjonens liste II, Bernkonvensjonens liste II og liste I i EUs fugledirektiv.

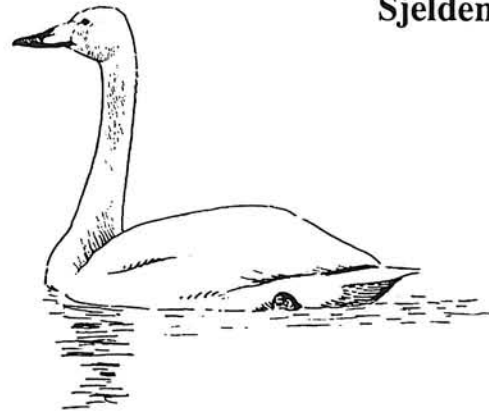
Trusselfaktorer. Forstyrrelser i hekketida kan føre til økt predasjon på egg og unger (Götmark m. fl. 1989, Götmark m. fl. 1990). Vannstandsendinger i hekketida kan føre til mislykket hekking (Götmark m. fl. 1989). Det er vanskelig å vurdere i hvilket omfang kollisjon med kraftlinjer er en trussel (Bevanger & Thingstad 1988). I områder med sur nedbør er det påvist høye konsentrasjoner av kvikksølv i egg (Eriksson m. fl. 1992). Sur nedbør fører også til redusert tilgang på fisk (Eriksson 1994 b). Tidligere tiders skuddpremie har bidratt til å redusere bestanden (Folkestad 1994 b).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. For å redusere forstyrrelser i hekketida er det ønskelig å regulere ferdsele i hekkeområdene, gjennom ferdseforbud og hastighetsbegrensinger for motorbåter (Haga 1980). I hekketida bør ikke vannstanden heves mer enn noen få cm eller senkes mer enn 30 cm (Eriksson 1994 b). Kalking av vassdrag i områder med sur nedbør kan gi bedre nærings-tilgang (Eriksson 1994 b).

SANGSVANE

Cygnus cygnus

Sjelden (R)



Global utbredelse. Sangsvana har en palearktisk utbredelse, og hekker fra Island og Fennoskandia og østover i Russland til Stillehavskysten. I Vest-Palearktis er det to distinkte populasjoner med forskjellige trekkstrategier. På Island er arten en partiell trekkfugl, og ca. 75 % av bestanden overvintrer på De britiske øyer. Populasjonen i Fennoskandia og Russland trekker til overvintringsområdene ved Østersjøen, i Norge, Danmark, Tyskland og sør-øst til Frankrike (Cramp & Simmons 1977).

Norsk utbredelse. Hekker regulært i de tre nordligste fylkene. I Finnmark hekker den primært i Pasvik og på Finnmarksvidda. I Troms hekker den på de store øyene og i de store dalene (Frantzen 1994 a, Gjershaug m. fl. 1994). I Nordland ble den påvist hekkende for første gang i Ofoten i 1965 og på Kjerringøy i Bodø i 1967 (Fjeldså 1972). I Sør-Norge har en rekke punktetableringer skjedd etter 1970. Hekkefunn er gjort i Østfold, Oppland, Hedmark, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag (Haldås 1985, Anonym 1987, Vie m. fl. 1990, Bækken 1992, Frantzen 1994 a, Myklebust 1996).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er hekkebestanden estimert til min. 6300 par, og den var relativt stabil i perioden 1970-1990 (Tucker & Heath 1994). Fra ca. 1800 og langt inn i vårt århundre gikk arten imidlertid tilbake i Fennoskandia (Fjeldså 1972). Estimerer (par): Island 4000 (Gardarsson & Skarphéðinsson 1984), Finland 1000 (Haapanen 1987) og Sverige 500 (Arvidsson 1987). Den norske bestanden er estimert til 100-400 par, og den har i perioden 1970-1990 hatt en positiv utvikling (Gjershaug m. fl. 1994). Fylkesestimerer (par): Finnmark ca. 30, Troms 50 og Nordland 10-12 (Frantzen 1994 a). I Europa teller vinterbestan-

den min. 40 000 ind., og den har vært relativt stabil i perioden 1970-1990 (Tucker & Heath 1994). 80 % av bestanden finnes på De britiske øyer, i Danmark og Russland (Tucker & Heath 1994). Vinteren 1987/88 overvintret 4200-4400 ind. i Norge (Hauge 1990). Nygård (1994) estimerer den norske vinterbestanden til å være 4700 ind.

Økologi. Arten finnes i hekketida primært ved mindre vann i skoglandskapet eller i vierbeltet i kystnære områder (Frantzen 1994 a). Hekkeområdene er som regel i områder med minimale forstyrrelser fra mennesker. Vannene er som regel grunne (<1m) og vegetasjonsrike (Cramp & Simmons 1977). Reiret legges på en liten tue i vatnet eller i de bløteste myrpartiener.

Internasjonal status. Betraktes som sikker i Europa (Tucker & Heath 1994) og Norden (Höjer 1995). Omfattes av liste I i EUs fugledirektiv, Bonnkonvensjonens liste II og Bernkonvensjonens liste II.

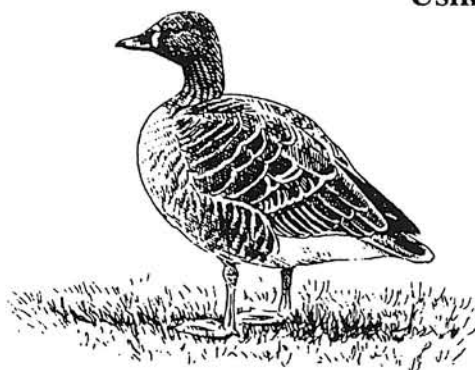
Trusselfaktorer. Jakt og forstyrrelser var utvilsomt årsaken til artens tilbakegang (Fjeldså 1972). Arten kan sky reiret selv ved den minste forstyrrelse fra mennesker (Fjeldså 1972). Det er dokumentert at arten er utsatt for forgiftning fra blyhagl (Herredsvela 1984). Kollisjon med kraftledninger er en av de vanligste dødsårsakene (Bevanger & Thingstad 1988).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Det bør tas spesielle hensyn til denne sky arten i arealforvaltningen. Sportsfiske, motorisert ferdsel på barmark, stier o.s.v. bør unngås ved hekkeområder. Omfanget av blyforgiftning vil bli redusert etter forbudet mot blyhagl ved jakt på vannfugl.

SÆDGÅS

Anser fabalis

Usikker (I)



Global utbredelse. Arten har en palearktisk utbredelse. Nominatrasen *fabalis* hekker i taigabeltet fra Fennoskandia og østover til Uralfjella. Rasen *rossicus* avløser *fabalis* i tundraområdene mot nord, og hekker fra Kaninhalvøya og østover til Taimyr. Ytterligere tre raser finnes øst for Uralfjella (Cramp & Simmons 1977).

Norsk utbredelse. I indre og østlige deler av Finnmark er arten relativt vanlig. Mot sør er den en meget fåtallig hekkefugl i indre deler av Nord-Trøndelag og i sørlige deler av Nordland (Gjershaug m. fl. 1994, Follestad 1994 a). Bestanden i disse fylkene er en vestlig utløper av bestanden i Åsele Lappmark i Sverige (Follestad 1994 b).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er hekkebestanden (begge raser) estimert til 83 000 par, og den har vært stabil i perioden 1970-1990 (Tucker & Heath 1994). Det overvintrer 300 000 ind. av *rossicus* og 80 000 ind. av *fabalis* i Europa (Madsen 1991). Rasen *fabalis* er i framgang i Finland og Russland (Madsen 1991, Follestad 1994 a). Estimerer (par) fra Europa: Sverige ca. 1000 (Ahlén & Tjernberg 1992), Finland ca. 2000 (Koskimies 1993). Den norske bestanden er estimert til 500-1000 par, og den var stabil i perioden 1970-1990 (Gjershaug m. fl. 1994). Den sør-norske hekkebestanden gikk imidlertid kraftig tilbake fra 1800-tallet og utover. Man regner også med at arten gikk tilbake i Finnmark i samme periode (Follestad 1994 a). Den er nå trolig forsvunnet fra grensefjella mellom Trøndelagsfylkene, som fram til ca. 1950 ble betraktet som den norske sørgrensa (Haftorn 1971). Etter 1950 er datagrunnlaget for lite til å støtte påstander om en ytterligere tilbakegang (Follestad 1994 a).

Økologi. Arten hekker i barskogsregionen og delvis også i bjørkebeltet (Follestad 1994 a). I motsetning til andre europeiske gjess kan den hekke i tett barskog og bjørkeskog (Cramp & Simmons 1977). Reiret ligger ofte nær vann, gjerne på en gresskledd holme i elv eller i utkanten av ei skogsmyr. Reiret kan ligge opp til 1 km fra myr og vassdrag (Follestad 1994 a).

Internasjonal status. Betraktes som sikker i Europa (Tucker & Heath 1994) og hensynskrevende i Norden (Höjer 1995). Omfattes av Bernkonvensjonens liste III.

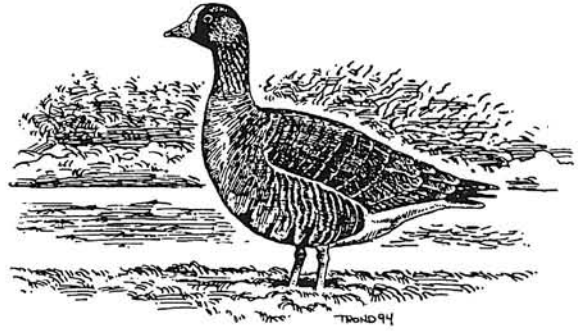
Trusselfaktorer. Intensiv jakt og fangst kan være hovedårsaken til tilbakegangen. Tidligere tiders omfattende slaktning av mytende fugler har redusert bestandene i Finnmark og i Trøndelag (Suul 1988, Follestad 1994 b). Opphør av seterdrift, utmarksbeiter og slått er negative faktorer (Suul 1988, Ahlén & Tjernberg 1992). Setervollene var viktige matsøksområder etter ankomst om våren (Suul 1988). Forstyrrelser fra hyttebygging og moderne skogsdrift er andre medvirkende faktorer til tilbakegangen i Trøndelag (Suul 1988).

Forvaltningstiltak. Jaktbar i Finnmark fra 21. august til 31. oktober. Det pågikk et overvåkningsprosjekt av mytebestanden i Finnmark på 1960- og 1970-tallet (Tveit 1984, Henriksen 1989). 618 sædgjess ble ringmerket i perioden 1969-1979 (Henriksen 1989). Ferdelsrestriksjoner ved viktige myteområder bør vurderes (Follestad 1994 b). Det er behov for en bedre kartlegging av den sørlige bestanden på grensa mellom Trøndelag, Nordland og Sverige (Follestad 1994 b). Det må etableres bedre kunnskap om bestandsstørrelse i Finnmark (Direktoratet for Naturforvaltning 1996).

DVERGGÅS

Anser erythropus

Direkte truet (E)



Global utbredelse. Dverggåsa hekker i et belte fra det nordlige Fennoskandia og østover gjennom det nordlige Russland til det østlige av Sibir (Madsen 1995). Vinterkvarterene strekker seg fra Balkan i vest til Kaspiahavet, lenger øst er det også funnet overvintringsområder i Kina og på den koreanske halvøy (Madsen 1995).

Norsk utbredelse. Tidligere var dverggåsa en vanlig hekkefugl i fjelltraktene fra Børgefjell til Finnmark. NOFs Prosjekt Dverggås har ikke opplysninger om hekking i Nordland etter 1991, og det er sannsynligvis bare i Finnmark at arten fremdeles hekker (Aarvak m. fl. 1995).

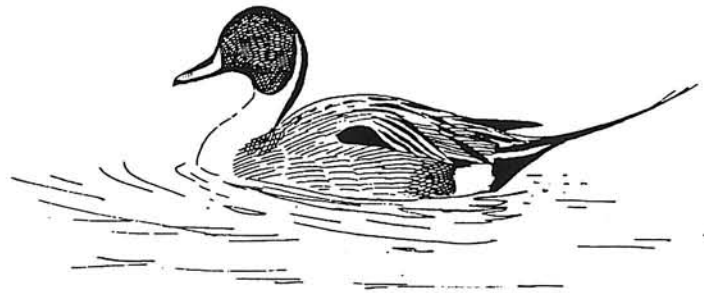
Bestandsstørrelse og utvikling. Den norske bestanden av dverggås anslås i dag til å være 30-50 par (Gjershaug m. fl. 1994). I Sverige er den ville stammen utryddet (Ingar J. Øien pers. medd.), mens den finske bestanden er estimert til 15-20 par (Tucker & Heath 1994). Verdensbestanden er estimert til 8000-15 000 ind. høst og vinter (Ingar J. Øien pers. medd.). Den europeiske bestanden er estimert til 1000-2600 par (Tucker & Heath 1994). Arten har en negativ bestandsutvikling i hele utbredelsesområdet (Ingar J. Øien pers. medd.). Arten var langt mer vanlig i tidligere tider; Norderhaug & Norderhaug (1984) har estimert den fennoskandiske bestanden til å være over 10 000 ind. ved starten av århundret. I Fennoskandia er utbredelsesområdet redusert med 50 %, og bestanden er redusert med 90-95 % i forhold til nivået ved starten av dette århundret (Norderhaug & Norderhaug 1982).

Økologi. Arten hekker på lavarktisk tundra, gjerne i tette vierkratt nær vatn (Ingar J. Øien pers. medd.). I Nordland foretrakk den næringsrike habitater på kalkgrunn (Lorentsen & Spjøtvoll 1990). Fluktspillet om våren gjør den lett å oppdage (Lorentsen 1994). Den bruker tradisjonelle rasteplasser i trekketidene.

Internasjonal status. Arten er en av få globalt truede arter i Norge; den betraktes som sårbar på verdensbasis av Collar m. fl. (1994). Den omfattes av Bernkonvensjonens liste II, Bonnkonvensjonens liste II og liste I i EUs fugledirektiv.

Trusselfaktorer. Jakt under trekket er en stor trussel (Madsen 1995, Øien m. fl. 1995). Kultivering av raste- og overvintringsområder (stepper, myr) har virket negativt inn (Madsen 1995). Predasjon fra rødvov, forstyrrelser fra fotturister, sportsfiskere og helikoptertrafikk er andre negative faktorer (Madsen 1995), men de er sannsynligvis av underordnet betydning i forhold til jakt (Ingar J. Øien pers. medd.).

Forvaltningstiltak. Prosjekt Dverggås har siden 1987 foretatt kartlegging og overvåkning av hekkeområder og rasteplasser i Norge. Satelittmerking i 1995 (Aarvak m. fl. 1995) resulterte i at flere rasteplasser ble lokalisert langs trekkruta. En av gjessene overvintret i et gresk våtmarksområde (Øien m. fl. 1995). Det er laget en internasjonal tiltaksplan for arten (Madsen 1995). Tiltak som reduserer jakttrykk og forstyrrelser bør ha høy prioritet, det bør dessuten utarbeides forvaltningsplaner for viktige raste- og overvintringsområder (Madsen 1995).

Anas acuta

Global utbredelse. Arten har en holarktisk utbredelse. Nominatrasen *acuta* hekker i Nearktis og Palearktis. I Sentral-Europa er den imidlertid en meget sjelden hekkefugl. Arten har i Vest-Palearktis sitt tyngdepunkt i Fennoskandia og østover i Russland til Ural. I den orientalske region finnes to endemiske raser i Det indiske hav: *drygalskii* på Crozetøyene og *eatoni* på Kerguelen (Cramp & Simmons 1977).

Norsk utbredelse. Arten hekker meget fåtallig og spredt fra og med Vest-Agder og nordover til Finnmark. Hekkeindikasjoner foreligger i perioden 1970-1990 i alle fylker med unntak av Aust-Agder og Vestfold (Gjershaug m. fl. 1994). Indre deler av Finnmark har den tetteste bestanden i landet (Jacobsen & Ugelvik 1994). Arten hekker hovedsakelig i tilknytning til lavereliggende fjellstrøk. Det foreligger imidlertid hekkefunn på kysten av Møre og Romsdal, Nord-Trøndelag, Nordland og Finnmark (Gjershaug m. fl. 1994).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 170 000-340 000 par, og den har i årene 1970-1990 hatt en stor tilbakegang (Tucker & Heath 1994). Utvalgte estimer (par) fra Europa: Island 500, Danmark 200-250, Sverige 700-2000, Finland 20 000- 30 000, Russland 150 000-300 000 (Tucker & Heath 1994). Den norske bestanden er estimert til 200-1000 par, og er for tiden stabil (Gjershaug m. fl. 1994). Hvorvidt den norske bestanden har gått tilbake siden forrige århundre er et åpent spørsmål. Opplysninger i Haftorn (1971) fra Dovrefjell indikerer at bestanden fluktuerte betydelig mellom år. I Svanvikområdet i Finnmark gikk arten imidlertid tilbake i begynnelsen av dette århundret (Haftorn 1971).

Økologi. I Norge er arten først og fremst tilknyttet vann i bjørkebeltet, mer sporadisk i vierbeltet (Haftorn 1971). Områdene er preget av lavvokst skog eller busk- og lyngmark (Jacobsen & Ugelvik 1994). I artens øvrige utbredelsesområde finnes den på tundra, i treløse elvedaler, på store myrer og i våtmark i steppe- og skogsområder (Perennou m. fl. 1994). Arten foretrekker grunne og til dels næringsrike vann med gress, takrør- og sivvegetasjon; dessuten grunne elver og myrdammer (Jacobsen & Ugelvik 1994). Animalsk føde dominerer vår og sommer, mens den stort sett ernærer seg av planteføde høst og vinter (Cramp & Simmons 1977). Arten kan samles i større flokker under trekket; f. eks. ble 90 ind. sett på Børsesjø i Telemark i september 1978 (Bollingmo 1991).

Internasjonal status. Arten betraktes som sårbar i Europa (Tucker & Heath 1994) og hensynskrevende i Norden (Höjer 1995). Omfattes av Bonnkonvensjonens liste II, Bernkonvensjonens liste III og liste II/1 og III/2 i EUs fugledirektiv.

Trusselfaktorer. Drenering av våtmark, vannkraftutbygging og senking av grunnvannsspeilet er den største trusselen i bl. a. Russland (Perennou m. fl. 1994). Arten er utsatt for omfattende jakt i Frankrike, Russland og i Sørøst-Europa (Perennou m. fl. 1994). Det skytes ca. 220 000 stjertender årlig i Europa. Dette er en betydelig desimering av en vinterbestand som i Vest-Afrika og Europa er estimert til 1 400 000 ind. (Perennou m. fl. 1994).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Arten er så sjelden i Norge at bevaring av dens hekkeplasser bør prioriteres i arealforvaltningen. Det er ønskelig med bedre kunnskap om forekomst og bestandsutvikling.

Anas clypeata

Global utbredelse. Arten har en holarktisk utbredelse. Den hekker fra Island og De britiske øyer i vest og østover gjennom Sentral-Europa og Russland til Kamtsjatka og Sakhalin. Skjeanda er også utbredt i vestlige deler av Nord-Amerika. Artsens utbredelsesområde er hovedsakelig innenfor den boreale sone og i steppesområdene i Sentral-Asia (Cramp & Simmons 1977).

Norsk utbredelse. Skjeandas flekkvise utbredelse i Norge gjenspeiler at den er en habitatspesialist (Størkersen 1994 a). Arten hekker vanligst i lavlandet i Sør-Norge, men forekommer også jevnlig i egnede biotoper i fjellet og i hele Nord-Norge (Gjershaug m. fl. 1994, Størkersen 1994 a). I perioden 1970-1990 foreligger det indikasjoner på hekking i alle fylker med unntak av Aust-Agder, Hordaland og Sogn og Fjordane (Gjershaug m. fl. 1994).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til min. 96 000 par, og den har vært stabil i perioden 1970-1990 (Tucker & Heath 1994). Estimerer (par) fra Europa: Storbritannia 1000-1500 (Batten m. fl. 1990), Island 30, Sverige 1000-2000, Finland 10 000 (Koskimies 1992), Danmark 524-609 (Asbirk m. fl. 1989) og Nederland ca. 9000 (Cramp & Simmons 1977). I Vest-Palearktis overvintrer ca. 435 000 ind., hvorav 40 000 i NV-Europa (Rose & Scott 1994). I Norge hekker 100-500 par, og bestanden har vært stabil i perioden 1970-1990 (Gjershaug m. fl. 1994). Den varierer imidlertid sterkt fra år til år, noe som skyldes forhold i vinterkvarterene og under vårtrekket (Størkersen 1994 a). Fylkesestimerer (par): Østfold 5-10 (Viker 1990), Vest-Agder 1-5 (Skåtan 1994), Rogaland ca. 20 (Carlsson m. fl. 1988), Sør-Trøndelag 3-5 (Myklebust 1996).

Økologi. Arten er en habitatspesialist som stiller store krav til næringstilgangen. Hekkehabitatet er gjerne vegetasjonsrike og produktive ferskvann, men den kan også hekke ved saltvann og brakkevann. I områder med intensive driftsformer i jordbruket der typiske habitater mangler, kan den hekke i dreneringskanaler og ved mindre vann. Den kan også hekke i tilknytning til hettemåkekolonier (Størkersen 1994 a). Store deler av den norske bestanden trekker ut av landet i juli for å myte på Kontinentet (Størkersen 1994 a). Vinterkvarteret til den norske bestanden er ukjent, men våre skjeender overvintrer trolig i Vest-Europa og sørover til Nord-Afrika (Haftorn 1971, Cramp & Simmons 1977).

Internasjonal status. Betraktes som sikker i Europa og Norden (Tucker & Heath 1994, Höjer 1995). Omfattes av Bernkonvensjonens liste III, Bonnkonvensjonens liste II og liste III/2 i EUs fugledirektiv.

Trusselfaktorer. Arten er ofte knyttet til små vannspeil i kulturlandskapet som er utsatt for drenering, utfylling og forurensning. Forveksling med stokkand under høstjakta angis som en negativ faktor for arten (Christensen & Eldøy 1988), men omfanget av dette er foreløpig ukjent.

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Hekkelokalitetene er produktive og har ofte et rikt arts mangfold. Artsens utbredelse indikerer at slike lokaliteter er sjeldne i Norge. Det er derfor viktig at disse områdene blir møtt med spesielle hensyn i arealforvaltningen. Restaurering og nyskaping av vatn i kulturlandskapet er et tiltak som vil komme arten til gode. Dette er gjennomført i flere fylker, bl. a. Hedmark (Strøm 1994), Rogaland (Folvik 1995) og Sør-Trøndelag (Størkersen & Strøm 1994).

Polysticta stelleri

Global utbredelse. Arten hekker ved de arktiske kystene av Alaska og Øst-Sibir vest til Taimyrhalvøya (Frantzen 1994 b). Det foreligger også sporadiske hekkefunn på Kolahalvøya, ved Kvit-sjøen (Frantzen 1994 b) og på Novaja Semlja (Cramp & Simmons 1977). I Europa er det viktige overvintringsområder på Kolahalvøya, i Varangerfjorden og i Bottenhavet (Frantzen 1994 b, Nygård m. fl. 1995).

Norsk utbredelse. Vinterstid er den vanlig i Finnmark, først og fremst i Varangerfjorden, men også i Berlevåg havn, Gamvik havn og ved Slettnes (Frantzen 1985). Enkeltindivider finnes fra tid til annen langs store deler av kysten, og en bestand av stort sett unge hanner og hunner finnes på Varangerhalvøya om sommeren (Henriksen & Lund 1994). Det skal foreligge flere hekkefunn i Norge, men ingen er dokumentert. Den skal ha hekket i munningen på Varangerfjorden i 1856 og 1878, dessuten ved Langsmedvatn og i Stor-elva ved Vadsø i 1924 (Haftorn 1971).

Bestandsstørrelse og utvikling. Nygård m. fl. (1995) telte i mars 1994 22 000 ind. i Varangerfjorden og østover på Kolahalvøya. Vinterbestanden i Europa er estimert til 30 000-45 000 ind. (Nygård 1994), hvorav 10 000-20 000 overvintrer i Finnmark (Frantzen & Henriksen 1992). Tellingene i Finnmark tyder på at vinterbestanden har vært stabil siden 1980 (Frantzen & Henriksen 1992). Verdensbestanden er i dag trolig mindre enn 100 000 ind. (Kertell 1991). Mesteparten av den sibirske bestanden overvintrer ved Alaska, tellinger viser en dramatisk reduksjon fra ca. 200 000 ind. til mindre enn 65 000 ind. i 1991 (Kertell 1991). Den norske sommerbestanden varierer mellom 415 og 1131 ind. (Frantzen & Henriksen 1992).

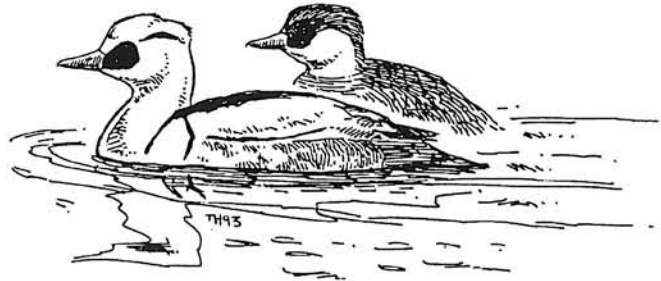
Økologi. Både overvintrende og oversomrende stellerender i Norge opptrer i flokker på normalt 10-100 ind., og oppholder seg i beskyttede, grunne bukter langs den ytterste kyststripa i Varangerfjorden (Frantzen 1994 b). De største flokkene finnes i fiskehavner under loddefisket i mars-april, f. eks. ble det sett ca. 3000 ind. i Vadsø havn i april 1984 (Frantzen 1985). I hekkeområdene foretrekker den dammer og tjern på tundraen et stykke inn fra kysten (Cramp & Simmons 1977).

Internasjonal status. Arten betraktes som sårbar på verdensbasis, og den er en av tre globalt truede arter i Norge (Collar m. fl. 1994). I Europa er den plassert i kategorien lokal (Tucker & Heath 1994). Den omfattes av Bernkonvensjonens liste II og Bonnkonvensjonens liste II.

Trusselfaktorer. Årsaken til bestandsnedgangen i Alaska er ukjent (Collar m. fl. 1994). Artens atferd med tette flokker i havner og lune bukter gjør den meget sårbar selv for små oljeutslipp. Rognkjeks-fisket i Finnmark fører til at mange stellerender drukner i fiskegarnene (Frantzen & Henriksen 1992).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Hyppig kontroll av landbaserte anlegg vil hindre utilsiktede oljeutslipp i Varangerfjorden, dessuten bør fiskeflåten få levere spillolje gratis i havnene (Frantzen & Henriksen 1992). Det er ønskelig å få oversikt over omfanget av garndød (Frantzen & Henriksen 1992), og rognkjeks-fisket bør begrenses til sommersesongen (Frantzen 1994 b). Det bør satses på å utvikle garn som i langt mindre grad fanger fugl (Frantzen 1994 b). Et overvåkningsprogram i Varangerfjorden ble startet i regi av Fylkesmannen i Finnmark i 1992 (Frantzen 1994 b).

Mergus albellus



Global utbredelse. Lappfiskanda har en nær transpalearktisk utbredelse (Cramp & Simmons 1977). Den hekker i barskogsregionen fra nordlige deler av Fennoskandia og østover gjennom Russland til Kamtsjatka (Cramp & Simmons 1977).

Norsk utbredelse. I Finnmark er den med sikkerhet påvist hekkende i Sør-Varanger i grenseområdene mot Russland og Finland, og dessuten ved Anarjokka i Karasjok kommune. Den hekker sannsynligvis også i Munkelvdal i Neiden (Frantzen 1994 c). På Finnmarksvidda er arten særlig sett i grenseområdene mot Finland sørvest i Kautokeino og i indre del av Anarjokka nasjonalpark (Frantzen 1994 c).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 8100-17 000 par, og den har vært stabil i perioden 1970-1990 (Tucker & Heath 1994). I løpet av denne perioden forsvant imidlertid alle isolerte hekkeplasser i sørlige deler av Russland og ved Uralelva, noe som medførte en reduksjon på ca. 20 % av utbredelsesområdet (Vinogradov 1994). Dette var imidlertid marginale bestander, og det påvirket bare 1 % av den totale bestanden (Vinogradov 1994). Estimerer (par) fra Europa: Russland 7000-15 000, Finland 1000-2000, Sverige 75-150 og Hviterussland 40-50 (Tucker & Heath 1994). I Norge hekker 10-20 par, og bestanden har også her vært stabil i perioden 1970-1990 (Gjershaug m. fl. 1994). Den europeiske vinterbestanden er estimert til 80 000 ind., og av disse er 15 000 ind. i NV-Europa (Rose & Scott 1994). I Norge er det kun Rogaland som har en vinterbestand av betydning; her har flokker på opptil 24 ind. blitt registrert (Paulsen 1984).

Økologi. I Sør-Varanger hekker lappfiskanda ved stilleflytende elver, vassdrag og mindre vann i områder med gammel furuskog. Den hekker ofte ved mindre vann der den unngår konkurranse med andre fiskender. Reiret plasseres i svartspetthull, naturlige hulrom i trær eller rugeholker (Haftorn 1971, Frantzen 1994 c).

Internasjonal status. Arten betraktes som sårbar i Europa (Tucker & Heath 1994) og sikker i Norden (Höjer 1995). Den omfattes av Bernkonvensjonens liste II og Bonnkonvensjonens liste II.

Trusselfaktorer. I Russland er hogst, oppdyrking, kanalisering av elver og minkpredasjon trusler mot arten (Vinogradov 1994). Ulovlig vårjakt har vært en negativ faktor i Norge i nyere tid (Frantzen 1994 c). Arten er så sjelden at den har blitt ettertraktet av eggssamlere, og det har vært tilfeller av ulovlig eggssanking i Finnmark i nyere tid (Frantzen m. fl. 1991). Miljøgifter og oljeutslipp kan være en trussel i vinterkvarterene (Ahlén & Tjernberg 1992, Ulfvens 1995).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. En stor andel av den norske bestanden hekker i Øvre Pasvik nasjonalpark (Christensen & Eldøy 1988). I Sør-Varanger er det satt opp svært mange rugeholker (Frantzen 1994 c). Hule trær og kantskog ved elver og vann bør få stå intakt ved kjente hekkeområder (Ahlén & Tjernberg 1992). Et forvaltningsprosjekt i regi av Per Gustav Thingstad ved Vitenskapsmuseet i Trondheim og Svanhovd Miljøseniter i Pasvik er under planlegging. Aspektene som skal studeres er produksjon, konkurranse med kvinand og hvilke typer kasser lappfiskanda foretrekker.

VEPSEVÅK

Pernis apivorus



Utilstrekkelig kjent (K)

Global utbredelse. Arten har en vestlig palearktisk utbredelse. Den hekker over det meste av Europa; fra Spania, Frankrike, Sørøst-England, Fennoskandia og østover via Russland og Kaukasus til Ob-elva i Sibir (del Hoyo m. fl. 1994).

Norsk utbredelse. Vepsevåken er knyttet til lavlandsskogene i de sørøstlige delene av landet. Den hekker fra Vest-Agder og østover til Valdres, Gudbrandsdalen og Østerdalen (Gjershaug m. fl. 1994, Hansen, G. 1994). Det ble imidlertid ikke gjort konkrete hekkefunn i Vest-Agder i perioden 1970-1990, men observasjoner indikerer at arten hekker der (Pfaff & Bengtson 1995). Arten kan være svært anonym i hekketida (Steen 1994 a), og har muligens en videre utbredelse enn det dagens kunnskap tilsier.

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 93 000-140 000 par, og arten har stort sett stabile bestander i de fleste land (Tucker & Heath 1994). Utvalgte estimater: Russland 70 000-100 000 par, Sverige 5000-10 000 par, Finland 4000-5000 par (Tucker & Heath 1994). I Norge er bestanden estimert til 500-1000 par, og den synes for tiden å være stabil eller svakt avtagende (Hansen, G. 1994). Vepsevåken har imidlertid gått sterkt tilbake i antall siden forrige århundre (Haftorn 1971). I Østfold var den tidligere en av de vanligste rovfuglartene, men er i nyere tid nesten forsvunnet fra flere bygder (Haftorn 1971). Reirfunn i Nord-Trøndelag i 1918, samt mulig hekking der i 1957 (Haftorn 1971) indikerer at arten tidligere hadde en videre utbredelse enn i dag. Følgende fylkesestimer foreligger: Vest-Agder 5-10 par (Pfaff & Bengtson 1995) og Aust-Agder 100 par (Pfaff & Bengtson 1995).

Økologi. Arten foretrekker mosaikklandskap der skogholt (særlig løvskog) veksler med eng, buskvegetasjon, våtmark og innsjøer (Hansen, G. 1994). I mai-juni er småfuglunger og frosk viktige byttedyr, men med økt insektproduksjon utover sommeren går den over til larver og pupper av sosiale humle- og vepsearter (Hansen, G. 1994). I Telemark og Vestfold skal bestandstettheten være ett par pr. 15 km²; tilsvarende tall foreligger i Aust-Agder og i Sverige (Hansen, G. 1994).

Internasjonal status. Betraktes som sikker i Europa (Tucker & Heath 1994) og hensynskrevende i Sverige (Ahlén & Tjernberg 1992). Den omfattes av CITES-liste II, Bernkonvensjonens liste II, Bonnkonvensjonens liste II og liste I i EUs fugledirektiv.

Trusselfaktorer. Kunnskapen om trusselfaktorer er mangelfull. I Sverige er redusert tilgang på insektrike biotoper en trolig årsak til tilbakegangen. Dette skjer gjennom flatehogst, treslagsskifte og drenering (Christensen & Eldøy 1988, Ahlén & Tjernberg 1992). Avskoging, ørkendannelse, urbanisering og bruk av pesticider er negative faktorer i vinterkvarterene. Det skytes en del vepsevåk på trekket, bl.a. 3500 årlig bare på Malta (Fenech 1992).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Vepsevåken er kanskje den norske rovfuglarten vi har minst kunnskap om. Det er derfor ønskelig med en bedre kunnskap om artens forekomst. Arten vil få bedre vilkår dersom man unngår flatehogst, treslagsskifte, drenering av fuktige skogstyper og sprøyting mot insekter. Bevaring av beitemark og sprøytingsfrie soner i kulturmark er fordelaktig (Ahlén & Tjernberg 1992).

Milvus milvus



Global utbredelse. Artens utbredelse er begrenset til Vest-Palearktis. Her finnes den fra Pyrenéerhalvøya og østover til Kaukasus, dessuten nord til Frankrike, Tyskland, Sør-Skandinavia og Baltikum. Wales har en liten og isolert restbestand (Cramp & Simmons 1980). Utenfor Europa finnes det bare noen titalls par i Marokko (Tucker & Heath 1994).

Norsk utbredelse. I forrige århundre forekom arten temmelig regelmessig i lavlandet i Sørøst-Norge. Det foreligger fire hekkefunn i Norge, alle fra Aremark i Østfold. Her ble ett reir funnet i 1880 og tre i 1890-årene (Collett 1921). Glenta hekket muligens også i Halden og Fredrikstad (Haftorn 1971), bl.a. ble en hunn med et fullt utviklet egg skutt ved Halden i 1881 (Collett 1921). I vårt århundre er det gjort 64 observasjoner fram t.o.m. 1992, og det er i nyere tid en økende forekomst i Norge (Gustad 1994), noe som kanskje er et resultat av økningen i den svenske bestanden (Kjellén 1995). Dersom økningen i Sverige fortsetter, er det en mulighet for at glenta vil reetablere seg i Norge.

Bestandsstørrelse og utvikling. Siden forrige århundre har arten gått kraftig tilbake i de fleste land (Cramp & Simmons 1980). Den negative trenden har opphørt i noen land; f. eks. er arten i framgang i Sverige (Kjellén 1995) og Frankrike (Tucker & Heath 1994). I nordlige deler av utbredelsesområdet er den i ferd med å reetablere seg; i perioden 1970-1990 har dette skjedd i Belgia, Østerrike, Tsjekkia og Danmark (Tucker & Heath 1994). I Europa er bestanden estimert til 19 000-37 000 par (Tucker & Heath 1994), mens Evans & Pienkowski (1991) estimerte verdensbestanden til 10 700-12 100 par. I Sverige hekker det i dag minst 500 par (Kjellén 1995).

Økologi. Arten hekker helst i gammel storvokst skog (i Norge i barskog), helst ved innsjøer omgitt av myrområder og fuktig grasmark (Haftorn 1971). Glenta unngår større, sammenhengende skogsområder (Ahlén & Tjernberg 1992). I Europa hekker den i storvokst skog i lavlandet eller fjelldaler med store, åpne områder (Tucker & Heath 1994). Den opptrer som kleptoparasitt overfor andre rovfugler. Den fanger selv bare byttedyr på bakken; f. eks. smånagere, firfisler, frosk, insekter og fugleunger (Haftorn 1971). Par som hekker ved innsjøer har fisk som et betydelig innslag i kostholdet, og slike par har som regel størst hekkesuksess (Ahlén & Tjernberg 1992).

Internasjonal status. Arten er ansett som sikker i Europa av Tucker & Heath (1994), men som utilstrekkelig kjent på global basis (Groombridge 1993). Arten er oppført på Bernkonvensjonens liste II, Bonnkonvensjonens liste II, CITES-liste II og liste I i EUs fugledirektiv.

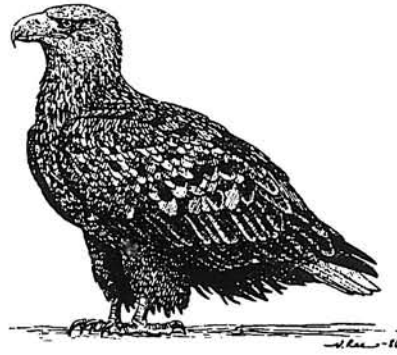
Trusselfaktorer. Jakt var hovedårsaken til tilbakegangen i den europeiske bestanden (Cramp & Simmons 1980). Det er også mulig at miljøgifter kan ha vært en negativ faktor (Ahlén & Tjernberg 1992). Gjengroing av eng og beitemark og drenering av innsjøer fjerner næringsgrunnlaget (Collett 1921, Ahlén & Tjernberg 1992).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Fredningen av arten i vesteuropeiske land forklarer at den nå er på vei tilbake (Ahlén & Tjernberg 1992). Støtteføring med slakteavfall om vinteren har vist seg å være viktig for bestanden i Skåne (Kjellén 1995). Svenske fugler har med suksess blitt utsatt i Skottland, der arten forsvant i forrige århundre (Kjellén 1995).

HAVØRN

Haliaeetus albicilla

Hensynskrevende (V+)



Global utbredelse. Arten er vidt utbredt i den palearktiske region, fra Island i vest og østover gjennom Fennoskandia og Russland til Stillehavskysten i Sibir og Kina. Den finnes også på Grønland. I sentrale deler av Europa finnes den spredt og med små bestander (Cramp & Simmons 1980).

Norsk utbredelse. Arten hekker fra Nord-Rogaland i sør og nordover langs kysten til Sør-Varanger i Finnmark (Gjershaug m. fl. 1994). Den er først og fremst en kyst- og fjordfugl, men i nyere tid er innlandshekking også påvist (Folkestad 1994 c).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa (inkludert Grønland) er bestanden estimert til 3300-3800 par (Tucker & Heath 1994). Utvalgte estimater: Grønland 147-176 par, Finland 80 par, Sverige 100-150 par, Polen 180-240 par, Russland 900-1100 par og Storbritannia 8 par (Tucker & Heath 1994). Etter en kraftig tilbakegang helt siden forrige århundre har arten nå totalt sett en positiv trend i Europa (Tucker & Heath 1994). Den har imidlertid svært beskjedne bestander i Mellom-Europa, og går fremdeles tilbake på Balkan, i Romania og Tyrkia (Tucker & Heath 1994). Den norske bestanden er for tiden på rundt 1500 par, og det har siden fredningen i 1968 vært en sterkt positiv trend for bestanden (Folkestad 1994 c). Norge har med 45 % av den europeiske bestanden et stort forvaltningsansvar. Fra og med Nord-Trøndelag og nordover til og med Troms ser det ut til at arten har oppnådd maksimal bestandstetthet (Folkestad 1994 c). Etter fredningen har den rekolonisert Hordaland og vist klare ekspansjonstendenser videre sørover langs kysten. Omtrent 40 % av den norske bestanden hekker i Nordland (Folkestad 1994 c).

Økologi. Foretrekker kupert kystskogsområder og fjordlier med gammel furuskog eller blandingskog, men hekker også i treløse fjellsider og klippevegger, eller flate og lavkupert heiområder. Reirene kan brukes i årevis, gjerne gjennom generasjoner (Folkestad 1994 c). Arten opptrer som predator, åtseleter og kleptoparasitt (Cramp & Simmons 1980). Næringen består av fisk (36.2 %), sjøfugl (56.3 %) og pattedyr (7.4%) (Willgohs 1984).

Internasjonal status. Betraktes som «nær truet» på verdensbasis (Collar m. fl. 1994), sjelden i Europa (Tucker & Heath 1994) og sårbar i Norden (Höjer 1995). Omfattes av liste I i EUs fugledirektiv, Bernkonvensjonens liste II, Bonnkonvensjonens liste I og CITES -liste I.

Trusselfaktorer. Arten har lenge vært betydelig etterstrebet i Norge. Etter fredningen er dette et langt mindre problem, men fremdeles plyndres reir for bl. a. å beskytte egg- og dunvær. Menneskelig aktivitet innenfor 1 km avstand kan føre til at reiret blir forlatt. Faunakriminalitet er også en aktuell trussel, og kollisjon med kraftlinjer er en betydelig dødsårsak for ungfugler (Prosjekt Havørn, unpubl. data). Miljøgifter var i perioden 1950-1980 en stor trussel (Tomialojc & Folkestad 1994).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. NOFs Prosjekt Havørn har siden 1975 jobbet med bestandsforhold, populasjonsdynamikk og forvaltningsproblematikk. Skadefelling må være uaktuelt da det ikke er dokumentert at arten har vært en aktiv skadevolder mot småfe og tamrein. Det er viktig at det blir gitt prioritet til reiområdene i arealbruksplaner. Vern av reirtrær og restriksjoner på skogsdrift ved reiret er ønskelig (Prosjekt Havørn, unpubl.).

SIVHAUK

Circus aeruginosus

Sjelden (R)



Global utbredelse. Sivhauken har en vid utbredelse i den palearktiske region; fra Spania, Frankrike og England og øst gjennom Europa og Sibir til Stillehavskysten. Den finnes også på Ny Guinea, Australia, i Stillehavsregionen og på noen øyer i det indiske hav (Cramp & Simmons 1980).

Norsk utbredelse. Arten er relativt ny i den norske fuglefaunaen. Den ble for første gang påvist hekkende i 1975 på Lista i Vest-Agder (Olsen 1976). På Lista blir den forøvrig årlig sett både i trekktidene og i hekketida (Vestøl 1993, Vestøl 1994, Vestøl 1996). På Øra i Fredrikstad hekket et par i 1990-1992 (Viker 1992, Viker 1994 a). På Jæren foreligger det kun hekkeindikasjoner (Gjershaug m. fl. 1994), men også her er arten regelmessig i trekktidene (Olsen 1994). Det foreligger også hekkeindikasjoner i Vestfold og Aust-Agder (Gjershaug m. fl. 1994), dessuten et hekkeforsøk i 1993 ved Hammervatnet i Nord-Trøndelag (Gustad m. fl. 1994).

Bestandsstørrelse og utvikling. Det har vært en tilbakegang for arten over store deler av Europa siden forrige århundre (Cramp & Simmons 1980), men i de siste 10-15 årene har det vært en framgang i Nordvest-Europa (Batten m. fl. 1990). I Europa er bestanden estimert til 48 000 par (Tucker & Heath 1994). Følgende estimater (utvalgte) foreligger: Frankrike 700-1000 par, Spania 480-520 par, Nederland 800-900 par, Hviterussland 2200-3000 par, 30 000 par i den europeiske delen av Russland (del Hoyo m. fl. 1994) og 250 par i Finland (Koskimies 1989). Arten har hatt en sterk framgang i Sverige fra 1970-tallet og utover, og bestanden økte med 176 % fra 1979 til 1995. I 1995 er den svenske bestanden estimert til 1402 par (Kjellén 1996). I England ble arten utryddet i år 1900, men fra 1927 hekket den regelmessig

fram til et foreløpig toppnivå på 75 reir i 1989 (Batten m. fl. 1990). De norske hekkefunnene er trolig et resultat av framgangen i Sverige og England.

Økologi. Arten foretrekker grunne innsjøer med et solid vegetasjonsbelte av takrør, dunkjevle og andre vannplanter (Cramp & Simmons 1980). Liknende områder ved stilleflytende elver og i flomområder er også aktuelle. Den finnes normalt ved innsjøer som har vegetasjonsbelter som dekker et areal på mer enn 1 km², og som gir god tilgang på padder, frosk, smånagere, fugler og fugleunger (Cramp & Simmons 1980, Ahlén & Tjernberg 1992).

Internasjonal status. Betraktes som sikker i Europa (Tucker & Heath 1994) og Norden (Höjer 1995). Står på CITES-liste II, Bernkonvensjonens liste II, Bonnkonvensjonens liste II og liste I i EUs fugledirektiv.

Trusselfaktorer. Arten har vært hardt rammet av miljøgifter som DDT, bly og kvikksølv; disse har resultert i eggskallfortynnelse (Batten m. fl. 1990) og akutt forgiftning (del Hoyo m. fl. 1994). Den har tradisjonelt vært betydelig etterstrebet, men jakttrykket er redusert i nyere tid (Ahlén & Tjernberg 1992). Det er imidlertid beregnet at 9700 sivhauker årlig skytes på Malta (Fenech 1992). Også i Norge er det kjent at arten er utsatt for ulovlig jakt (Selås 1991), noe som kan være en kritisk faktor når man tar bestanden i betraktning.

Forvaltningstiltak. Totalfredet. De kjente hekkelokalitetene i Norge er vernet. Vern av viktige våtmarker (som på Jæren) gir arten tilgang på passende habitater ved en eventuell norsk ekspansjon.

MYRHAUK

Circus cyaneus

Sjelden (R)



Global utbredelse. Arten har stort sett en holarktisk utbredelse, og hekker fra Portugal, Spania og De britiske øyer og østover gjennom Fennoskandia og det sentrale Europa til Uralfjella. Den hekker også over store deler av Sibir og Nord-Amerika (Cramp & Simmons 1980). Rasen *cinereus* i Sør-Amerika betraktes som en egen art av f. eks. del Hoyo m. fl. (1994).

Norsk utbredelse. Myrshauken er en sjelden rovfugl som hekker spredt i de sentrale strøkene av Sør-Norge, fra Hallingdal og nord til Røros og Tydal i Sør-Trøndelag. (Gjershaug m. fl. 1994). I Finnmark er hekking påvist i Pasvik i 1927 og 1929, og i Kobbfoss i 1966 (Haftorn 1971). I 1992 mislyktes en hekking i Alta (Gjershaug 1994 a). Arten kan i smågnagerår hekke utenfor det tradisjonelle hekkeområdet, f. eks i Odda i Hordaland i 1988 og på Fosen i Sør-Trøndelag i 1983 (Bangjord 1986). Det er indikasjoner på at arten kan hekke også i Nord-Trøndelag (Gjershaug m. fl. 1994), Agderfylkene og i Telemark (Pfaff & Bengtson 1995).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 22 000-32 000 par, med en negativ bestandsutvikling over store deler av kontinentet (Tucker & Heath 1994). Russland har den største bestanden med 15 000-20 000 par; Sverige, Finland og Frankrike har også sterke bestander (Tucker & Heath 1994). I Norge er bestanden på 10-100 par, og den fluktuerer i takt med smånagertilgangen (Gjershaug m. fl. 1994). Observasjoner fra Dovrefjell i nyere tid viser imidlertid at arten ikke er så avhengig av smågnagerår for å hekke (Gjershaug 1994 a). I Oppland har den gått tilbake i noen områder, mens den har blitt vanligere i deler av Trøndelag og Hedmark (Gjershaug 1994 a).

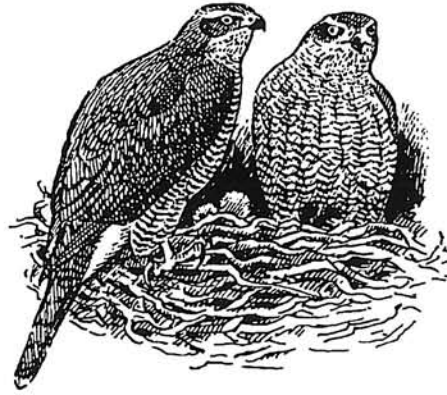
Økologi. Arten er knyttet til vierbevokste myr- og heiområder i fjellet, samt åpen fjellskog (Gjershaug 1994 a). Selv i smågnagerår kan den ta mye fugl, først og fremst piplerker, troster og rypekyllinger (Hagen 1952). Blant smågnagerne fant Hagen (1952) overvekt av fjellrotte. Myrshauken kan ikke være blant de mest sårbare ovenfor forstyrrelser; på Dovrefjell ble reir funnet bare 10 m fra jembanelinja (Hagen 1952). Polygami er kjent fra utlandet (Cramp & Simmons 1980) og er nylig også påvist på Dovrefjell (Gjershaug 1994 a). Trekkfugl, men noen få overvintrer i Sør-Norge (Gjershaug 1994 a).

Internasjonal status. Arten betraktes som sårbar i Europa (Tucker & Heath 1994) og som hensynskrevende i Sverige (Ahlén & Tjernberg 1992) Den omfattes av Bernkonvensjonens liste II, Bonnkonvensjonens liste II, CITES-liste II og liste I i EUs fugledirektiv.

Trusselfaktorer. I Europa er ødeleggelse av leveområdene regnet som en stor trussel (Etheridge 1994), men det er ingen indikasjoner på at det er et problem i Norge. Det er derimot indikasjoner på at arten har vært utsatt for faunakriminalitet på Dovrefjell (Gjershaug 1994 a). Ulovlig jakt er et stort problem i Europa. På De britiske øyer skjer dette som viltstelltiltak (Etheridge 1994), mens det er sportsjakt på f. eks. Malta (Fenech 1992). På Malta skytes ca. 16 000 kjerrhauker årlig, det er uvisst hvor mange av dem som er myrshauk (Fenech 1992).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Det er ønskelig med bedre kunnskap om den norske bestandens størrelse og utvikling. Vern med ferdselsforbud kan være et aktuelt tiltak i hekkeområdene.

Accipiter gentilis



Global utbredelse. Hønsehauken har en holarktisk utbredelse; og er utbredt i de tempererte, boreale skogsområdene i Asia, Europa og Nord-Amerika. Nominatrasen *gentilis* hekker over det meste av Vest-Palearktis, og avløses av *buteoides* som hekker fra Nord-Sverige og østover til Lena i Sibir (Cramp & Simmons 1980).

Norsk utbredelse. Arten hekker i skogsområder over hele landet, men er sjeldnere i Nord-Norge, særlig i Finnmark (Gjershaug m. fl. 1994). Selv om den i stor grad er knyttet til storvokst gammel-skog, så kan den i likhet med spurvehauk hekke i plantefeltene ytterst på kysten (Bergo 1994).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 130 000 par (Tucker & Heath 1994), av disse har Russland ca. 70 000 par (del Hoyo m. fl. 1994). Andre land med sterke bestander er Sverige med 5000 par, Finland 6000 par, Polen 8000 par, Tyskland 4200-4700 par og Frankrike med 3000-4500 par (del Hoyo m. fl. 1994). Det har vært en markert tilbakegang i Europa i forrige århundre og i deler av dette (del Hoyo m. fl. 1994). I vårt århundre var perioden 1950-1970 den mest kritiske, de siste tiåra er det indikasjoner på stabilitet og framgang (del Hoyo m. fl. 1994). Den norske bestanden er på 2000-3000 par, og er i tilbakegang (Gjershaug m. fl. 1994). Bestandsanslag for alle fylker finnes i Bergo (1992). 14 fylker har mer enn 100 hekkende par. Hedmark har den største bestanden av fylkene med 200-300 par. Estimatenes for Sør-Trøndelag (Sandvik 1995), Nord-Trøndelag (Torgeir Nygård pers. medd.) og Møre og Romsdal (Mork 1996) i Bergo (1992) er sannsynligvis for høye. I Møre og Romsdal kan det i verste fall være mindre enn 50 par igjen (Mork 1996).

Økologi. Arten er knyttet til naturforynget skog i de eldste suksesjonsstadier (Juul-Hansen 1986, Bergo 1992). Den er en allsidig jeger, men storfugl og orrfugl er prefererte byttedyr (Selås 1989). Det norske gjenfunnsmateriale viser at hønsehauken blir mer stasjonær med tiltagende alder (Sollien 1978). I egnede områder er det i dag 5-6 km mellom reirene (Bergo 1994).

Internasjonal status. Den betraktes som sikker i Europa (Tucker & Heath 1994), og som hensynskrevende i Sverige (Ahlén & Tjernberg 1992). Den omfattes av CITES-liste II, Bonnkonvensjonens liste II og Bernkonvensjonens liste II.

Trusselfaktorer. Den største trusselen i Norge er redusert næringstilgang p.g.a. moderne driftsformer i skogbruket (Bergo 1992, Tømmeraas 1993 a). I perioden 1846-1971 ble det utbetalt skuddpremier på 330 547 hønsehauker (Statistisk Sentralbyrå 1978). Av 136 norske gjenfunn hadde 10 ind. kollidert med kraftlinjer og 52 ind. var menneskedrept (Sollien 1978). Den er blant de mest utsatte for faunakriminalitet (Selås 1991, Byrkjeland 1993 a).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Bergo (1992) foreslår følgende tiltak: 1) Bestandsutviklingen overvåkes i utvalgte områder med god geografisk spredning. 2) Bevaring av leikområder og beiteområder (blåbærfuruskog) for storfugl. Tre-slagsskifte bør skje i form av små øyer i ellers naturforynget skog. 3) Reirområdene bør kartlegges for bruk i arealplanlegging. Det bør ikke foregå hogst i en sirkel med radius på minst 30 m rundt reirtreet, eller flatehogst nærmere enn 50 m fra reirtreet. Det er bedre med små hogstflater enn få og store. Skogsveger og kraftlinjer bør ikke legges nær reirtreet.

KONGEØRN

Aquila chrysaetos

Sårbar (V)



Global utbredelse. Kongeørna har en holarktisk utbredelse, og deles inn i seks raser. Nominatrasen *chrysaetos* hekker i det vestlige Eurasia utenom Pyrenéerhalvøya, og østover til det vestlige Sibir og Altaifjellene (Cramp & Simmons 1980).

Norsk utbredelse. Arten hekker i skogsbygder og fjelltrakter over det meste av landet, men også på øyene langs kysten fra Møre og nordover (Gjershaug 1994 b). I Østfold, Vestfold, Oslo og Akershus mangler det hekkeindikasjoner i perioden 1970-1990 (Gjershaug m. fl. 1994).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 5000-7200 par, og det virker som om den stort sett er stabil (Tucker & Heath 1994). Den går imidlertid tilbake i Sørøst-Europa og på Pyrenéerhalvøya. Viktige bestander finnes i Spania med 1192-1265 par, Italia 300-400 par, Tyrkia 100-1000 par, Russland 200-400 par, Storbritannia 420 par og Sverige 600-750 par (Tucker & Heath 1994). Den norske bestanden er estimert til 700-1000 par, og den har vært stabil siden fredningen i 1968 (Gjershaug 1994 b). Avstanden mellom nabopar varierer med næringstilgang og egnede reirplasser (Gjershaug 1994 b). Følgende bestandstettheter foreligger fra Norge: 1 par pr. 170 km² i Aust-Agder (Pfaff 1993), 1 par pr. 200 km² i Hordaland (Bergo 1984 a), 1 par pr. 100 km² på Dovrefjell (Gjershaug 1994 b). Følgende fylkesestimer foreligger: Hordaland ca. 30 par (Bergo 1984 a), Rogaland 15-20 par (Carlsson m. fl. 1988), Vest-Agder 10-20 par (Skåtan 1994), Aust-Agder 35-40 par (Pfaff 1993), Telemark 50-60 par (Pfaff & Bengtson 1995), Oppland 38-52 par (Østbye & Gaarder 1992) og min. 40 par i Sør-Trøndelag (Myklebust 1996).

Økologi. Kongeørna hekker normalt like ved skoggrensa til snaufjellet, men den kan også hekke i barskogsområder langt fra snaufjellet. På Vestlandet plasseres reirene nesten utelukkende i bergvegger (Gjershaug 1981, Bergo 1984 b), mens trehekkning blir noe vanligere lenger øst i landet. Arten står over hekking i år med liten småviltbestand (Gjershaug 1994 b). Ryper og hare er viktige byttedyr (Lunde 1985). Kongeørna kan drepe småfe og rein; disse utgjør henholdsvis 4.2 % og 3.8 % av antall byttedyr (Bergo 1986).

Internasjonal status. Betraktes som sjelden i Europa (Tucker & Heath 1994) og hensynskrevende i Norden (Höjer 1995). Omfattes av CITES-liste II, liste I i EUs fugledirektiv, Bonnkonvensjonens liste II og Bernkonvensjonens liste II.

Trusselfaktorer. Etterstrebelse har medført at arten gikk markert tilbake i begynnelsen av vårt århundre (Christensen & Eldøy 1988). Faunakriminalitet er i våre dager fremdeles en trussel (se f. eks. Byrkjeland 1992). Miljøgiftkonsentrasjonene i norske kongeørner er for lave til at de har gitt en påvisbar negativ effekt på bestanden (Fremming 1980). Arten er svært sårbar for forstyrrelser før og under eggleggingsperioden, men kan også oppgi hekkingen i rugetida (Fremming 1980). Kollisjon med kraftlinjer er en betydelig dødsfaktor (Bevanger & Thingstad 1988).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Eventuelle fellingstillatelser bør gjelde ungfugler (Fremming 1980). Kartfesting av reirplasser gjør det mulig å ta hensyn til arten i arealplanleggingen. Reirrområder bør beskyttes mot bygging av veier, kraftlinjer, turiststier og andre ferdselsfremmende tiltak.

Pandion haliaetus



Global utbredelse. Fiskeørna hekker i alle verdensdeler utenom Sør-Amerika. Nominatrasen *haliaetus* hekker fra Skottland og østover gjennom Fennoskandia til Stillehavskysten i Sibir; også på Japan, Taiwan og i Sør-Kina (Cramp & Simmons 1980).

Norsk utbredelse. Arten har et markant tyngdepunkt på Sørøstlandet, men finnes også på Sørlandet og i østlige deler av Trøndelag, Nordland og Finnmark (Gjershaug m. fl. 1994). Konkrete hekkefunn mangler på Vestlandet i perioden 1970-1990, men arten har sannsynligvis hekket i Rogaland (Carlsson m. fl. 1988) og i Sogn og Fjordane (Gjershaug m. fl. 1994).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 7100-8900 par, med en stabil eller positiv bestandsutvikling i de fleste land. De største bestandene finnes i Nord-Europa: Norge 150-200 par, Sverige 3000-3500 par, Finland 900-1000 par og Russland 2500-3500 par (Tucker & Heath 1994). Den norske bestanden avtok katastrofalt utover på 1800-tallet; i 1930-åra var bare et fåtall hekkeplasser kjent (Haftorn 1971). Etter fredningen i Sverige (1951) fikk den norske bestanden en markert framgang (Haftorn 1971), og nådde et toppnivå på begynnelsen av 70-tallet (Nordbakke 1994). Etter den tid har den stort sett vært stabil (Fremming 1988). Nyere fylkesestimater: Min. 20 par og framgang i Aust-Agder (Pfaff & Bengtson 1995) og minst 40 par i Østfold (Viker 1990). I 1992 hekket den for første gang i Vest-Agder (Brattfjord & Jåbekk 1992). I Oppland hekket min. 8 par i 1992 (Høitomt 1992), i Vestfold 9 par i 1989 (Steen 1990), og i Buskerud 7 par i 1995 (Jensen 1996). Arten forsvant som hekkefugl fra Nord-Trøndelag rundt 1985 (Nordbakke 1994).

Økologi. Arten hekker ved skogkledte, fiskerike innsjøer og elver, helst med skogbevokste øyer og holmer (Haftorn 1971). Den norske utbredelsen faller i grove trekk sammen med utbredelsen til abbor, gjedde, sik, harr og lake (Nordbakke 1994). I Norge er ulike karpefisker, gjedde og abbor viktige byttedyr. Reiret plasseres ofte i toppen av glattstammede furuer med flat krone (Nordbakke 1994).

Internasjonal status. Betraktes som sårbar i Europa (Tucker & Heath 1994) og hensynskrevende i Norden (Höjer 1995). Den omfattes av CITES-liste II, Bonnkonvensjonens liste II, Bernkonvensjonens liste II og liste I i EUs fugledirektiv.

Trusselfaktorer. Sterk etterstrebelse forårsaket tilbakegangen i Norge (Nordbakke 1994). Jakt langs trekkrutene (Tomialojc 1994 a) og fauna-kriminalitet (Byrkjeland 1993 b) er imidlertid fremdeles aktuelle trusler. Forstyrrelser fra hogst og fritidsaktiviteter (Haga 1981, Steen 1990) er kanskje de største truslene mot arten i Norge i dag. Reir på små holmer som er velegnet for ilandstigning fra båter er spesielt utsatt (Fremming 1988). Sur nedbør, tungmetaller (Tomialojc 1994 a) og kollisjoner med kraftlinjer (Bevanger & Thingstad 1988) er andre trusler.

Forvaltningstiltak. Totalfredet. En ferdselsforbudssone på 500 m som gjelder fram til ungene er 3-4 uker gamle foreslås av Haga (1981). Skogen omkring reirtreet må med 50 m radius bevares i skjermstillingstetthet (Haga 1980). Kartfesting av reirplasser vil gjøre det enklere å ta hensyn i arealbruksplaner. Bygging av kunstige fiskeørnreir (se f. eks. Knoff 1994) kan bidra til økt hekkesuksess for arten (Fremming 1988).

LERKEFALK

Falco subbuteo

Sjelden (R)



Global utbredelse. Arten har en vid utbredelse i den palearktiske og orientalske region (del Hoyo m. fl. 1994). Nominatrasen *subbuteo* hekker i Nordvest-Afrika og Europa og østover gjennom Sentral-Asia og Nord-Kina til Kamtsjatka, Sakhalin og Japan (del Hoyo m. fl. 1994).

Norsk utbredelse. Arten hekker i SØ-Norge, hovedsakelig i fylkene Hedmark, Akershus (Gjershaug m. fl. 1994) og Østfold (Fløseth 1995). I nyere tid er den påvist hekkende for første gang i flere fylker: Vestfold i 1979, Oppland i 1980, Østfold i 1984 og Buskerud i 1991 (Steen 1994 a). Arten hekker sannsynligvis også i Telemark (Steen 1994 a). Arten er svært anonym i hekketida, og har sannsynligvis en videre utbredelse i Norge enn det dagens kunnskap tilsier (Steen 1994 a).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 80 000-90 000 par, av disse hekker 70 000 par i Russland (del Hoyo m. fl. 1994). Den europeiske bestanden synes å ha holdt seg relativt stabil i lang tid (del Hoyo m. fl. 1994). Den norske bestanden er estimert til minst 70 par (Steen 1994 a), og har en positiv utvikling (Gjershaug m. fl. 1994). Fylkesestimerer (antall par): Hedmark 15-25 (Hagen m. fl. 1994), Akershus 5-10 (Andersen 1994), Buskerud min. 3, Vestfold min. 2, Oppland min. 2 (Steen 1994 a) og Østfold rundt 10 (Fløseth 1995). I Norge har arten hekket i lang tid, bl.a. skal den i forrige århundre ha hekket årlig i Indre Oslofjord (Haftorn 1971). I perioden 1870-1950 foreligger det bare ett reirfunn; ved Hamar i 1936 (Hagen 1952). Det virker som om den norske bestanden har fluktuert de siste 150 år, noe som kan skyldes klimasvingninger som påvirker insektproduksjonen (Ødegaard m. fl. 1986).

Økologi. De norske hekkelokalitetene kan deles inn i to grupper: Større myrområder i barskogsregionen eventuelt med tjern og innsjøer, og områder med kulturpreg der våtmarker og innsjøer veksler med skog og/eller dyrket mark/bebyggelse (Ødegaard m. fl. 1986). Hekkelokalitetene karakteriseres gjerne ved lysåpen, storstammet furuskog (Bekken 1994 a). Her hekker den helst i gamle kråkereir i furutrær (Hagen m. fl. 1994). Artens næring består hovedsakelig av småfugl og større flygende insekter (del Hoyo m. fl. 1994).

Internasjonal status. Arten betraktes som sikker i Europa og Norden (Tucker & Heath 1994, Höjer 1995), sårbar i Danmark (Asbirk & Søgaard 1991) og hensynskrevende i Finland (Rassi & Väisänen 1987). Omfattes av Bernkonvensjonens liste II, Bonnkonvensjonens liste II og CITES-liste II.

Trusselfaktorer. Arten er i Norge etter alt å dømme ikke utsatt for negative faktorer som påvirker bestanden i vesentlig grad. Faunakriminalitet er imidlertid en potensiell trussel; det er da også et faktum at den har blitt funnet i enkelte beslag de siste åra. I Danmark har drenering, eutrofiering og gjengroing av de få innsjøene sannsynligvis ført til artens tilbakegang der (Sørensen 1995). Rassi & Väisänen (1987) angir miljøgifter som årsaken til at arten betraktes som hensynskrevende i Finland.

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Kunstige reir er tatt i bruk med suksess i Hedmark (Hagen m. fl. 1994). Kartleggingsprosjekter pågår i Hedmark (Hagen m. fl. 1994) og Østfold (Fløseth 1995). For å få en oversikt over den norske bestanden er det ønskelig med kartlegginger også i andre fylker.

Falco rusticolus



Global utbredelse. Arten har en cirkumpolar utbredelse. Nominatrasen *rusticolus* hekker fra Fennoskandia og østover gjennom Russland til Ural. På Island hekker rasen *islandus* (del Hoyo m. fl. 1994). Rasene blir ikke opprettholdt av Vaurie (1965) og Cramp & Simmons (1980).

Norsk utbredelse. I Norge hekker arten fra Sirdalsheiene i sør til Pasvik i nord (Gjershaug m. fl. 1994). Den er hovedsakelig en fjellfugl, men i Nord-Norge er det imidlertid en stabil kystbestand. Det hekker trolig også noen par i fjordstrøk på Vestlandet (Tømmeraas 1994).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa hekker 800-1300 par, og bestanden ser ut til å være noenlunde stabil (Tucker & Heath 1994). I Sve- rige hekker 100-200 par, Russland 50-200 par, Island 300-400 par og Finland 30 par (Tucker & Heath 1994). Den norske bestanden er estimert til 300-500 par, og den har vært stabil i perioden 1970-1990 (Gjershaug m. fl. 1994). Det er imidlertid meldt om dårlig og uregelmessig produksjon i Sør-Norge på 1990-tallet (Tømmeraas 1994). Norge har med min. 38 % av den europeiske bestanden et stort forvaltningsansvar. Hagen (1952) hevdet at arten aldri har vært særlig tallrik, men 140 år gamle eggssamlernotater indikerer en kraftig tilbakegang på Finnmarksvidda (Tømmeraas 1993 b). I Alta-Kautokeino-vassdraget har bestanden blitt redusert med en tredjedel bare de siste 20 åra (Tømmeraas 1994). Følgende fylkesestimerer (ant. par) foreligger: Telemark maks. 25, Aust-Agder 5-15 (Pfaff & Bengtson 1995), Vest-Agder 5-15 (Skåtan 1994), Rogaland færre enn 15 i gode rypeår (Roalkvam 1985 b), Hordaland ca. 10 (Danielsen 1996), Sør-Trøndelag 20-25 (Myklebust 1996).

Økologi. Arten er primært knyttet til fjellvidder og høyereliggende, glissen skog, men den kan også hekke i kyststrøk. God rypetilgang er et fel- lestrekk for hekkeområdene til denne rype- spesialisten. De fleste reir i Finnmark ligger under 500 m o.h. I Sør-Norge ligger de høyere, på Dovre opp til 1450 m o.h. (Tømmeraas 1994).

Internasjonal status. Betraktes som sårbar i Eu- ropa (Tucker & Heath 1994) og hensynskrevende i Norden (Höjer 1995). Omfattes av Bernkonven- sjonens liste II, Bonnkonvensjonens liste II, CITES-liste I og liste I i EUs fugledirektiv.

Trusselfaktorer. Etterstrebelse er den største trus- sel på global basis; det drepes f. eks. 1000-2000 ind. årlig i det arktiske Russland (del Hoyo m. fl. 1994). I Norge er dette en av artene som er mest utsatt for faunakriminalitet (se f. eks. Frengen 1982, Bilet m. fl. 1990, Byrkjeland 1992). Til- bakegangen på Finnmarksvidda tilskrives over- beiting av reinsdyr, redusert rypebestand, vegbyg- ging, kollisjon med kraftledninger og reingjerder; samt økte forstyrrelser fra snøscootertrafikk og friluftaktivitet (Tømmeraas 1993 b). Reduserte rypebestander kan forklare den sviktende repro- duksjonen i Sør-Norge (Tømmeraas 1994). Ar- ten ble i motsetning til en del andre falker ikke påvirket av miljøgifter i perioden 1950-70 (del Hoyo m. fl. 1994).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Det foregår for tiden seks regionale registreringsprosjekter i Norge (Tømmeraas 1993 b). Det er ønskelig med bedre kunnskap om bestandsstørrelse, bestandsutvikling og om i hvilken grad rypejakta påvirker hekke- suksessen. Bygging av kunstige kvistreir kan hjelpe arten ved reirmangel (Tømmeraas 1978, Hansen, R.E. 1994).

VANDREFALK

Falco peregrinus

Sårbar (V)



Global utbredelse. Arten har en kosmopolittisk utbredelse, med totalt 19 raser over hele verden (Ratcliffe 1993). Den er utbredt over hele Europa, imidlertid med lave bestandstettheter (Ratcliffe 1994). Nominatrasen *peregrinus* er utbredt fra Storbritannia og østover til Jenisei, dessuten sør til Middelhavet og Ukraina. Rasen *calidus* finnes fra det nordlige Fennoskandia og østover til Lena i Sibir (Cramp & Simmons 1980). Overgangsområdet mellom rasene er ukjent (Haftorn 1971).

Norsk utbredelse. Arten finnes langs kysten fra Østfold til Finnmark. Den forekommer også i innlandet, men mer spredt enn i kystnære strøk (Steen 1994 b). Hekkefunn av rasen *calidus* foreligger fra Vadsø i 1939 (Haftorn 1971).

Bestandsstørrelse og utvikling. Arten har etter 1955 vært i sterk tilbakegang over store deler av utbredelsesområdet (Hickey 1969). Rundt 1975 var den fennoskandiske bestanden redusert med 95-97 % i forhold til nivået før 1940 (Lindberg 1985). Midt på 1970-tallet snudde den negative trenden; med en økning i ungeproduksjon og antall hekkende par i bl.a. Norge og Finland (Lindberg 1985). Østeuropeiske bestander er imidlertid fremdeles i tilbakegang (Tucker & Heath 1994). I Norge hekket 244-344 par i 1995, med hovedtyngden fra Rogaland og nordover (Steen 1996 a).

Økologi. Arten er en opportunistisk fuglejeger, og kan ta alt fra fuglekonge opp til gjess og hegrer (Cramp & Simmons 1980). I Sverige er mellomstore fugler som duer, måker og vadere de vanligste byttedyr (Ahlén & Tjernberg 1992). I Norge er det først og fremst i bratte kystklipper ved rike fuglelokaliteter (som fuglefjell) at arten

hekker, men den kan også hekke i mindre berg ved fuglerike vann, elver og myrer i Sørøst-Norge (Steen 1994 b). Nordlige bestander er trekkfugler (Ratcliffe 1994), svært få overvintrer i Fennoskandia.

Internasjonal status. Er betraktet som sjelden i Europa av Tucker & Heath (1994). Står på Bernkonvensjonens liste II, Bonnkonvensjonens liste II, CITES-liste I og liste I i EUs fugledirektiv.

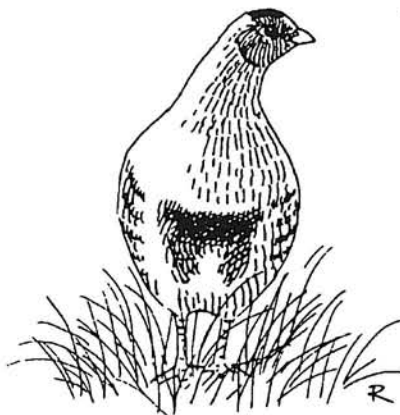
Trusselfaktorer. Miljøgifter er årsaken til artens tilbakegang etter 1955 (Ratcliffe 1993). Bruken av klorerte hydrokarboner (DDT m. fl. derivater) som sprøytemidler mot insekter skjøt fart etter 1945. Ratcliffe (1970) fant en korrelasjon mellom eggskallfortynnelse og bruken av sprøytemidler; dette er senere også dokumentert i eksperimentelle studier (Lincer 1975, Miller m. fl. 1976). Kvikksølv har også hatt en negativ effekt (Lindberg & Odsjø 1983). Nygård (1983) viste at en eggskallfortynnelse var tilfelle også for norske vandrefalker, og fant en sammenheng mellom eggskalltykkelse og kullstørrelse. Det er uvisst hvordan den reduserte genetiske variasjonen i den norske bestanden vil slå ut på sikt (Lifjeld 1996). Jakt i vinterkvarterene, forstyrrelser ved reiret og faunakriminalitet er andre trusselfaktorer. Vandrefalken er en av de mest populære artene blant falkonerer.

Forvaltningstiltak. Totalfredet fra 1971. Bruken av DDT og dieldrin ble forbudt i det norske landbruket i 1970. Prosjekt Vandrefalk Sørøst-Norge arbeider med kartlegging av forekomst, økologi, reirovervåking og avl (Steen 1996 b). Det bør tas hensyn til hekkeplasser i arealbruksplaner.

RAPPHØNE

Perdix perdix

Utgått (Ex?)



Global utbredelse. Rapphøna er utbredt over hele Europa, med unntak av nordlige deler av Russland og Fennoskandia. Arten går øst til sentrale deler av Sibir der den avløses av *Perdix dauuricae*. Den er også innført til Nord-Amerika og New Zealand (Glutz von Blotzheim m. fl. 1973).

Norsk utbredelse. Arten har hatt en ustabil oppreden i Norge, og dens innvandringshistorie er uoversiktlig på grunn av en rekke introduksjoner (Bevanger & Ree 1994). Utover 1800-tallet fantes arten på Østlandet og i Trøndelag, men i dag betraktes den som utgått fra den norske fauna (Størkersen 1994 b). Det siste spontane hekkefunnet var ved Halden i Østfold i 1985 (Bevanger & Ree 1994). Observasjoner i nyere tid skyldes sannsynligvis utsettinger (Størkersen 1994 b).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 2,6-5,2 mill. par (Tucker & Heath 1994). Bestanden utgjør i mange land bare 20 % av førkrigsbestanden (Aebischer & Potts 1994 a). Gunstig klima førte til at den svenske bestanden økte på 1700- og 1800-tallet (SOF 1990), med en påfølgende innvandring til Østlandet i 1733 (Haftorn 1971). Arten forsvant imidlertid fra Norge på slutten av 1700-tallet, før den på ny innvandret i 1811. Arten ble vanligere utover 1800-tallet, og spredte seg nord til Trøndelag. Streng vinterkulde kan forklare at arten forsvant fra Oppland og Trøndelag tidlig i vårt århundre (Haftorn 1971). Bestanden på Østlandet avtok kraftig utover 1900-tallet, helt til den forsvant i nyere tid (Bevanger & Ree 1994). Langsiktige klimasvingninger og mortalitetsraten om vinteren i f. eks. Sverige er trolig avgjørende om hvorvidt den i perioder kan finnes hos oss (Størkersen 1994 b).

Økologi. Arten foretrekker åpen kulturmark som ikke er for intensivt drevet, helst med partier med hekker og høy vegetasjon som gir skjul for reiret (Potts 1986). Den kan hekke i kornåkre, men dette habitatet brukes normalt til matsøk og som skjul for unger. Stubbåkre brukes som raste- og hvileplasser av familiegrupper (Aebischer & Potts 1994 a). Ungene er sårbare for kulde og insektmangel like etter klekking. Arten foretrekker derfor solrike områder med lite fuktighet og gunstig vegetasjon (Glutz von Blotzheim m. fl. 1973).

Internasjonal status. Betraktes som sårbar i Europa (Tucker & Heath 1994) og hensynskrevende i Norden (Höjer 1995). Står på liste II/1 og III/1 i EUs fugledirektiv og Bernkonvensjonens liste III.

Trusselfaktorer. Det intensive jordbruket er hovedårsaken til tilbakegangen i Europa (Potts 1980). Tidligere ga høstsåing gunstigere nærings-tilgang vinterstid. En mosaikk av grasenger, kornåkre og hekker ga bedre nærings-tilgang og reirskjul (Aebischer & Potts 1994 a). Grasenger og hekker har i stor grad blitt fjernet fra kulturlandskapet, og herbicider har fjernet vertsplanter for insekter rapphøna levde av (Potts 1986). Økt predasjonstrykk ser ut til å være et resultat av det intensive jordbruket (Aebischer & Potts 1994 a). Tidlig slått er også en negativ faktor for rapphøna (Størkersen 1994 b) i likhet med åkerriksa.

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Bevaring og restaurering av grasenger, predator kontroll og redusert og målrettet bruk av sprøytemidler er viktige tiltak i bevaringen av arten (Game Conservancy 1992). Senere slått vil være fordelaktig for rapphøna og andre arter som plasserer reiret i kulturmark (se Folvik & Øien 1995).

Coturnix coturnix

Global utbredelse. Arten har en diskontinuerlig utbredelse i den palearktiske, etiopiske og orientalske region. Nominatrasen *coturnix* hekker fra Vest-Europa og Middelhavsområdet østover til India og Bajkal i Sibir. Den går nord til sørlige deler av Fennoskandia. På Azorene hekker rasen *conturbans*, mens rasen *inopinata* hekker på Kapp Verde-øyene. Ytterligere to raser hekker i Afrika (Cramp & Simmons 1980).

Norsk utbredelse. Vaktelen er en såkalt «sigøynerfugl», noe som innebærer at den i gunstige år overskyter det vanlige utbredelsesområdet med påfølgende kolonisering og tilsvarende uteblivelse andre år (Cramp & Simmons 1980, Størkersen 1994 c). Nord-Europa ligger utenfor hovedutbredelsesområdet til arten, og dens opptreden i Norge er derfor preget av sterke fluktasjoner (Størkersen 1994 c). Hos oss er det primært i de store jordbruksområdene på Østlandet, Lista, Jæren, i Møre og Romsdal og Trøndelag at den påtreffes (Gjershaug m. fl. 1994, Størkersen 1994 c).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 680 000- 2 400 000 par, og arten har i de fleste land en negativ bestandsutvikling (Tucker & Heath 1994). Utvalgte estimater (par) fra Europa: Russland 100 000-1 000 000, Tyrkia 50 000-350 000, Spania 320 000-450 000, Frankrike 50 000-200 000, Finland 0-10, Sverige 0-10 og Danmark 27 (Tucker & Heath 1994). I Norge er den enkelte år nærmest fraværende, mens det i gode år muligens kan hekke nærmere 100 par (Gjershaug m. fl. 1994). 1971 var et slikt toppår med 92 observasjoner i Norge (Størkersen 1994 c). Etter 1990 foreligger følgende registreringer (ant. ind.) i Norge :11 i 1991, 21 i 1992 og 29 i 1993 (Gustad 1992, Gustad 1993, Gustad m. fl. 1994).

Økologi. Arten er en utpreget åkermarksfugl som unngår områder med våtmark og annen tett vegetasjon som kratt og skog (Størkersen 1994 c). I Europa er den særlig knyttet til kløverenger og åkre med vinterhvete (Cramp & Simmons 1980). I Norge foretrekker den grasmark (Størkersen 1994 c), men den kan også bruke beitemark i bjørkebeltet, f. eks. på Dovrefjell (Pedersen 1991). Opprinnelig var den trolig tilknyttet naturenger og stepper; den betydelige avskogingen med påfølgende oppdyrking i Europa har trolig virket positivt for artens forekomst (Cramp & Simmons 1980). Vaktelen er den eneste hønsfuglen i Europa som er trekkfugl (Cramp & Simmons 1980). De fleste overvintrer i Sahelbeltet sør for Sahara, men de siste tiåra har stadig flere overvintret i NV-Afrika (Aebischer & Potts 1994 b).

Internasjonal status. Betraktes som sårbar i Europa og sjelden i Norden (Tucker & Heath 1994, Höjer 1995). Står på liste II/2 i EUs fugledirektiv, Bernkonvensjonens liste III og Bonnkonvensjonens liste II.

Trusselfaktorer. Intensive driftsformer i jordbruket har påvirket arten negativt. Herbicider og insekticider har redusert næringstilgangen. Tidlig slått er en trussel der den holder til på grasmark. Store mengder skytes i Sør-Europa og Nord-Afrika om høsten. I Egypt ble f. eks. seks millioner fanget i 1920 (Ahlén & Tjernberg 1992, Aebischer & Potts 1994 b).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Utsatt slått av grasmark og redusert bruk av herbicider og insekticider vil være fordelaktig for vaktel og andre kulturlandskapsfugler. Internasjonalt samarbeid for å redusere fangsten i Middelhavsområdet bør være aktuelt.

Rallus aquaticus



Global utbredelse. Arten har en palearktisk utbredelse. Nominatrasen *aquaticus* hekker i Europa og i Nord-Afrika, og går østover til Ob i Sibir. På Island hekker rasen *hibernans*. Ytterligere to raser finnes i Asia (Cramp & Simmons 1980).

Norsk utbredelse. Arten hekker spredt og fåtallig langs kysten fra og med Østfold til og med Møre og Romsdal (Gjershaug m. fl. 1994). Den har imidlertid en videre utbredelse i Møre og Romsdal og i Trøndelag enn hva kartet i Gjershaug m. fl. (1994) tilsier. Den har f. eks. hatt tilhold i Hosetvatnet i Averøy på Nordmøre i hekketida i en årrekke (Kolbjørn Schjølberg pers. medd.), og i Trøndelag er den hørt på tre lokaliteter i 1995-1996. Arten har i Norge et tyngdepunkt i Rogaland og ved Oslofjorden. Dens flekkvise utbredelse gjenspeiler at den er en habitatspesialist.

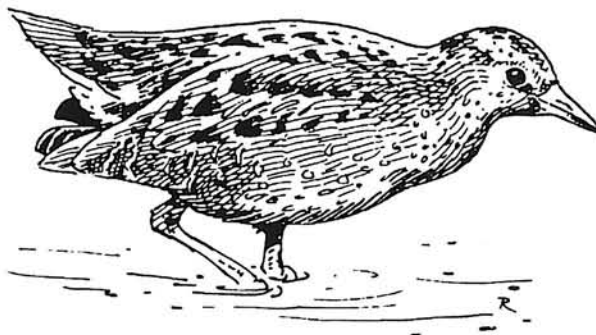
Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til min. 110 000 par, og 30 % av bestanden har vært i tilbakegang i perioden 1970-1990 (Tucker & Heath 1994). Estimer (par) fra Europa : Finland 300-600, Sverige 10 000-20 000, Danmark 1000-1500 (Koskimies 1992), Frankrike 10 000-100 000, Storbritannia og Irland 2000-4000 (Cramp & Simmons 1980). Arten skal være ekstremt tallrik i det tidligere Sovjetunionen (Cramp & Simmons 1980). I Norge hekker 100-200 par, og bestanden har hatt en stabil utvikling i perioden 1970-1990 (Gjershaug m. fl. 1994). I Norge kan det på gode lokaliteter hekke mer enn 5 par, f. eks. hadde Arekilen, Hvaler i Østfold 8 par i 1980 (Viker 1990). Fylkesestimer: Vest-Agder 10-20 par (Skåtan 1994), Aust-Agder 10 par (Pfaff & Bengtson 1995) og Østfold 20-25 par (Viker 1990).

Økologi. Arten holder til i næringsrik våtmark ved både ferskvann og brakkvann, og den er i større grad enn myrriksa knyttet til områder der takrør er et dominerende innslag i vegetasjonen (Bengtson & Steel 1994). Arten er hovedsakelig en trekkfugl, men trekkroute og vinterkvarter til den norske bestanden er ukjent (Haftorn 1971). Svenske vannrikser overvintrer i V-Europa og i Middelhavsområdet (SOF 1990). I Norge (hovedsakelig langs vestkysten) gjøres de fleste observasjoner av arten fra september til desember (Haftorn 1971), og i et større antall enn det den norske hekkebestanden skulle tilsi (Mork 1994). Et begrenset gjenfunnsmateriale viser at noen av disse fuglene kommer fra Øst-Europa (Mork 1994). Det er uvisst hvorvidt de trekker videre vestover eller overvintrer i Norge (Mork 1994).

Internasjonal status. Betraktes som sikker i Europa (Tucker & Heath 1994) og Norden (Höjer 1995). På Island er den listet som direkte truet (Höjer 1995). Omfattes av Bernkonvensjonens liste III.

Trusselfaktorer. Drenering, utfylling og forurensning av våtmarker er en trussel mot vannriksa. På Jæren har det forsvunnet flere vannriksebiotoper i nyere tid, vesentlig som et resultat av intensivt jordbruk og tettstedsutvikling (Carlsson m. fl. 1988). I Aust-Agder har en småbåthavn i kombinasjon med drenering og oppdyrking forringet en aktuell biotop (Pfaff & Bengtson 1995).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Mange hekkeområder er i dag våtmarksreservater. Det er ønskelig med en undersøkelse på artens utbredelse og bestandsstørrelse, da disse aspektene kun er kjent i grove trekk her til lands.

Porzana porzana

Global utbredelse. Arten har en palearktisk utbredelse. Den hekker over det meste av Europa, og hekker nord til England, det sørlige Fennoskandia og til ca. 64 °N i Russland. Den hekker sør til Spania, Italia og det tidligere Jugoslavia, og østover til Jenisei i Sibir (Cramp & Simmons 1980).

Norsk utbredelse. Arten er en meget sjelden hekkefugl i Norge; i vårt århundre er det gjort kun ett reirfunn i Sem i Vestfold i 1954 og ett på Tautra i Nord-Trøndelag i 1960 (Steel & Bengtson 1994). Arten blir imidlertid årlig registrert spredt og uregelmessig nord til Nordland, spesielt i kyststrøkene (Steel & Bengtson 1994).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 52 000-180 000 par, og omtrent 25 % av bestanden har gått tilbake i perioden 1970-1990 (Tucker & Heath 1994). Arten har en negativ bestandsutvikling i de fleste land utenom Russland og Hviterussland, som huser to tredeler av Europas myrrikser (Tucker & Heath 1994). Utvalgte estimater (par) fra Europa: Russland 10 000-100 000, Hviterussland 24 000-28 000, Ukraina 4200-4800, Romania 5000-20 000, Frankrike 1000-10 000, Danmark 123, Sverige 100-300 (Tucker & Heath 1994) og Finland 1000-2000 (Koskimies 1992). Den norske bestanden er estimert til 20-100 par, og den antas å ha vært en stabil i perioden 1970-1990 (Gjershaug m. fl. 1994). Følgende registreringer (ant. ind.) er gjort på 1990-tallet i Norge: 11 i 1991, 22 i 1992 og 20 i 1993. Flest myrrikser blir registrert i Rogaland, Vest-Agder og Akershus (Gustad 1992, Gustad 1993, Gustad m. fl. 1994). Fylkesestimer: Vest-Agder 1-5 par (Skåtan 1994), Møre og Romsdal 5-10 par (A.O. Folkestad i Steel & Bengtson 1994).

Økologi. Arten trives ikke i takrørskog, og foretrekker kortere og mykere vegetasjon i næringsrike myrer, sumper og småtjern. Disse biotopene er ofte tett bevokst med starr, gress, siv, sneller og sverdlilje. (Haftorn 1971, Steel & Bengtson 1994). I slike biotoper fører arten en nattlig og skjult tilværelse, og den er nok derfor betydelig oversett. Den registreres nesten utelukkende på den karakteristiske *huitt*-lyden, som kan høres opp til 2 km i stille vær (Cramp & Simmons 1980). Bestandsestimater vanskeliggjøres ved at begge kjønn kan synge. Hunnen synger imidlertid mindre frekvent og med lavere volum. Av og til høres duettsang fra et par (Cramp & Simmons 1980). Etablerte par er nesten lydløse etter pardannelse (Steel & Bengtson 1994). Detaljene omkring trekkruiter og overvintringsområder er i stor grad ukjente, men arten overvintrer trolig i vestlige deler av Middelhavsområdet og i Afrika sør for Sahara (Cramp & Simmons 1980, SOF 1990).

Internasjonal status. Betraktes som sikker i Europa (Tucker & Heath 1994) og hensynskrevende i Norden (Höjer 1995). Omfattes av Bernkonvensjonens liste II, Bonnkonvensjonens liste II og liste I i EUs fugledirektiv.

Trusselfaktorer. I Sverige har drenering, oppdyrking og vannstandsreguleringer medført tap av hekkebiotoper (Ahlén & Tjernberg 1992). Det er uvisst hvorvidt dette har vært et problem for arten i Norge.

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Det er ønskelig med bedre kunnskap om artens utbredelse og bestandsstørrelse i Norge. Bevaring av potensielle hekkebiotoper er det mest aktuelle forvaltnings-tiltaket (Batten m. fl. 1990, Ahlén & Tjernberg 1992).

ÅKERRIKSE

Crex crex

Direkte truet (E)



Global utbredelse. Arten har en palearktisk utbredelse. Den hekker fra De britiske øyer og østover til Bajkal og Lena i Sibir. Den hekker i de fleste land i Europa og går nord til Nordland i Fennoskandia (Cramp & Simmons 1980). Vinterkvarterene er i Afrika sør for Sahara: Zaire, Zambia, Malawi og Zimbabwe; men også i det østlige Sør-Afrika og i Sør-Tanzania (Stowe & Becker 1992).

Norsk utbredelse. Jæren og Møre og Romsdal har de sist tiårene vært kjerneområdet for åkerrikse i Norge (Folvik & Øien 1995). Den finnes mer spredt på resten av Vestlandet, i lavlandet i Trøndelag og på Østlandet og Sørlandet (Gjershaug m. fl. 1994). I 1995 ble det hørt min. 70 hanner langs kysten nord til Hemnes i Nordland, av disse ble 36 hørt i Rogaland (Folvik & Øien 1995).

Bestandsstørrelse og utvikling. Den norske bestanden er estimert til 50-100 par (Gjershaug m. fl. 1994), og den europeiske bestanden til min. 92 000 par (Tucker & Heath 1994). I Europa har arten sitt tyngdepunkt i Hviterussland og Russland, hvor min. 70 % av den europeiske bestanden hekker (Tomialojc 1994 b). Artens forekomst i Norge fluktuerer med invasjonstypen opptreden enkelte år (Eldøy 1994). Antall syngende hanner har variert på 1990-tallet: 11-12 i 1991, 19-20 i 1992, 25 i 1993 (Gustad 1992, Gustad 1993, Gustad m. fl. 1994) og min. 70 i 1995 (Folvik & Øien 1995). Det har vært en generell bestandsnedgang over hele Europa i dette århundret, og arten har bare de siste to tiår gått tilbake med 50 % i mange land (Tomialojc 1994 b). I Norge ble den tidlig i dette århundret ansett som alminnelig i de fleste lavereliggende strøk nord til Helgeland (Collett 1921).

Økologi. Åkerrikse foretrekker åkre og enger med frodig vegetasjon opp til dyrkningsgrensa mot fjellet. Den kan også benytte fuktige enger og starrmarker ved sjøer og elver og andre brakk-områder nær dyrka mark. Arten unngår sump-områder og skog (Christensen & Eldøy 1988). Egglegging skjer fra mai til juli, av og til også i august (Eldøy 1994).

Internasjonal status. Arten er en av få globalt truede arter i Norge; og betraktes som sårbar på verdensbasis (Collar m. fl. 1994). Den står på Bernkonvensjonens liste II og liste I i EUs fugledirektiv.

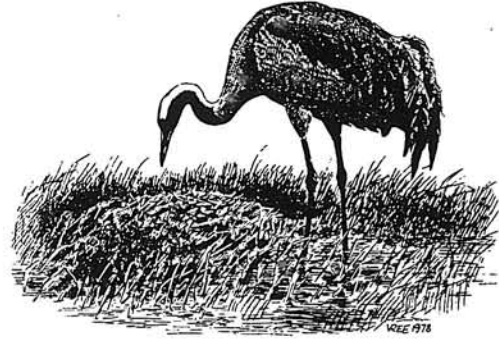
Trusselfaktorer. Endrede driftsformer i landbruket angis som hovedårsaken til den negative utviklingen for åkerrikse (Eldøy 1994). Maskinelt utstyr og tidlig siloslått gjør at både voksne fugler, reir og unger er utsatt. Andre negative faktorer er redusert areal av slåtteenger gjennom bl.a. grøfting og skogplanting (Eldøy 1994), kollisjon med kraftlinjer (Bevanger & Thingstad 1988) og jakt i trekketidene og i overvintringsområder (Tomialojc 1994 b).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. NOFs Prosjekt åkerrikse skal fremskaffe en oppdatert bestandsstatus og konkrete bevaringstiltak. Utsatt slått er et aktuelt tiltak, i tillegg bør det slås fra midten av åkeren og utover mot kantene, evt. fra den ene kanten, slik at fuglene har en mulighet til å bevege seg bort fra maskinene. Den tradisjonelle «sirkelslått» som etterlater en liten øy i midten av åkeren bør altså unngås (Folvik & Øien 1995). Slike enkle tiltak kan redusere dødeligheten av åkerrikser fra 90 % til 30 % (data fra BirdLife International).

TRANE

Grus grus

Hensynskrevende (V+)



Global utbredelse. Trana har en palearktisk utbredelse, og nominatrasen *grus* hekker fra Fennoskandia, Danmark og Tyskland og østover gjennom Polen, Baltikum og Russland til Uralfjella. *Lilfordi* hekker i Tyrkia, Kaukasus, Armenia og i Sibir østover fra Ob (Cramp & Simmons 1980).

Norsk utbredelse. Arten har sitt tyngdepunkt i skogsområdene på Østlandet og i Trøndelag. I Nord-Norge finnes små bestander i Pasvik (Gjershaug m. fl. 1994) og i de sørlige delene av Nordland (Bye & Sandvik 1995). På Vestlandet hekker arten foreløpig svært fåtallig og spredt i Hordaland, Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal (Bye & Sandvik 1995). Det antas at trana hekker sporadisk i Rogaland (Carlsson m. fl. 1988) og Vestfold (Bye & Sandvik 1995). Hekkeindikasjoner foreligger ikke fra Agderfylkene og Troms i nyere tid (Bye & Sandvik 1995).

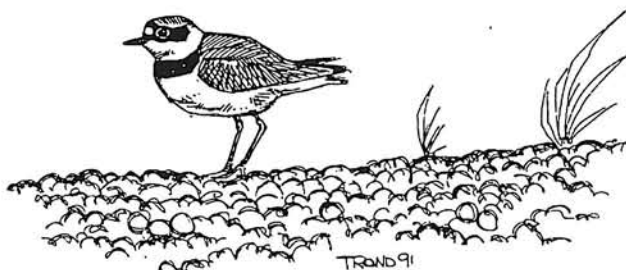
Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 52 000-80 000 par, og trana skal i Europa totalt sett være i tilbakegang (Tucker & Heath 1994). Viktige bestander finnes i Russland med 30 000-50 000 par, Sverige 10 000-15 000 par og Finland 4000-5000 par (Tucker & Heath 1994). Den norske bestanden er estimert til 500-750 par (Bye & Sandvik 1995). Endringer i hekkeutbredelse og trekkdata tyder på en økning i den norske bestanden (Bye & Sandvik 1995). I indre deler av Østlandet, på Nordvestlandet, i Trøndelag og Nordland er det registrert en økning i både utbredelse og bestand. De største bestandene finnes i Oppland (120-170 par), Sør-Trøndelag (130-170 par) og Nord-Trøndelag (70-100 par). Bestandsanslag for alle fylker finnes i Bye & Sandvik (1995).

Økologi. Trana hekker ved vatn og tjern i barskog eller i bjørkebeltet (Bye & Sandvik 1995). Den kan også hekke over tregrensa; på Hardangervidda er den funnet opp til ca. 1300 m o.h. (Ålbu 1994). I løpet av de siste tiåra har den tilpasset seg kulturlandskapet, og hekker nå ved små dammer i åker og eng (Prange 1994). Den kan bruke de samme hekkeplassene i årevis.

Internasjonal status. Betraktes som sårbar i Europa (Tucker & Heath 1994) og sikker i Norden (Höjer 1995). Omfattes av liste I i EUs fugledirektiv, CITES-liste II, Bernkonvensjonens liste II og Bonnkonvensjonens liste II.

Trusselfaktorer. Sårbar for forstyrrelser i hekketida, og kan forlate reiret ved den minste forstyrrelse. Egg og unger blir da sårbare for predatorer og ugunstige værforhold. Den er en av artene som er mest utsatt for kollisjon med kraftlinjer. I Sverige er det påbud om å levere inn alt fallvilt av trane; Swanberg & Bylin (1993) angir at minst 60 % av disse hadde kollidert med kraftlinjer. Små vannstandsreguleringer i hekketida kan ødelegge reiret. Drenering av våtmarker for oppdyrking og skogplanting angis som den største trusselen i Sverige (Ahlén & Tjernberg 1992).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Det bør ikke anlegges kraftlinjer ved hekkeområder og rasteplasser. Jordkabel eller merking av linjer er andre aktuelle tiltak (Bevanger & Thingstad 1988). Kartlegging av overnattingsplassene, som er små lokaliteter der tranene er hver natt gjennom trekket, er viktig (Bye & Sandvik 1995). Kartfesting av reir gjør det enklere å ta hensyn til arten i arealbruksplaner. Restriksjoner på ferdsel og skogsdrift ved kjente hekkeområder i rugeperioden er ønskelig.

Charadrius dubius

Global utbredelse. Dvergloen har en transpalearktisk utbredelse, men finnes også i den orientalske og australske region. Rasen *curonicus* hekker i de fleste land i Vest-Palearktisk, og den går østover til Stillehavskysten i Sibir, N-Kina, Korea og Japan. Nominatrasen *dubius* hekker fra Filipinene og sørover til Ny-Guinea og New Ireland; rasen *jerboni* hekker i India og SØ-Asia (Cramp & Simmons 1983).

Norsk utbredelse. Arten har i Norge sitt tyngdepunkt på Østlandet (Gjershaug m. fl. 1994), men den finnes også spredt i Trøndelag fra Orkdal og nordover til Steinkjer (Værnesbranden 1987). Arten hekker også spredt i Agderfylkene og i Rogaland (Gjershaug m. fl. 1994).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 110 000 par, og det er en stabil eller positiv utvikling i de fleste land (Tucker & Heath 1994). Norden har med 6000-6900 par (Koskimies 1992) bare en liten andel av bestanden. Estimater fra Norden: Sverige 800-1500, Finland 5000 og Danmark 130-180 (Koskimies 1992). Fra slutten av 1800-tallet gikk arten sterkt tilbake i Fennoskandia og Sentral-Europa. Fra 1930-åra gikk arten fram igjen i NV-Europa (Cramp & Simmons 1983). I Norge hekker 200-300 par, og bestanden har hatt en positiv utvikling i perioden 1970-1990 (Gjershaug m. fl. 1994). I et område i Oppland har bestanden trolig økt med 100 % fra midten av 1980-tallet til 1991 (Larsen 1992). Artens framgang skyldes i stor grad tilpasning til menneskelig aktivitet (Sæther 1994 a). Fylkesestimater (par): Østfold ca. 20 (Viker 1990), Telemark 10-20, Aust-Agder min. 10 (Pfaff & Bengtson 1995), Vest-Agder 5-15 (Skåtan 1994) og Sør-Trøndelag 5-20 (Myklebust 1996).

Økologi. Arten er knyttet til tørre, åpne og vegetasjonsfattige områder, så som elvebanker, grusøyrrer og sandstrender ved ferskvann. I løpet av de siste 50 år har den også utnyttet menneskeskapt biotoper som grustak, anleggsplasser og industriområder i stadig økende grad (Sæther 1994 a). Under slike forhold kan den hekke til tross for store forstyrrelser fra maskiner og mennesker (Haftorn 1971). Fennoskandiske dvergloer trekker hovedsakelig sørøst gjennom Russland og antas å overvintre ved Persiabukta (Olsson 1975).

Internasjonal status. Listet som sikker i Norden og Europa (Tucker & Heath 1994, Höjer 1995) og hensynskrevende i Sverige (Ahlén & Tjernberg 1992). Står på liste I i EUs fugledirektiv, Bonnkonvensjonens liste II og Bernkonvensjonens liste II.

Trusselfaktorer. Klimatiske variasjoner var sammen med ødeleggelser av hekkeområdene årsaken til nedgangen fra slutten av det forrige århundre (Cramp & Simmons 1983). De menneskeskapt biotopene som arten bruker er ofte egnet kun i noen få år, og menneskelig aktivitet kan dessuten spolere hekkingen i slike områder (Pfaff & Bengtson 1995). Arten hekker ofte ved regulerte elver og innsjøer, og risikerer derfor at reiret blir oversvømt (Christensen & Eldøy 1988). Områdene er ofte også populære til fritidsbruk (Størkersen 1982, Ahlén & Tjernberg 1992).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Restriksjoner på uttak av sand og grus i hekkeområdene bør vurderes (Ahlén & Tjernberg 1992). Anlegging av friluftsområder i kjente hekkebiotoper bør unngås. Opprettholdelse av stabil vannstand i mai-juli kan være en forutsetning for vellykket hekking.

Charadrius alexandrinus

Global utbredelse. Arten har en vid utbredelse, og i tillegg til Europa finnes den i Nord- og Sør-Amerika, Nord-Afrika og Asia øst til Japan (Cramp & Simmons 1983). I Europa har den sitt tyngdepunkt ved kysten av Middelhavet og Svartehavet, og den går nordover langs de vestlige kystene til sørvestlige deler av Sverige. Den finnes også lokalt på gunstige lokaliteter i innlandet (Jönsson 1994).

Norsk utbredelse. I Norge ble arten påtruffet først i 1881, da en flokk ble sett på Revtangen på Jæren (Haftorn 1971). Det er rimelig grunn til å anta at noen få par hekket regelmessig på de flate sandstrendene fra Nærland til Sola i slutten av forrige århundre og muligens inn i dette. Hekkefunn foreligger imidlertid bare fra 1884 og 1888 (Haftorn 1971). I Norge foreligger det pr. 1991 25 funn etter århundreskiftet (Bosy & Clarke 1993).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 21 000-46 000 par. Arten har sine største bestander ved Svartehavet og Middelhavet, med hovedtyngden i land som Spania, Tyrkia, Ukraina og Russland (Tucker & Heath 1994). Arten har en moderat tilbakegang i store deler av sitt europeiske utbredelsesområde (Tucker & Heath 1994). Den vesle bestanden i Nordvest-Europa (fra det vestlige Frankrike og nordover) er på rundt 1000 par (Jönsson 1994). I Danmark var bestanden i 1991 på bare 18-31 par (Tucker & Heath 1994), mens den svenske bestanden hadde et godt år i 1992 med ni hekkforsøk og 10 flyvedyktige unger som resultat (Jönsson 1993).

Økologi. I Sverige holder arten til på sandstren-

der og strandenger med spredt og kortvokst vegetasjon (Ahlén & Tjernberg 1992). Andre steder kan den hekke i eksponerte mudderfjærer, utfyllinger, inntørkede fiskedammer o.s.v. I gunstige områder (med f. eks. fravær av predatorer) kan arten danne løse kolonier. Fuglene bruker stort sett de samme hekkeområdene år etter år, i Sverige og Tyskland vender 75-90 % av de voksne tilbake til sine gamle hekkeplasser (Jönsson 1994).

Internasjonal status. Arten står i kategorien «tilbakegang» i Europa (Tucker & Heath 1994). Den er direkte truet både i Sverige (Ahlén & Tjernberg 1992) og i Danmark (Asbirk & Søgaard 1991). Den omfattes av Bernkonvensjonens liste II og Bonnkonvensjonens liste II.

Trusselfaktorer. Hekkeområdene i Nordvest-Europa brukes til friluftsfornøyelse i stadig større grad. Arten er fortrent fra mange sandstrender av badeturister (Jönsson 1994). Andre hekkeområder har blitt fylt ut til industriformål (Jönsson 1994). I enkelte områder er arten utsatt for intens eggpredasjon fra rev, mink, kråke og måker (Jönsson 1993). Strandengarealene har f. eks. i Sverige blitt sterkt redusert på grunn av redusert beitetrykk (Ahlén & Tjernberg 1992).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Med den negative trenden arten har i Europa, kan man ikke forvente at arten påny vil etablere seg i Norge. Skulle det mot formodning skje, må det innføres ferdselsforbud og vern i hekkeområdene. Beiting av strandenger er ønskelig for å forhindre gjengroing.

Calidris alpina schinzii



Global utbredelse. Arten har en nordlig cirkumpolar utbredelse. Rasene *alpina* og *schinzii* hekker i Norge (Cramp & Simmons 1983, Fiske 1994). *Schinzii* finnes på sørøstlige deler av Grønland, Island, Storbritannia og øst til Baltikum. *Schinzii* går nord til sørlige deler av Finland og Sverige, samt sørvestlige deler av Norge (Cramp & Simmons 1983).

Norsk utbredelse. Hekkefunn av *schinzii* foreligger fra Jæren, Lista og Østfold (Haftorn 1971, Viker 1990), men på Lista er den ikke funnet hekkende etter 1985 (Skåtan 1994). Rasetilhørighet for fugler i sørnorske fjellområder og på vestkysten er ukjent, men biometriske mål fra myrsnipen på Hardangervidda (Kålås & Byrkjedal 1981) og på Vikna i Nord-Trøndelag (T. Nygård pers. medd.) er intermediære mellom *schinzii* og *alpina*.

Bestandsstørrelse og utvikling. *Schinzii* ruget tidligere i stort antall på Lista og Jæren, men etter århundreskiftet har det vært en sterk tilbakegang for rasen her som på De britiske øyer og i landene rundt Bottenhavet (Haftorn 1971, Clark 1994). På Island hekker 300 000 par av *schinzii*, mens det i tempererte strøk av Europa hekker 11 000 par (Piersma 1986). Av disse hekker 9150 par på De britiske øyer (Batten m. fl. 1990). I Sverige hekker 390 par (Ahlén & Tjernberg 1992) og i Danmark ca. 500 par (Malling Olsen 1992). Den norske bestanden er estimert til 50-100 par (Carlsson m. fl. 1988), og har sitt tyngdepunkt på Høg-Jæren (Byrkjedal 1977). Byrkjedal (1977) fant her 17 par innenfor et 9 km² stort område i 1973. I Østfold hekker 1-2 par årlig i Øra naturreservat ved Fredrikstad (Viker 1990).

Økologi. *Schinzii* er knyttet til kortvokst og fuktig gressmark, i Sverige nesten bare på beitede strandenger (Ahlén & Tjernberg 1992), og på Lista på gressmyrer, gjerne ved små dammer og vann (Knut S. Olsen pers. medd.). Nærhet til vannspeil synes å være et krav (Ahlén & Tjernberg 1992). På Låg-Jæren hekker den fåtallig i strandsona ved ferskvann, og noe mer tallrikt i lyngheiene på Høg-Jæren (Byrkjedal 1977, Carlsson m. fl. 1988).

Internasjonal status. Myrsnipe (alle raser) betraktes som sårbar i Europa (Tucker & Heath 1994), mens *schinzii* er listet som sårbar i Sverige. Myrsnipe (alle raser) omfattes av Bernkonvensjonens liste II og Bonnkonvensjonens liste II.

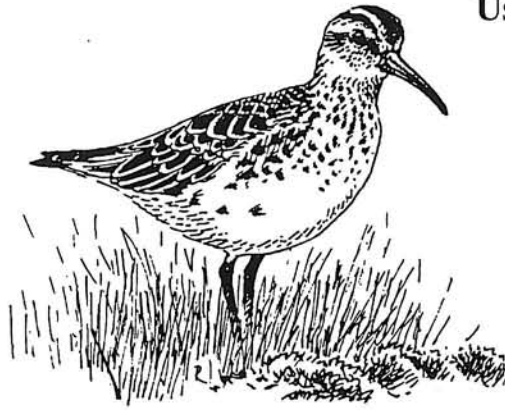
Trusselfaktorer. *Schinzii* har relativt strenge biotopkrav, og er derfor sårbar for selv små forandringer i leveområdene (Ahlén & Tjernberg 1992). Lyngheiene i Rogaland har skrumpet inn som en følge av oppdyrking, skogplanting og endret bruk av utmark (Byrkjedal 1977). På Lista er drenering og oppdyrking årsaken til at *schinzii* forsvant (Skåtan 1994). Redusert beitetrykk av strandenger er en trussel i Sverige (Ahlén & Tjernberg 1992).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Forholdet mellom nominatrasen *alpina* og rasen *schinzii* er med hensyn til utbredelse dårlig kjent i Norge (Haftorn 1971), og den foreliggende kunnskap om utbredelsen til *schinzii* i Norge er basert på antagelser. Det er derfor ønskelig med undersøkelser på utbredelse og biologi hos *schinzii* i Norge. Det bør settes inn restriksjoner på skogplantingen på Høg-Jæren. Vern av gjenværende leveområder bør vurderes.

FJELLMYRLØPER

Usikker (I)

Limicola falcinellus



Global utbredelse. Nominatrasen *falcinellus* hekker fra Fennoskandia og øst til Jenisei; og avløses av *sibirica* i Øst-Sibir (Cramp & Simmons 1983). Vintertellinger viser at *falcinellus* utgjør mindre enn 50% av verdensbestanden (Rose & Scott 1994, Tucker & Heath 1994).

Norsk utbredelse. Arten fører en anonym tilværelse i ofte utilgjengelige og øde områder; og dens utbredelse i Norge er derfor dårlig kjent (Bangjord 1994). Den er fortrinnsvis knyttet til sentrale og østlige deler av Sør-Norge og finnes i Finnmark (Gjershaug m. fl. 1994). Hekkeområdene i Nordland og Nord-Trøndelag (Gjershaug m. fl. 1994) er utenfor det utbredelsesområdet som er nevnt av Haftorn (1971).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 13 000-22 000 par (Tucker & Heath 1994), hvorav Finland har den klart største med 10 000-15 000 par. Den finske bestanden gikk trolig tilbake i perioden 1978-1987 (Koskimies 1992). I Norge er bestanden estimert til 200-1000 par, og den antas å ha vært stabil i perioden 1970-90 (Gjershaug m. fl. 1994). Arten var antagelig mer utbredt i forrige århundre; eksempelvis fantes det en relativt stor koloni på Fokstumyra på Dovrefjell (Haftorn 1971).

Økologi. Den er knyttet til bjørkeregionen, men på noen få lokaliteter hekker den også på myrer i barskogsregionen (Bangjord 1994). Habitatene er meget karakteristiske: svært fuktige, tildels oversvømte gressmyrer og svartmyrer med gyngegrunn. Disse områdene er oftest svært vanskelig tilgjengelige for mennesker (Haftorn 1971). Den velger gjerne et av de våteste partiene til reirplass; ved noen reir har eggene delvis ligget i vann (Collett 1921).

Internasjonal status. Fjellmyrløperen betraktes som sårbar i Europa (Tucker & Heath 1994) og sikker i Norden (Höjer 1995). Den omfattes av Bernkonvensjonens liste II og Bonnkonvensjonens liste II.

Trusselfaktorer. Kunnskapen om fjellmyrløperen er svært mangelfull. Drenering av hekkelokalitene angis som en potensiell trusselfaktor (Koskimies 1994), men hekkeområdene i Norge er nok for bløte og dype til at oppdyrking og skogreisning kan være aktuelt (Bangjord 1994). Vannkraftutbygging har ødelagt gode hekkeområder for arten i Sør-Trøndelag. Jakt og eggsanking i tidligere tider har sannsynligvis vært en betydelig negativ faktor. På Fokstumyra på Dovrefjell var arten i forrige århundre en tallrik hekkefugl; ved et tilfelle ble det i 1838 samlet inn 26 skinn og nesten like mange kull egg (Haftorn 1971). Etter 1907 er det ikke påvist hekking på Dovrefjell, i tillegg til etterstrebelse angis anleggingen av jernbanen i 1916-17 som årsak til at arten forsvant derfra (Haftorn 1971).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Enkelte hekkelokaliteter er vernet. Kartfesting av hekkelokaliteter vil gjøre det enklere å ta hensyn til arten i arealplaner og skogbruksplaner. Det er derfor viktig at fylkesmennenes miljøvernavdelinger og naturforvaltere på kommunenivå får tilgang til opplysninger om hekkeplasser. Dagens kunnskapsnivå gjør en pålitelig vurdering av trusselfaktorer og forvaltningstiltak umulig. Med tanke på den negative utviklingen i Finland (Koskimies 1992) er det ønskelig med overvåking i utvalgte områder og en grundig kartlegging av artens forekomst i Norge.

DOBBELTBEEKKASIN

Gallinago media

Usikker (I)



Global utbredelse. Arten har en vestlig og sentral utbredelse i den palearktiske region. Den hekker fra Fennoskandia og østover i Russland til Jenisei og Altai i Vest-Sibir. Dobbeltbekkasinen fantes tidligere også i sørlige tempererte områder, som for eksempel Danmark og Tyskland, men er nå borte derfra (Cramp & Simmons 1983).

Norsk utbredelse. Finnes fåtallig i sentrale og østlige deler av Sør-Norge og Trøndelag. Oppland og Sør-Trøndelag har de sterkeste bestandene (Gjershaug m. fl. 1994). I Nordland er spillplasser kjent i Rana, Grane og Hattfjelldal. I Finnmark er reir funnet ved Leirpollen øst for Tana, samt observasjoner i mulige hekkebiotoper ved Nesseby og Neiden (Løfaldli 1994).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 170 000-290 000 par. I flere land er arten i sterk tilbakegang. Dette gjelder de østlige bestandene i Polen, Estland, Litauen, Hviterussland, Ukraina og Russland (Tucker & Heath 1994). Estimerer (par) fra Europa: Russland 150 000-250 000, Ukraina 400-500, Hviterussland 12 000-20 000, Estland 50-100, Latvia 5-20, Litauen 30-50, Polen 400-500, Finland 1-5 og Sverige 1000-2000 (Tucker & Heath 1994). I Norge er bestanden estimert til 5000-15 000 individer (Jon Atle Kålås pers. medd.). I løpet av de siste 150-200 år har arten imidlertid gått kraftig tilbake og forsvunnet fra store deler av sitt hekkeområde i Nord-Europa inklusive Norge (Løfaldli m. fl. 1989). Den norske lavlandsbestanden har forsvunnet helt; siste lavlandshekking var i Surnadal i 1963 (Haftorn 1971). Det finnes ikke dokumentasjon på tilbakegang for bestanden i fennoskandiske fjellområder (Elveland & Tjernberg 1984).

Økologi. Arten er en føde- og habitatspesialist som søker næring i områder med god tilgang på meitemark (Kålås m. fl. *in prep.*). Dette ser ut til å skyldes hannenes store energibehov i forbindelse med spillet. I Skandinavia finnes arten i dag bare i områder langs tregrensa der det er rikt jordsmonn og god tilgang på meitemark (Kålås m. fl. *in prep.*). Artens spesialisering medfører at den naturlig vil ha en fragmentert forekomst i Norge (Kålås m. fl. *in prep.*). Utpreget trekkfugl som overvintrer i Afrika. I perioden medio august-oktober er kanskje hele verdensbestanden konsentrert i det etiopiske høyland (Løfaldli 1994).

Internasjonal status. Betraktes som «nær truet» på global basis (Collar m. fl. 1994), sårbar i Europa (Tucker & Heath 1994) og hensynskrevende i Norden (Höjer 1995). Omfattes av liste I i EUs fugledirektiv, Bonnkonvensjonens liste II og Bernkonvensjonens liste II.

Trusselfaktorer. Fragmentering av bestandene p.g.a. jordbruksaktivitet og industrietablering; samt storstilt jakt og fangst på hekkeplassene er hovedårsakene til tilbakegangen (Løfaldli m. fl. 1989, Kålås m. fl. *in prep.*). Drenering og tørrlegging av myrer og deltaområder har sammen med opphør av beiting og slått ødelagt mange hekkeplasser (Morozov 1994).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Generell hekkebiologi, variasjon i populasjonsstørrelser og atferd er studert på Dovrefjell siden 1986 (Kålås m. fl. *in prep.*). Videre studier av genetisk variasjon både innen og mellom populasjoner i den vesteuropeiske bestanden, og mellom denne og bestander i Øst-Europa, er ønskelig (Kålås m. fl. *in prep.*).

SVARTHALESPOVE

Limosa limosa

Sjelden (R)



Global utbredelse. Arten har en diskontinuerlig palearktisk utbredelse. Nominatrasen *limosa* hekker i England, i Vest- og Sentral-Europa og i Russland østover til Jenisei i Sibir. Øst for Jenisei hekker *melanuroides*. Den nordlige rasen *islandica* hekker på Island og i Nord-Norge, dessuten sporadisk i Irland og Skottland (Cramp & Simmons 1983, Tomialojc 1994 c). Det er trolig nominatrasen som hekker i Sør-Norge (Byrkjedal 1985).

Norsk utbredelse. Arten er en svært spredt og fåtallig hekkefugl i Norge. Den har i perioden 1970-1990 hekket ved Øyeren i Akershus, på Jæren, Mørkekysten, i Ørland i Sør-Trøndelag, Vestvågøy i Nordland og Rølvøy i Finnmark (Gjershaug m. fl. 1994, Sæther 1994 b).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 140 000- 270 000 par, og i flere land med store bestander er arten nå i tilbakegang (Tucker & Heath 1994). Utvalgte estimater (par) fra Europa: Nederland 85 000-100 000, Tyskland 7000-20 000, Polen 6000-8000, Hviterussland 15 000-17 000, Russland 10 000-100 000, Finland 20, Sverige 275-350, Danmark 667-693 og Island 5000-15 000 (Tucker & Heath 1994). I Norge hekker 100-150 par, og bestanden har hatt en positiv utvikling i perioden 1970-1990 (Gjershaug m. fl. 1994). Arten er relativt nyinnvandret til Norge; den ble først påvist hekkende på Andøya i Vesterålen i 1955 (Holgensen & Willgohs 1956). På Jæren ble hekking påvist i 1969 (Cederløv 1969). Etter den tid har bestanden ekspandert, og Kålås & Byrkjedal (1981) har estimert bestanden i Lofoten og Vesterålen til over 60 par. På Jæren hekket min. 16-18 par i 1982 (Byrkjedal 1985).

Økologi. Opprinnelig var arten trolig tilknyttet gressmyrer, fuktenger og myrlendte heier. I løpet av de siste 2000 år har imidlertid store arealer med åpent landskap blitt skapt gjennom avskoging og beiting. Områder med slike sekundærhabitater kan i dag ha sterke bestander av arten (Cramp & Simmons 1983). I Sør-Norge hekker den på ulike typer kulturmark, ofte i tilknytning til våtmark (Sæther 1994 b). Fugler fra NV-Europa overvintrer i Vest-Afrika sør for Sahara, men fugler av rasen *islandica* kan overvintrer i NV-Europa (Lack 1986, Tomialojc 1994 c).

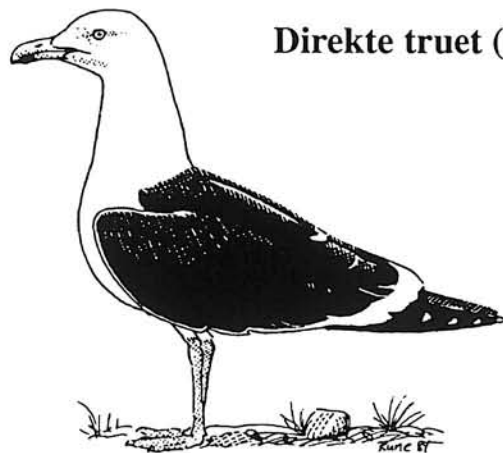
Internasjonal status. Betraktes som sårbar i Europa (Tucker & Heath 1994) og sikker i Norden (Höjer 1995). Står på liste II/2 i EUs fugledirektiv, Bernkonvensjonens liste III og Bonnkonvensjonens liste II.

Trusselfaktorer. Ødeleggelse av hekkeområdene som en følge av drenering av våtmarker og intensive driftsformer i jordbruket regnes som den største trusselen (Tomialojc 1994 c). Tidlig slått og opphør av beiting er en trussel (Ahlén & Tjernberg 1992). I områder med kraftig beitetrykk er det imidlertid vanlig at kyr ødelegger reir (Tomialojc 1994 c). Store flokker med svarthalespove bruker marine mudderflater under trekk og overvintring. Slike områder er i Europa truet av utbygging (Christensen & Eldøy 1988, Tomialojc 1994 c).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Utsatt slått vil være fordelaktig (Ahlén & Tjernberg 1992). Arten er meget sjelden i Norge, og dens hekkebiotoper bør få høy prioritet i arealforvaltningen. For restaurering av hekkebiotoper, se Ahlén & Tjernberg (1992). Det er ønskelig med en kartlegging av dagens utbredelse og bestandsstørrelse i Norge.

NORDLIG SILDEMÅKE

Larus fuscus fuscus



Direkte truet (E)

Global utbredelse. Sildemåka er utbredt fra Island og De britiske øyer og østover gjennom Fennoskandia til Taimyrhalvøya i Sibir. Den går sør til Frankrike, Spania og Portugal (Cramp & Simmons 1983). Innenfor dette området finnes det fem raser, hvorav *fuscus* og *intermedius* hekker regelmessig i Norge. *Fuscus* hekker fra Trøndelag og nordover i Norge, og fra Sverige og østover til Kolahalvøya og Kvitesjøen (Cramp & Simmons 1983).

Norsk utbredelse. Sildemåka hekker langs hele kysten, men *fuscus* hekker fra Sør-Trøndelag og nordover til Finnmark. Det geografiske skillet mellom *fuscus* og *intermedius* har aldri blitt trukket skikkelig opp (Barth 1968), men det er indikasjoner på at Froan i Sør-Trøndelag er et grenseområde (Thingstad 1986). Lorentsen (1995) nevner imidlertid en koloni av *fuscus* i Møre og Romsdal. I nyere tid er det kjent enkelte tilfeller av innlandshekkning, f. eks. hekket et par i en hettemåkekoloni i Orkdal i Sør-Trøndelag i 1983 (Bangjord 1991).

Bestandstørrelse og utvikling. Den norske bestanden av *fuscus* er estimert til 500-1000 par (Gjershaug m. fl. 1994). Det har vært en kraftig tilbakegang for rasen, i perioden 1970-83 gikk f. eks. bestanden tilbake med 68-94 % i tre kolonier i Midt-Norge (Røv 1984). I Sør-Trøndelag hekker det ca. 300 par *fuscus*, og den negative trenden synes å ha stoppet opp i 1995 (Lindgaard 1995). Fra 1985/86 kan det virke som om den negative trenden har stoppet opp også i Nordland og Nord-Trøndelag, men bestanden er fremdeles liten i forhold til 1980-nivået (Lorentsen 1995).

Økologi. Arten hekker i kolonier i skjærgården, helst i minkfrie områder og gjerne langt fra fastland (Thingstad 1994). Den foretrekker beskyttede reirhabitater på bakken, hovedsakelig på et flatt vegetasjonsrikt område (Thingstad 1986). Sildemåka er altetende, men foretrekker fisk av torskefamilien (Thingstad 1986).

Internasjonal status. Arten omfattes av liste II/2 i EUs fugledirektiv. *Fuscus* betraktes som hensynskrevende i Sverige (Ahlén & Tjernberg 1992) og Finland (Rassi & Väisänen 1987).

Trusselfaktorer. Bevanger & Thingstad (1990) postulerte to hypoteser som skulle forklare tilbakegangen for *fuscus*:

- 1) Voksne fugler har nedsatt reproduksjonsevne som en følge av eksponering for miljøgifter i vinterkvarterene.
- 2) Nedsatt reproduksjon er et resultat av næringssvikt i hekkeområdene.

Undersøkelser i Midt-Norge understøtter næringssvikthypotesen (Bevanger & Thingstad 1990), men det er et åpent spørsmål om andre negative faktorer også gjør seg gjeldende (Nils Røv pers. medd.). Gråmåke kan i år med dårlig næringstilgang være en effektiv predator overfor sildemåka (Thingstad 1994).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Overvåkingen av rasen *fuscus* bør intensiveres. Etter 1990 er bare en koloni i Møre og Romsdal overvåket regelmessig (Lorentsen 1995). Vern av hekkeområder er ønskelig, 80 % av bestanden i Sør-Trøndelag omfattes av eksisterende og foreslåtte verneområder (Lindgaard 1995).

LOMVI

Uria aalge



Sårbar (V)

Global utbredelse. Arten er vidt utbredt med 5 raser i nordlige deler av Atlanterhavet og Stillehavet. Nominatrasen *aalge* hekker fra det østlige Canada og Grønland og østover til Island, Færøyene, Skottland, Østersjøen og Norge til 69 °N (Cramp 1985). Den avløses av rasen *hyperborea* i Norge fra 69 °N, på Murmanskysten, Svalbard og Novaja Zemlja (Cramp 1985).

Norsk utbredelse. Lomvi hekker i fuglefjell langs kysten fra Vest-Agder og nordover til Øst-Finnmark (Gjershaug m. fl. 1994). På denne kyststrekninga er det bare i Hordaland og Sør-Trøndelag at lomvien ikke hekker (Gjershaug m. fl. 1994). Den er konsentrert på et mindre antall lokaliteter i hekketida; Atlasprosjektet (1970-1990) konstaterte hekking på 29 lokaliteter (Gjershaug m. fl. 1994). Norges sørligste koloni ble oppdaget i 1993 ved Lindesnes i Vest-Agder (Barrett 1994 a).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa hekker det 3-4 mill. par lomvi (Cramp 1985). Bestandene i Norge, Storbritannia, Sverige, Tyskland, Frankrike, Portugal og Spania har gått tilbake i vårt århundre (Cramp 1985). Utvalgte estimer (par) fra Europa (Batten m. fl. 1990): Bjørnøya 400 000-1 000 000, Island 800 000-1 600 000, Færøyene 300 000, Storbritannia 500 000 og Sverige 9400. Bestanden på Bjørnøya har gått kraftig tilbake fram til 1987; etter den tid har den stabilisert seg på ca. 50 000 par (Vidar Bakken pers. medd.). På fastlands-Norge hekker 20 000-30 000 par (Gjershaug m. fl. 1994). Her er det siden begynnelsen av 80-tallet registrert en stor tilbakegang i overvåkede kolonier (Lorentsen 1995). Etter 1986-87 har bestanden i de overvåkede koloniene stabilisert seg, men situasjonen for arten er fremdeles kritisk (Lorentsen 1995).

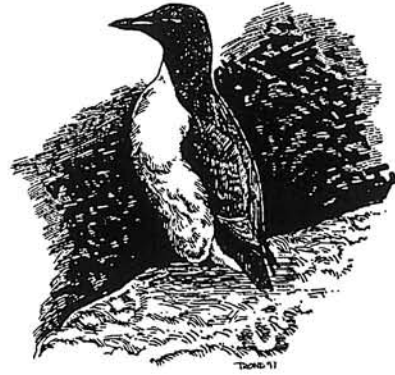
Økologi. Arten hekker i tette kolonier i fuglefjell. Som sjøfugler generelt har den lang levealder, høy overlevelse blant voksne og en lav reprodutiv rate. Eldste ringmerkede lomvi er 32 år, og årlig overlevelse blant voksne er ca. 90 % (Cramp 1985). Den legger kun ett egg pr. år; dette blir lagt direkte på fjellet. Ca. 3 uker gammel hopper ungen ned fra berghyllen, og sammen med faren svømmer den til havs (Barrett 1994 a). Lomvi ernærer seg i hovedsak av fisk som sild, brisling, lodde, sil, torsk og polartorsk (Lorentsen 1989).

Internasjonal status. Betraktes som sikker i Europa (Tucker & Heath 1994) og Norden (Höjer 1995). Omfattes av Bernkonvensjonens liste III og liste I i EUs fugledirektiv.

Trusselfaktorer. Næringsmangel, kanskje som en følge av overfiske, og fiskegarn er trolig de største truslene. 200 av 332 gjenfunn av norske fugler som er merket som unger, var tatt i fiskegarn (Follestad & Runde 1995). Det er mulig at drivgarnsdød alene kan forklare tilbakegangen i Troms og Vest-Finnmark (Follestad & Strann 1991). Lomvien er en av de mest utsatte artene for oljeforurensning (se f. eks. Myrberget 1982, Batten m. fl. 1990).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Ved kolonier bør restriksjoner på garnfiske i hekketida vurderes, eventuelt at det i større grad benyttes garn med bestemte maskevidder, og garn som er mer synlig for fugl (Follestad & Strann 1991). Disse kan være laget av bomull eller spunnen nylon med røde og grønne tråder istedenfor monofilamentgarn (Follestad & Strann 1991). Flere kolonier inngår i sjøfuglovervåkingen (Lorentsen 1995). Begrensninger på oljeaktiviteten i sentrale områder bør vurderes.

Uria lomvia



Global utbredelse. Arten har en cirkumpolar utbredelse, med fire raser i nordlige deler av Atlanterhavet og Stillehavet. Nominatrasen *lomvia* finnes fra Øst-Canada og Grønland og østover til Island, Svalbard, Franz Josefs Land, Novaja Zemlja, Norge og Kola (Cramp 1985).

Norsk utbredelse. Hekkeindikasjoner ble registrert i 12 forskjellige atlasruter i perioden 1970-1990 (Gjershaug m. fl. 1994). Runde er den sørligste hekkelokaliteten i Vest-Palearktis (Cramp 1985). I Nord-Norge hekker den på Røst i Nordland, og i Finnmark på Hjelmsøy, Gjesværstappen, Syltefjordstauran og på Hornøy og Reinøy ved Vardø (Barrett 1994 b).

Bestandsstørrelse og utvikling. Det foreligger ikke takseringer av alle bestander i Vest-Palearktis (Cramp 1985), men trolig hekker det over 3 mill. par (Cramp 1985). På Novaja Zemlja hekker ca. 1 mill. par (Cramp 1985), mens det på Island hekker 800 000-1,2 mill. par (Koskimies 1992). På Svalbard hekker ca. 900 000 par (Vidar Bakken pers. medd.), mens det på Jan Mayen skal hekke ca. 50 000 par (van Franeker m. fl. 1986). På fastlands-Norge hekker 1000-2000 par (Gjershaug m. fl. 1994). Arten ble funnet hekkende i Norge for første gang i 1964, da den ble påvist hekkende i 3 fuglefjell i Nord-Norge (Brun 1965). I overvåkede kolonier på Bjørnøya og Svalbard har arten holdt seg ganske stabil siden 1986 (Lorentsen 1995). Vi vet for lite om bestandsutviklingen på fastlands-Norge, men det har trolig vært en tilbakegang de siste 20-30 åra (Barrett 1994 b). Dette er dokumentert kun fra Hjelmsøya i Finnmark (Lorentsen 1995). De siste 50 åra har arten gått sterkt tilbake også i Canada, på Grønland og Novaja Zemlja (Barrett 1994 b).

Økologi. Arten er i likhet med lomvi meget sosial, og den hekker i tette kolonier. Hekkebiologien til polarlomvi er nesten identisk med lomvi (Barrett 1994 b). Disse to artene kan hekke side om side, men det synes å foregå en konkurranse om de beste plassene (Brun 1965). Som regel fortrennes polarlomvien til utkanten av koloniene (Brun 1965). Den lever av småfisk, bløtdyr planktoniske krepsdyr og børsteormer (Haftorn 1971). Delvis trekkfugl; gjenfunn indikerer at fugler fra Svalbard drar vestover til Grønland og Newfoundland (Barrett 1994 b).

Internasjonal status. Betraktes som sikker i Europa (Tucker & Heath 1994) og Norden (Höjer 1995). Omfattes av Bernkonvensjonens liste III.

Trusselfaktorer. Arten ser ikke ut til å være like avhengig av fisk som lomvien, dette gjør at den ikke er like utsatt for reduserte fiskebestander (Lorentsen 1989). På Bjørnøya har polarlomvi bestanden vært stabil, mens lomvibestanden gikk kraftig tilbake da lodda forsvant (Lorentsen 1989). Årsaken til tilbakegangen i Norge er ukjent, men garndød og næringssvikt er mulige faktorer (Barrett 1994 b). Er i likhet med lomvi sårbar for oljesøl.

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Overvåkning av polarlomvi blir årlig foretatt på Hjelmsøya i Finnmark og i utvalgte kolonier på Svalbard (Lorentsen 1995). Prøvefeltene på Hjelmsøya er imidlertid lagt ut med tanke på lomvi (Lorentsen 1995). Tar man den negative bestandsutviklingen for arten på fastlands-Norge i betraktning, bør det vurderes å intensivere overvåkningen her. Forvaltningstiltak for lomvi (s.d.) gjelder i stor grad også for polarlomvi.

TEIST

Cephus grylle

Hensynskrevende (V+)



Global utbredelse. Arten har en holarktisk utbredelse. Rasen *arcticus* hekker i Nord-Amerika, Sør-Grønland, på De britiske øyer, Danmark, langs vestkysten av Sverige, i Norge, på Murmanskysten og ved Kvitsjøen. Rasen *mandtii* hekker bl.a. på Jan Mayen og Svalbard (Cramp 1985).

Norsk utbredelse. Teisten finnes langs hele norskekysten, men synes å opptre meget spredt fra Østfold til og med Hordaland. Fra Sogn og Fjordane og nordover ser det ut til at arten opptrer tallrikt (Folkestad 1994 d, Gjershaug m. fl. 1994).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa hekker 95 000-180 000 par (Tucker & Heath 1994). Utvalgte estimater (par): Island 10 000-20 000, Svalbard 5000-50 000, Storbritannia 19 000, Danmark 603-639, Sverige 7000-10 000, Finland 8000-10 000 og Russland 23 500 (Tucker & Heath 1994). I Norge hekker 20 000-40 000 par (Gjershaug m. fl. 1994). Teisten har en negativ bestandsutvikling i Fennoskandia, men har stabile eller økende bestander ellers i Europa (Tucker & Heath 1994). I Norge er det stort sett i Sør-Norge at tilbakegangen har vært stor, langs vestkysten og i nord er bestanden stabil eller økende (Folkestad 1994 d). Fylkesestimater (antall par): Sør-Trøndelag 3500-4000 (Bangjord & Ekker 1992), Hordaland ca. 250 (Danielsen 1996), Rogaland 150-200 (Carlsson m. fl. 1988), Vest-Agder 1-5 (Skåtan 1994), Aust-Agder 5-10 (Pfaff & Bengtson 1995), Telemark 1-5 (Pfaff & Bengtson 1995) og Østfold ca. 25 (Engebretsen 1990). Froan i Sør-Trøndelag har trolig den største ansamling av hekkende teist i Skandinavia (Lorentsen & Bangjord 1984), våren 1988 ble det talt opp ca. 6000 ind. her (Lorentsen & Larsen 1988).

Økologi. Teisten foretrekker grunne kystområder med taregrunner ved øyer, holmer og skjær (Folkestad 1994 d). Arten jakter primært på fisk og invertebrater i tareområdene (Folkestad 1994 d, Petersen 1994). Teisten ser ut til å mangle i indre deler av mange fjorder, noe som nok skyldes at næringsgrunnlaget blir mindre langs de smale gruntvannsbremmene innover i fjordene (Folkestad 1994 d). Reiret plasseres godt skjult i bergsprekker, under steiner eller i steinur. Teisten kan ta i bruk kunstige hekkeplasser som moloer, fyllinger, gråsteinmurer og fjellvegger (Folkestad 1994 d), og kan også hekke i utlagte rugekasser (Folkestad 1989).

Internasjonal status. I Europa er teisten plassert i kategorien «tilbakegang» av Tucker & Heath (1994). Den betraktes som sikker i Norden (Höjer 1995) og omfattes av Bernkonvensjonens liste III.

Trusselfaktorer. Teist og ærfugl er de artene som er mest utsatt for minkpredasjon (Folkestad 1982). I Møre og Romsdal og på Helgelandskysten er det et typisk trekk at minken finnes ved teistkoloniene som er i tilbakegang (Folkestad 1982). I Skåne er minken den viktigste årsaken til mislykket hekking (Jönsson & Rosenlund 1990). Gjenfunn viser at en del teist drukner i fiskegarn, og at arten kan rammes hardt av oljesøl (Folkestad & Runde 1995).

Forvaltningstiltak. Det bør ha høy prioritet å forhindre minken i å spre seg til nye områder. Det er ønskelig med forskning på minkproblemets omfang (Folkestad 1982) og eventuelle tiltak som vil redusere skadeomfanget. For tiltak mot garndød, se faktaark for lomvi. Arten inngår ikke i det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl (Lorentsen 1995).

LUNDE

Fratercula arctica



Sårbar (V)

Global utbredelse. Lunden har en vestlig palearktisk og nordøstlig nearktisk utbredelse. Nominatrasen *arctica* hekker på Island, i Midt- og Nord-Norge, på Bjørnøya, sørlige deler av Novaja Zemlja, SV-Grønland og i det østlige Nord-Amerika. Rasen *grabae* hekker i Storbritannia, på Færøyene, i Frankrike og i det sørlige Norge. Rasen *naumanni* hekker nordøst og øst på Grønland, på Svalbard og i nordlige deler av Novaja Zemlja (Cramp 1985).

Norsk utbredelse. Arten hekker fra Rogaland i sør og nordover til Varanger i Finnmark (Gjershaug m. fl. 1994). På denne strekningen er det bare i Hordaland at det mangler konkrete hekkefunn (Gjershaug m. fl. 1994). Flere steder hekker den på øyer som ligger så tett at de betraktes som én koloni. Dette begrenser antall kolonier i Norge til 35-40 (Anker-Nilssen 1994).

Bestandsstørrelse og utvikling. Verdensbestanden av lunde er estimert til 6 (4-8) mill. par (Nettle-ship & Evans 1985). Island har med 2-3 mill. par (Tucker & Heath 1994) rundt halvparten av verdensbestanden. Utvalgte estimater fra Vest-Palearktis: Jan Mayen 1000-10 000 par (van Franeker m. fl. 1986), Svalbard 1000-10 000 par (Norderhaug 1989), Storbritannia 450 000 par (Tucker & Heath 1994) og Færøyene 400 000-1 mill. par (Cramp 1985). I Norge hekker 2 mill. par (Gjershaug m. fl. 1994), og av disse finnes 75 % i Nordland og Troms (Anker-Nilssen 1994). Arten har hatt en negativ bestandsutvikling i Norge, på Færøyene, i Russland og Irland i perioden 1970-1990 (Tucker & Heath 1994). Omfattende ungedød er påvist i flere kolonier i Nordland og Troms. Røstbestanden utgjorde i 1994 kun 39 % av bestanden i 1979 (Anker-Nilssen & Øyan 1995).

Økologi. Arten hekker i kolonier på graskledte øyer ytterst på kysten. Den hekker i ur eller jordhuler som graves ut i bratte grasbakker (Anker-Nilssen 1994). I de beste områdene kan tettheten overstige mer enn 3 reir/m², men 0,5-1 reir/m² er mer normalt (Anker-Nilssen 1994). I Nordland og Troms blir ungene matet med sildeyngel i gode sildeår, mens byttedyr som lodde og sil preger næringsvalget i andre områder (Anker-Nilssen 1994). Arten er sårbar for predasjon fra små landpattedyr som f.eks. mink, og koloniene er derfor alltid på øyer eller utilgjengelige klipper (Cramp 1985, Harris 1994).

Internasjonal status. Arten betraktes som sårbar i Europa (Tucker & Heath 1994) og sikker i Norden (Höjer 1995). Den omfattes av Bernkonvensjonens liste III.

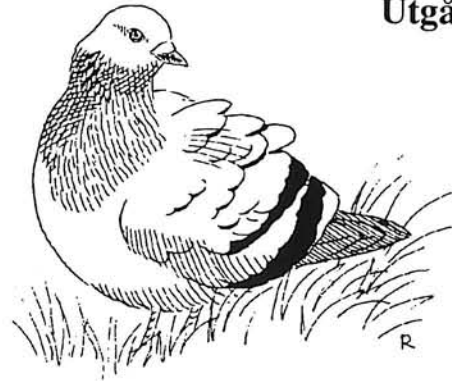
Trusselfaktorer. Problemene for lunden begynte da stammen av norsk vårgytende sild brøt sammen etter overfisket på slutten av 1950- og 1960-tallet (Lid 1981, Anker-Nilssen 1987). I de første 20 åra etter sildekrakket hadde arten bare tre gode hekkesesonger (Anker-Nilssen 1994). Drukning i fiskeredskaper er en trussel i hekkesesongen (Follestad & Runde 1995). 25 % av lundene som er gjenfunnet utenom hekkelokaliteten har omkommet som en følge av fiskeredskaper (Follestad & Runde 1995). Oljeforurensning har bl.a. hatt en svært negativ effekt på den franske bestanden (Harris 1994).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Arten er en vel-egnet indikator for tilstanden i det marine miljøet, og bestandsovervåkning har pågått på Røst siden 1979 (Anker-Nilssen & Øyan 1995). Arten blir også overvåket årlig på Runde, Sklinna og Hornøy (Lorentsen 1995).

KLIPPEDUE

Columba livia livia

Utgått (Ex)



Global utbredelse. Klippedua hekker fra India og Sentral-Asia vestover til Vest-Europa og Vest-Afrika (Ree 1994). Nominatrasen *livia* hekker nærmest Norge på Færøyene, De britiske øyer og langs Frankrikes vestkyst (Haftorn 1971). Artens opprinnelige utbredelse er vanskelig å få oversikt over p.g.a. at det er vanskelig å skille klippeduer fra tamformen bydue (Cramp 1985). Klippeduer kan sannsynligvis slå seg ned i kolonier av bydue (Glutz & Bauer 1980).

Norsk utbredelse. Arten hekket tidligere sannsynligvis spredt på vestkysten av Norge. Den største forekomsten var på Rennesøy i Rogaland (Haftorn 1971). Det ble tidligere antatt at arten forsvant derfra i 1880-årene (Haftorn 1971), men nye opplysninger viser at arten hekket der fram til slutten av 1940-årene (Ree 1994). På 1700-tallet fantes det også en koloni på Duehellaren ved Bjugnfjorden i Sør-Trøndelag (Suul 1985). Navn som Dueskar i Sør-Trøndelag, samt Duesund og Dusøya i Hordaland kan også ha sin opprinnelse i klippeduekolonier (Suul 1985).

Bestandsstørrelse og utvikling. Det er umulig å si noe sikkert om hvor tallrik klippedua var i Norge. På Rennesøy fantes det to større og en mindre koloni som talte godt over 100 hekkende par et stykke ut på 1940-tallet (Ree 1994). I 1830-årene fore-kom den så tallrikt på Rennesøy at en jeger kunne skyte 70-80 duer på et par dager. Dette bekreftet at arten var tilstede i betydelig antall (Collett 1921). I 1860-årene var koloniene på Rennesøy sterkt redusert (Collett 1921), og arten forsvant derfra i 1940-årene (Ree 1994). Når den forsvant fra Sør-Trøndelag vites ikke (Suul 1985). Observasjoner av mulige klippeduer tilsier at streiffugler fremdeles kan påtreffes langs vestkysten

(Håland 1985, Jacobsen 1985, Folkestad 1987), men dette er svært vanskelig å dokumentere (Folkestad 1987). Streiffugler ville sannsynligvis ha slått seg ned i byduekolonier, og eventuelle hekkforsøk ville ha gitt blandingsavkom. Slike blandingsbestander er kjent fra England (Folkestad 1987). Det er derfor usannsynlig at vi i framtida vil få rene klippeduekolonier i Norge (Folkestad 1987).

Økologi. Klippedua var også i Norge standfugl (Collett 1921). Arten hekker i fjellvegger i kystlandskap, gjerne i grotter og nisjer i fjellveggen (Collett 1921, Haftorn 1971). Den bruker åpent sletteland med beitemarker og åkre til næringsøk (Haftorn 1971). Fuglene på Rennesøy besøkte omliggende øyer og fastland vår og høst for å finne føde i kornåkrene (Collett 1921). Arten lever overveiende av plantekost, og tar bl.a. korn og poteter (Haftorn 1971). På Rennesøy besto føden hovedsakelig av frø fra lakrismjelt (Collett 1921).

Internasjonal status. Den betraktes som sikker i Europa (Tucker & Heath 1994) og forsvunnet fra Norden (Höjer 1995).

Trusselfaktorer. Klippedua ble betydelig etterstrebet fordi den kunne gjøre stor skade i kornåkrene (Collett 1921). Foregikk jakta i det omfang som Collett (1921) beskriver, er det grunn til å anta at jakt sammen med minkpredasjon (Ree 1994) var hovedårsaken til at den ble utryddet i Norge. Strenge vintre og predasjon fra hønsehauk og hubro angis også som negative faktorer av Collett (1921).

Forvaltningstiltak. Totalfredet.

SKOGDUE

Columba oenas

Sårbar (V)



Global utbredelse. Skogdua har en vestlig og sentralt palearktisk utbredelse. Nominatrasen *oenas* hekker over store deler av Europa og Nord-Afrika østover til N-Iran, Kaspiahavet og gjennom SV-Sibir og N-Kazakhstan til Semipalatinsk (Cramp 1985). Arten har invadert Vest-Europa i løpet av de siste 100 år (Cramp 1985). Europa utgjør 75 % av artens utbredelsesområde (Tucker & Heath 1994).

Norsk utbredelse. Arten finnes hovedsakelig i lavlandet på Østlandet, men hekker også mer fåtallig på Sørlandet vest til Flekkefjord i Vest-Agder (Gjershaug m. fl. 1994). Skogdua hekker sjelden i høyereliggende områder over marin grense, og i Østfold er det gjort svært få hekkefunn over 200 m o. h. (Larsen & Viker 1984). Det foreligger også noen få hekkefunn fra Sogn og Fjordane (Gjershaug m. fl. 1994). Nordgrensa er i Gudbrandsdalen og i Sogn og Fjordane, men i perioden 1982-1987 var det indikasjoner på hekking i Sør-Trøndelag (Sæther 1987).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 460 000-700 000 par (Tucker & Heath 1994). Rundt 20 % av den europeiske bestanden hadde en negativ utvikling i perioden 1970-1990, mens Storbritannia og Nederland hadde økende bestander i denne perioden (Tucker & Heath 1994). Utvalgte estimater (ant. par) fra Europa: Storbritannia 240 000, Tyskland 50 000-80 000, Spania 36 000-54 400 og Russland 10 000-100 000 (Tucker & Heath 1994). Den norske bestanden er estimert til 1000-5000 par, og i Norge har det vært en liten tilbakegang i perioden 1970-1990 (Gjershaug m. fl. 1994). Fra midten av 1980-tallet har det også vært en negativ bestandsutvikling i Sverige (Ahlén & Tjernberg 1992).

Økologi. Gamle løvtrær ved kulturmark synes å være optimal hekkebiotop, men arten kan også hekke i andre åpne landskapstyper, f. eks. ved myr, vann, på hogstflater, i parklandskap og alléer (Larsen & Viker 1984). Reiret plasseres ofte i gamle svartspetthull, men arten kan også bruke rugeholker og naturlige hulrom i gamle trær. Flere par kan hekke nær hverandre, nærmest i koloni (Viker 1994 b).

Internasjonal status. Betraktes som sikker i Europa og Norden (Tucker & Heath 1994, Höjer 1995), og som hensynskrevende i Sverige (Ahlén & Tjernberg 1992). Den omfattes av liste II/2 i EUs fugledirektiv og Bernkonvensjonens liste III.

Trusselfaktorer. Moderne skogsdrift med ensidig skogkultivering er den største trusselen mot arten (Larsen & Viker 1984). Hultrær, åkerholmer og skogbremmer blir fjernet for å «rydde opp» eller for å vinne ny mark. Skogdua har sterk konkurranse fra andre hullrugere som kaie og kattugle om hekkeplasser. I Østfold er det kjent at den kan utsette hekkinga til de andre artene har forlatt reiret (Larsen & Viker 1984). Duejakta langs trekkruta og i vinterkvarterene er en annen trussel; 62 % av svenske gjenfunn er fugler som er skutt i Frankrike (Ahlén & Tjernberg 1992).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. I 1983 ble det gjennomført et skogdueprosjekt i Østfold med støtte fra Miljøverndepartementet (Viker 1990). Dueholker bør henges opp i områder med mangel på hule trær. Landbruket bør bevare hule trær, åkerholmer og skogbremmer i større grad enn hva som er tilfelle i dag. Ferdelsfremmende tiltak som turstier og orienteringsløp bør legges et stykke unna kjente reirtrær og kolonier (Larsen & Viker 1984).

Bubo bubo

Global utbredelse. Arten er vidt utbredt i den palearktiske og orientalske region, samt spredt i nordlige deler av den etiopiske region (Cramp 1985). Nominatrasen *bubo* hekker i Fennoskandia og sør til Frankrike, Sicilia, Hellas, Jugoslavia, Romania og Ukraina. Rasen går østover gjennom Russland til Arkhangelsk, Gorkij og Voronezh (Cramp 1985).

Norsk utbredelse. Arten har sin hovedutbredelse langs kysten fra Agderfylkene til Helgeland, lenger nord svært spredt i Troms og Finnmark. Den hekker også i de indre deler av Østlandet, men mer spredt og fåtallig enn på kysten (Gjershaug m. fl. 1994, Solheim 1994 a). I perioden 1970-1990 foreligger det ikke konstatert hekking i Oslo, Akershus, Vestfold og Finnmark (Gjershaug m. fl. 1994).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 11 000 - 40 000 par, og den er for tiden i sterk tilbakegang (Tucker & Heath 1994). Utvalgte estimater (antall par): Russland 2000-20 000, Finland 2000-3000, Norge 1000-3000, Frankrike 887-1000 og Sverige 250-350 (Tucker & Heath 1994). Den norske bestanden har samlet sett vært stabil de siste to tiår (Gjershaug m. fl. 1994), men gikk kraftig tilbake fra forrige århundre og fram til ca. 1970 (Haftorn 1971, Solheim 1994 a). De siste to tiår har arten trolig økt noe i antall i innlandet (Solheim 1994 a). Fylkesestimater (ant. par): Østfold 10 (Viker 1990), Oppland 7-11 (Høitomt 1993), Aust-Agder 10-25 (Pfaff & Selås 1995), Vest-Agder 10-50 (Skåtan 1994), Rogaland 100-150 (Roalkvam 1985 c), Hordaland 50-100 (Danielsen 1996), Møre og Romsdal 250-350 (Gylseth 1985), Sør-Trøndelag 60-80 (Myklebust 1996).

Økologi. Hubroens tilholdssteder har kupert terreng med bergvegger og bratte lier. På kysten kan den hekke i treløse områder, mens den i innlandet oftest hekker under tregrensa (Solheim 1994 a). Reiret ligger oftest i en bratt bergvegg eller bratt li, men kan også ligge under en busk eller rotvelte på flat mark (Solheim 1994 a). Arten har et vidt spekter av byttedyr; alt fra insekter og smågnagere til rovfugler som snøugle (Hagen 1952). I innlandet er vånd, rotte og hare prefererte byttedyr, mens kystbestanden hovedsakelig tar måker, ender, vade- og alkefugler (Solheim 1994 a).

Internasjonal status. Betraktes som sårbar i Europa (Tucker & Heath 1994) og hensynskrevende i Norden (Höjer 1995). Omfattes av CITES-liste II, Bernkonvensjonens liste II, Bonnkonvensjonens liste II og liste I i EUs fugledirektiv.

Trusselfaktorer. Intens etterstrebelse var årsaken til tilbakegangen fra forrige århundre (Haftorn 1971). Tilbakegangen på Østlandet antas imidlertid å skyldes endret arealbruk i skogbruket med påfølgende reduksjon i byttedyrtilgang (Fremming 1986). Arten er utsatt for faunakriminalitet. Den minste forstyrrelse kan føre til at reiret forlates under eggleggings- og rugeperioden (Mikkola 1994). Kraftlinjer utgjør en betydelig tapsfaktor (Bevanger & Thingstad 1988).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Jordkabler vil eliminere faren for kollisjon og elektrokusjon. Traséer med luftledninger bør ikke legges ved hubroreir (Bevanger & Thingstad 1988). Registrering og kartfesting av reir er nødvendig for at det skal tas hensyn i arealbruksplaner. Vern av hekkeplasser har gitt den svenske bestanden en oppsving i nyere tid (Mikkola 1994).

Nyctea scandiaca

Global utbredelse. Arten har en cirkumpolar utbredelse, og hekker på høyfjellsvidder og treløs tundra i Fennoskandia, Russland, Alaska, Canada, på Grønland og Island (Cramp 1985, Tucker & Heath 1994). De siste 25 åra har hekkefunn på Shetland (i perioden 1967-1975) og på Hardangervidda (siste hekking 1974) utgjort sørgrensa til arten (Cramp 1985).

Norsk utbredelse. I Norge ble snøugla i perioden 1970-1990 funnet hekkende på Hardangervidda, Dovrefjell, Børgefjell, i Nordland og Troms (Gjershaug m. fl. 1994). I Telemark, Hedmark og Finnmark foreligger det indikasjoner på mulig hekking (Gjershaug m. fl. 1994).

Bestandsstørrelse og utvikling. Antall hekkende snøugler varierer med tilgangen på fjellrotte og lemen. I dårlige smågnagerår er det svært få som hekker i Vest-Palearktis (Cramp 1985). I toppår kan det hekke nærmere 1400 par i Europa (Tucker & Heath 1994). Følgende nasjonale estimer (par) foreligger (i gode smågnagerår): Russland 1000, Finland 100, Sverige 200, Norge 50 og Island 5 (Tucker & Heath 1994). Det er god grunn til å anta at det har vært en tilbakegang i Norge i vårt århundre (Solheim 1994 b). Tidligere på 1900-tallet hekket arten sør til Hardangervidda og Setesdalsheiene (Solheim 1994 b, Pfaff & Bengtson 1995). På Hardangervidda ble det funnet 12 reir i 1959, men etter 1974 er det ikke påvist hekking der (Cramp 1985). I Aust-Agder ble 3 reir funnet på Valle vesthei i 1933 (Pfaff & Bengtson 1995). Siste hekkefunn på Dovrefjell (og i Sør-Norge) var i 1979, (Solheim 1994 b). Det antas imidlertid at noen få par fremdeles hekker på eller ved Hardangervidda, på Dovrefjell og i Nord-Hedmark i smågnagerår (Solheim 1994 b).

Økologi. I Norge hekker den på høyfjellsvidder i vierregionen, i Finnmark også på kysttundra (Solheim 1994 b). Arten har et nomadisk levevis, og den kan trekke øst og sør langs tundraen som en respons på næringstilgangen (Cramp 1985). I Norge trekker en del snøugler ut til kysten om vinteren (Solheim 1994 b). Fjellrotte og lemen er de klart viktigste byttedyra i tundrastrøk, men andre smågnagere, spissmus, kanin, hare og fugler opp til orrfugls størrelse er også blant de kjente byttedyra (Hagen 1952, Cramp 1985).

Internasjonal status. Snøugla er listet som sårbar i Europa (Tucker & Heath 1994) og sjelden i Norden (Höjer 1995). Den omfattes av Bernkonvensjonens liste II, CITES-liste II og liste I i EUs fugledirektiv.

Trusselfaktorer. Arten har vært sterkt etterstrebet, både av jegere og eggsamlere (Solheim 1994 b). I Finland ble det bare i 1907 samlet inn 800 egg fra 100 reir (Lindberg 1994). I Norge ble det i perioden 1905-1912 skutt 196 snøugler (Fremming 1986). Arten er også etter totalfredningen i 1965 utsatt for ulovlig jakt i Norge (Solheim 1994 b). Ser man på den beskjedne bestanden, er det rimelig grunn til å hevde at faunakriminalitet er den største trusselen mot arten. Det er også grunn til å anta at det sterke beitetrykket av reinsdyr på Finnmarksvidda kan ha redusert næringstilgangen. Arten er følsom for forstyrrelser i eggleggings- og rugeperioden (Lindberg 1994).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Det er viktig å redusere ferdsselsfremmende tiltak som turiststier og hytter ved tradisjonelle reirplasser. Oppsyn ved hekkeplasser i gode smågnagerår bør vurderes.

SLAGUGLE

Strix uralensis



Sjelden (R)

Global utbredelse. Slagugla har en transpalearktisk utbredelse, og rasen *liturata* hekker fra Fennoskandia, Polen, Baltikum og i Russland til ca. 40 °Ø (Cramp 1985). Den avløses av nominatrasen *uralensis*, og øst for Jenisei hekker ytterligere 6-7 raser. I Sørøst-Europa og i Kina finnes relikte bestander (Cramp 1985).

Norsk utbredelse. I årene 1970-1990 var det bare i Hedmark at arten ble funnet hekkende (Gjershaug m. fl. 1994). Fra Oppland, Akershus, Østfold og Finnmark foreligger det indikasjoner på hekking i denne perioden (Viker 1990, Gjershaug m. fl. 1994). Den har også hekket i Dunderlandsdalen i Nordland, hvor utfløyne unger ble matet av foreldrene i 1964 (Schmidt 1966). I Lierne i Nord-Trøndelag ble det gjort ett reirfunn i 1949 (Haftorn 1971). I Hedmark har arten etter 1950 bare hekket øst for Glomma (Solheim 1994 c).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 110 000 par, og det er ingen indikasjoner på tilbakegang (Tucker & Heath 1994). I deler av Sverige og Finland har det vært en bestandsøkning etter at det ble vanlig å henge opp rugekasser (Ahlén & Tjernberg 1992). I Sverige hekker 1000-3000 par, mens det i Finland hekker 2500-4000 par (Koskimies 1992). Den norske bestanden er estimert til 10-50 par; og var stabil i perioden 1970-1990 (Gjershaug m. fl. 1994). Et stort antall utstoppede slagugler indikerer imidlertid at arten var vanligere før i tiden (Solheim 1994 c). Før 1950 hekket den trolig lenger nordvest og vest i Hedmark enn det den gjør i dag (Solheim 1994 c). Etter 1970 er kun seks revir funnet i Hedmark, og det har aldri vært hekking i mer enn to av dem i ett og samme år (Solheim 1985, Solheim 1994 d).

Økologi. Slagugla er en typisk barskogsart, og reiområdet er ofte nært tilknyttet hogstflater eller åpne myrområder (Hagen 1952, Mysterud 1969). Arten jakter som regel inne i skog eller fra skogkanter, men den kan også jakte smånagere på åpne hogstflater og gressmarker (Solheim 1994 c). Føden består i hovedsak av smånagere og spissmus (Hagen 1952), men når smånagerne uteblir kan den ta andre pattedyr, frok og fugler (Solheim 1994 c). I Sverige er vånd et preferert byttedyr, og frekvensen av andre byttedyr synes å være avhengig av tilgangen på vånd (Cramp 1985). Arten finner de beste hekkplassene i brukne, grove ospetrær, men tar også i bruk bergvegger, store kvistreir etter rovfugler og holker (Hagen 1952, Solheim 1994 c).

Internasjonal status. Arten betraktes som sikker i Europa (Tucker & Heath 1994) og hensynskrevende i Norden (Höjer 1995). Slagugla omfattes av CITES-liste II og Bernkonvensjonens liste II.

Trusselfaktorer. Tilgangen på reirplasser er en begrensende faktor, da det moderne skogbruket i stor grad fjerner store ospestammer. Store arealer med gammelskog og sumpskog er også ødelagt av bestandsskogbruket (Solheim 1994 c). Denne sjeldne ugla er ettertraktet blant samlere, og har da også blitt funnet i noen beslag i nyere tid. Arten er en av de mest utsatte i forbindelse med elektrokusjon fra kraftlinjer (Bevanger & Thingstad 1988).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Opplysninger om slaguglas forekomst i Sør-Norge har blitt samlet inn siden 1980 (Solheim 1994 d). 80 rugekasser som var spesialbygd for slagugla ble satt ut i perioden 1979-1985 (Solheim 1994 d). Kraftlinjer bør unngås i kjente slaguglebiotoper.

Strix nebulosa

Global utbredelse. Arten har en sirkumpolar utbredelse, og rasen *lapponica* finnes i taigaområdene fra Fennoskandia og østover gjennom Russland til Stillehavskysten i Sibir. Arten har i løpet av vårt århundre utvidet sitt utbredelsesområde mot sør (Cramp 1985). I Nord-Amerika hekker nominatrasen *nebulosa* (Cramp 1985).

Norsk utbredelse. I Norge er arten i perioden 1970-1990 funnet hekkende i indre deler av Hedmark, Troms og Finnmark (Gjershaug m. fl. 1994). Det foreligger ingen hekkeindikasjoner fra Nordland i nyere tid, men ett par hekket i Junkerdalen i 1879 (Haftorn 1971). Det er bare i Pasvik i Finnmark at arten er påvist hekkende gjentatte ganger (Haftorn 1971, Johnsen & Rolstad 1979). Andre hekkefunn foreligger fra Målselv i Troms i 1979 (Strann m. fl. 1985), og Trysil i Hedmark i 1989 (Foyen & Blestad 1989, Bækken & Bjørkeli 1990). Det er også observasjoner i hekketida fra Aust-Agder (Harveland 1974) og Akershus (Granli & Stenbro 1990).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 1700 par (Tucker & Heath 1994). Dette må betraktes som et minimums-estimat i år med god tilgang på smågnagere og spissmus. Bestanden fluktuerer sterkt med endringene i smågnagerbestanden. I Sverige hekket min. 100 par i 1987, men man antar at bestanden har variert mellom 200 og 700 par på 1980-tallet (Ahlén & Tjernberg 1992). I Finland kan bestanden være på ca. 1000 par i gode smågnagerår, og tettheten kan da være opptil 10-15 par/100 km² (Koskimies 1989). Den norske bestanden er på 0-20 par (Gjershaug m. fl. 1994). Lite er kjent om bestandsutviklingen i Europa, men i Finland antar Koskimies (1989) at bestanden har økt i vårt århundre.

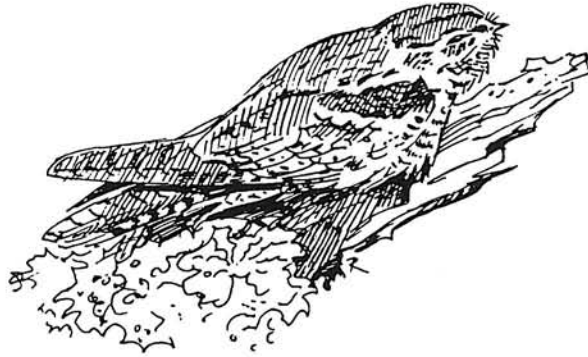
Økologi. Arten finnes i gammel barskog, og hekker i områder med lav eller middels bonitet hvor skogen veksler med myrer eller hogstflater (Sonerud 1994). Den har et nomadisk levevis, og hekker nesten bare i smågnagerår. Den lever av smågnagere, spissmus og fugler (Cramp 1985), og er kanskje den mest spesialiserte småpattedyrjegeren av de norske uglene (Sonerud 1991). Den tar i bruk gamle reir av hønsehauk, vepsevåk, fjellvåk og musvåk. Jakter i åpne områder som hogstflater, kraftlinjegater, myr og beitemark (Ahlén & Tjernberg 1992, Roald Bengtson pers. medd.).

Internasjonal status. Arten betraktes som sikker i Europa (Tucker & Heath 1994) og Norden (Höjer 1995), og som hensynskrevende i Sverige (Ahlén & Tjernberg 1992). Den omfattes av CITES-liste II og Bernkonvensjonens liste II.

Trusselfaktorer. Fra Sverige er det kjent at flere hekkebiotoper er ødelagt av skogbruket (Ahlén & Tjernberg 1992). Hogstflater kan også skape bedre jaktmarker for arten, men det er uvisst om denne fordelene oppveier den negative effekten av hogst i gammelskog. Arten er også ettertraktet blant samlere, og har blitt funnet i enkelte beslag i Norge i nyere tid. Det er derfor grunn til å anta at faunakriminalitet i dag er en reell trussel mot lappugla.

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Ved å ta hensyn i hekkeområdene for hønsehauk (s.d.), vepsevåk (s.d.), fjellvåk og musvåk tar man også hensyn til lappugla, da denne arten er avhengig av disse artenes reir for å hekke (Ahlén & Tjernberg 1992). Reirplattformer kan være et aktuelt tiltak i områder med dårlig tilgang på reir (Koskimies 1989). Tilgangen på reir synes å være en begrensende faktor (Koskimies 1989).

Caprimulgus europaeus



Global utbredelse. Arten har en vestlig og sentralt palearktisk utbredelse. Nominatrasen *europaeus* hekker fra De britiske øyer og Frankrike i vest, og østover via Mellom-Europa og Russland til Bajkal i Sibir. Rasen *meridionalis* hekker i Sør-Europa og østover til NV-Iran. Ytterligere fire raser finnes i Asia (Cramp 1985).

Norsk utbredelse. Arten har en sørøstlig utbredelse i Norge, og hekker fra Agder-fylkene og østover rundt Oslofjorden til og med Østfold (Gjershaug m. fl. 1994). Den har et klart tyngdepunkt ved Oslofjorden, og hekker fåtallig og spredt i Oppland og Hedmark. Nattravn er også registrert i hekketida i Rogaland, Hordaland, Sogn og Fjordane og Sør-Trøndelag i perioden 1970-1990 (Gjershaug m. fl. 1994), men dette er antakelig tilfeldige forekomster utenfor det egentlige utbredelsesområdet.

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 290 000-830 000 par, og arten har i de fleste land hatt en negativ bestandsutvikling i årene 1970-1990 (Tucker & Heath 1994). Utvalgte estimater (par) fra Europa: Russland 100 000-500 000, Hviterussland 45 000-60 000, Spania 82 000-112 000, Sverige 2000-5000, Finland 3000-4000 og Danmark 300 (Tucker & Heath 1994). Den norske bestanden er estimert til 100-1000 par, og den har hatt en liten tilbakegang i perioden 1970-1990 (Gjershaug m. fl. 1994). Fylkesestimer (par): Vest-Agder 1-5 (Skåtan 1994) og Aust-Agder min. 10 (Pfaff & Bengtson 1995). I Sverige har man lenge antatt at arten har gått tilbake, men dokumentasjon mangler (SOF 1990). I et område ved Göteborg viser punktakslinger at det ikke har vært signifikant tilbakegang i perioden 1970-1990 (Aronsson 1995).

Økologi. Arten er knyttet til tørre, åpne landskaps typer. I Østfold og Vestfold er småkupert skoglandskap med knauser og koller bevokst med skrinn, åpen furuskog en vanlig hekkebiotop (Solheim 1994 e). Den hekker også på tørre furumoer med spredtstilte frøtrær, hogstflater, større rydninger og gamle brannfelt, gjerne med røsslyngvegetasjon og innslag av bjørk og osp (Haftorn 1971, Solheim 1994 e). Nattravnen er en insektspecialist som jakter i tussmørke morgen og kveld (Haftorn 1971), og den holder seg da under eller i trehøyde (Solheim 1994 e). Trekkfugl som overvintrer i Øst- og Sentral-Afrika fra Etiopia og sørover til Sør-Afrika og Namibia (Cramp 1985).

Internasjonal status. Listet i kategorien *tilbakegang* i Europa (Tucker & Heath 1994). I Norden betraktes den som sikker (Höjer 1995). Står på liste I i EUs fugledirektiv og Bernkonvensjonens liste II.

Trusselfaktorer. Redusert beitetrykk i skogen og bortfall av plukkhogst har medført at skogene er tettere i våre dager, noe som trolig har påvirket arten negativt (Green 1994, Aronsson 1995). Flatehogst med påfølgende oppdyrking ødelegger leveområdene. Flatehogst gir arten et passende habitat kun i 15-20 % av skogsyklusen (Green 1994). Bruk av pesticider reduserer næringstilgangen (Green 1994).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Kunnskapen om den norske bestandens status er dårlig, det er derfor ønskelig med en kartlegging av disse aspektene. Redusert bruk av pesticider vil være fordelaktig. Et variert skoglandskap med åpne områder, våtmarker og forskjellige aldersklasser på trærne er ønskelig (Green 1994).

VENDEHALS

Jynx torquilla

Sårbar (V)



Global utbredelse. Vende-halsen har en transpalearktisk utbredelse, og er også utbredt i den orientalske region. Nominatrasen *torquilla* hekker i Europa og østover til Ural, hvor den avløses av *sarudnyi*. Rasen *torquilla* går sørover til Pyrenéerhalvøya, Alpene, Jugoslavia, Bulgaria og Kaukasus. Rasen *tschusii* finnes i Italia, på Korsika og langs kysten av Jugoslavia sørover til Dalmatia. Rasen *mauretanica* hekker i Nord-Afrika (Cramp 1985).

Norsk utbredelse. Arten er påvist hekkende i samtlige fylker. Tyngdepunktet ligger imidlertid sør og sørøst i landet. Den har en sammenhengende utbredelse på Østlandet og langs kysten til Stavanger (Gjershaug m. fl. 1994). På Vestlandet skal den være vanlig over store deler av Hordaland og i Indre Sogn (Bekken 1994 b). Arten synes å være vanlig i nordøstre deler av Møre og Romsdal og ved Trondheimsfjorden. I Nord-Norge finnes den langt mer spredt (Gjershaug m. fl. 1994).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 350 000-1 mill. par, og ca. 50 % av bestanden gikk tilbake i perioden 1970-1990 (Tucker & Heath 1994). Utvalgte estimater (par): Russland 50 000-500 000, Hviterussland 80 000-130 000, Finland 30 000-50 000, Sverige 10 000-20 000, Danmark 150-300 og Spania 46 000-53 000 (Tucker & Heath 1994). Den norske bestanden er på 2000-10 000 par, og har i perioden 1970-1990 hatt en liten tilbakegang (Gjershaug m. fl. 1994). Det norske ringmerkingsmaterialet indikerer imidlertid en nedgang på hele 50 % i perioden 1983-1994 (Røer 1995). Fylkesestimater (ant. par): Hordaland 100-300 (Danielsen 1996), Vest-Agder 400-600 (Skåtan 1994) og Sør-Trøndelag 50-100 (Myklebust 1996).

Økologi. Arten hekker i løv- og blandingsskog, helst med åpne partier i nærheten. Restbiotoper med urørt løvskog i kulturlandskap og villastrøk er attraktive biotoper (Bekken 1994 b). Jordmaur er den viktigste føden for vende-halsen i hekketida (Cramp 1985). Solvendt grasmark med spredt tresetting er et gunstig habitat for jordmaur. Gamle villahager, åkerkanter, beitemarker og naturenger er derfor gode næringssøkområder. Arten tar i bruk reirhull etter spetter, og ofte fører liten tilgang på reirhull til at den kaster ut småfugler fra f. eks. fuglekasser (Bekken 1994 b).

Internasjonal status. Arten er i Europa plassert i kategorien *tilbakegang* (Tucker & Heath 1994). I Norden betraktes den som sikker (Höjer 1995). Vende-halsen omfattes av Bernkonvensjonens liste II.

Trusselfaktorer. Den største trusselen mot arten er reduserte bestander av jordmaur som en følge av endret arealdisponering og bruk av sprøytemidler i jordbruket. Natureng og beitemark har i nyere tid i stor grad blitt omgjort til intensivt drevet kulturmark. Klimatiske variasjoner vil imidlertid også virke inn på næringstilgangen (Tomialojc 1994 d). Andre trusler er forverrede forhold langs trekkruta og i vinterkvarterene, samt redusert tilgang på egnede reirplasser (Bekken 1994 b).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Redusert bruk av sprøytemidler, samt bevaring og gjenskaping av naturenger og beitemark synes å være de viktigste tiltakene for å snu den negative trenden for arten (Tomialojc 1994 d). Trær med spettehull bør ikke hugges, dessuten er opphenging av kasser i områder med mangel på naturlige reirhull et tiltak som har fungert godt i f. eks. NØ-Europa (Tomialojc 1994 d).

GRÅSPETT

Picus canus

Utilstrekkelig kjent (K)



Global utbredelse. Arten har en nær transpalearktisk utbredelse, og finnes også i den orientalske region. Nominatrasen *canus* hekker i Europa og østover i Sibir til Altaifjellene og Bajkalsjøen. I Asia finnes ytterligere 11-12 raser (Cramp 1985).

Norsk utbredelse. Gråspetten er svært stillferdig i hekketida, og dens utbredelse er derfor bare kjent i grove trekk (Stenberg 1994 a). Den har i Norge sitt tyngdepunkt på kysten fra Vest-Agder og nordover til Fosen i Sør-Trøndelag (Gjershaug m. fl. 1994). I kystfuruskogene på vestkysten er den en av de mest tallrike spetteartene (Stenberg & Hogstad 1992). Arten har hekket nord til Fauske i Nordland (Fagerli m. fl. 1987), men få hekkefunn er gjort nord for Trondheimsfjorden (Stenberg 1994 a). Den er relativt jevnt utbredt i Oppland og Buskerud, men sjelden ellers på Østlandet (Gjershaug m. fl. 1994).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 71 000-250 000 par, og i flere land er det registrert en liten tilbakegang (Tucker & Heath 1994). Utvalgte estimater (par) fra Europa (Tucker & Heath 1994): Russland 10 000-100 000, Tyskland 11 000-30 000, Romania 20 000-60 000, Finland 1500-2000 og Sverige 200-400. I Norge hekker 1000-2500 par, og bestanden antas å ha vært stabil i nyere tid (Gjershaug m. fl. 1994). Arten finnes alltid i relativt lave tettheter (Cramp 1985, Rolstad & Rolstad 1995). Fylkesestimater (par): Aust-Agder min. 50 (Pfaff & Bengtson 1995), Vest-Agder 10-50 (Skåtan 1994), Rogaland ca. 200 (Carlsson m. fl. 1988), Hordaland færre enn 100 (Danielsen 1996), Møre og Romsdal min. 125 (Stenberg og Hogstad 1992) og Sør-Trøndelag 20-30 (Myklebust 1996).

Økologi. Gråspetten inngår i både løv- og furuskog og kan hekke helt opp mot tregrensa (Stenberg 1994 a). Arten finnes i områder som har en sammensatt struktur både med tanke på skogens alder og terrengets topografi. Slike mosaikklandskap finnes hovedsakelig i naturskog som i stor grad får skjytte seg selv (Südbeck 1994). Arten trives best i lysåpne skoger med god tilgang på maur, som er hovednæringen (Stenberg 1994 a). Om vinteren går den over til vedlevende insekter, og finnes da i gammel skog med døde trær (Rolstad m. fl. 1993).

Internasjonal status. Betraktes som sjelden i Norden (Höjer 1995) og antas å være i tilbakegang i Europa (Tucker & Heath 1994). Den omfattes av Bernkonvensjonens liste II og liste I i EUs fugledirektiv.

Trusselfaktorer. Det er lite vi vet om artens biologi og den norske bestandens status (Stenberg 1994 a). Derfor blir det også vanskelig å vurdere trusselfaktorer og forvaltningstiltak, noe som er bakgrunnen for artens plassering i kategorien *utilstrekkelig kjent*. Omfattende hogst av gammel løvskog, spesielt osp, er imidlertid en negativ faktor (Stenberg 1994 a, Südbeck 1994). Treslagsskifte ødelegger leveområdene, og kan medføre at bestandene blir mer isolerte (Südbeck 1994).

Forvaltningstiltak. Det er ønskelig med studier på artens biologi, først og fremst for å klarlegge negative faktorer og aktuelle forvaltningstiltak. Arten vil få gunstigere vilkår dersom områder med gammel løvskog får stå urørt i større grad enn i dag. Treslagsskifte fra løvskog til granplantinger bør langt på vei erstattes av driftsformer som i større grad tar hensyn til løvskogskrevende arter.

HVITRYGGSPETT

Dendrocopos leucotos



Sårbar (V)

Global utbredelse. Arten har en transpalearktisk utbredelse. Nominatrasen *leucotos* hekker fra Fennoskandia øst til Ural, der den avløses av *uralensis*. *Leucotos* går sør til Østerrike, Slovenia, Kroatia, Serbia, Romania og Ukraina (Cramp 1985).

Norsk utbredelse. Arten er regulær og stedvis vanligste spetteart fra Nordmøre langs Vestlandet til Agderfylkene. Dette er artens kjerneområder i Norge (Stenberg 1994 b). På Østlandet er den i dag meget sjelden, og Telemark er sannsynligvis det eneste Østlandsfylket hvor det ennå finnes en bestand av betydning (Rinden 1991).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 34 000 par, og den har stort sett vært stabil i årene 1970-1990 (Tucker & Heath 1994). I Finland og Sverige er arten imidlertid på randen av utryddelse. Tilbakegangen i Finland har vært på 90 % de siste 30 åra (Virkkala m. fl. 1993). I Sverige hekket ca. 60 par i 1990, mens det i Finland hekket ca. 30-40 par i 1989 (Ahlén & Tjernberg 1992). I Sverige ble det funnet 8 reir og 5 lokalteter med trolig hekking i 1994 (Tyrberg 1995). Den norske bestanden er på 1000-2000 par, og den har hatt en tilbakegang de siste tiåra (Gjershaug m. fl. 1994). Tilbakegangen er mest synlig på Østlandet, hvor bestanden før ble regnet for å være på nivå med flaggspetten (Haftorn 1971). Estimater (par) : Østfold 0-3, Oslo og Akershus 0-2, Hedmark 0-1, Oppland 0-3, Buskerud 0-4, Vestfold 0-3, Telemark 15-25 (Rinden 1991), Aust-Agder ca. 100 (Pfaff & Bengtson 1995), Vest-Agder 450-550 (Skåtan 1994), Rogaland ca. 100 (Carlsson m. fl. 1988), Hordaland ca. 250 (Danielsen 1996), Møre og Romsdal min. 325 (Stenberg & Hogstad 1992) og Sør-Trøndelag 5-10 (Myklebust 1996).

Økologi. Arten er en utpreget spesialist som er knyttet til gammel, løvrik skog (helst over 80 år) i sørvendte lier hvor innslaget av døde og døende trær er betydelig (Stenberg & Hogstad 1995). Reiret hakkes ut i råtne eller margråtne trær; primært osp, bjørk og gråor (Håland & Toft 1983, Stenberg & Hogstad 1995). Arten hakker ut reirhull årlig i trær uten gamle spettehull, noe som trolig reduserer predasjonsfaren (Stenberg & Hogstad 1995). Næringssøket er hovedsakelig (80%) rettet mot døde og døende trær. Vedlevende larver er den viktigste næringen for ungene, og utgjorde 72 % av biomassen i et studium på Nordmøre (Stenberg & Hogstad 1995).

Internasjonal status. Betraktes som sikker i Europa (Tucker & Heath 1994) og som sårbar i Norden (Höjer 1995). Arten omfattes av Bernkonvensjonens liste II.

Trusselfaktorer. Det moderne skogbruket skaper skogsmiljøer som er uegnet for arten (Virkkala m. fl. 1993). Treslagsskifte fra løv- til bartrær, drenering av fuktskoger og økt skogavvirkning ødelegger artens leveområder (Håland & Toft 1983, Stenberg & Hogstad 1995).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Studier av artens forekomst og økologi er gjennomført i Møre og Romsdal (Stenberg & Hogstad 1995) og Hordaland (Håland 1987). Vern av spesielt viktige biotoper bør vurderes, men artens fremtid kan bare sikres dersom skogbruket i større grad lar partier med gammel skog og døde/døende enkeltrær stå igjen i utnyttede områder (Håland & Toft 1983). Vestlandet har trolig den mest livskraftige bestanden i Vest-Europa i dag (Stenberg 1994 b). Innslaget av treslagsskifte i det framtidige skogbruket på Vestlandet bør vurderes i lys av dette.

DVERGSPETT

Dendrocopos minor

Sårbar (V)



Global utbredelse. Arten er utbredt over store deler av den palearktiske region. Nominatrasen *minor* hekker i Fennoskandia, NØ-Polen og østover i Russland til Ural, der den avløses av *kamtshatkensis*. I Vest-Palearktis finnes ytterligere ni raser av dvergspett (Cramp 1985).

Norsk utbredelse. Arten er påvist hekkende i alle fylker, men mangler imidlertid over store områder. Den er relativt vanlig i Oppland, ved Oslofjorden og langs kysten til Stavanger. Den har videre en god forekomst i Romsdal og Nordmøre; men finnes mer spredt i Trøndelag, på Sunnmøre, i Sogn og Fjordane og Hordaland (Gjershaug m. fl. 1994). I Nord-Norge er den mer sjelden, men hekker imidlertid årlig på mange lokaliteter (Bekken 1994 c).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden på min. 170 000 par, og den har stort sett vært stabil i nyere tid (Tucker & Heath 1994). I Fennoskandia er bestanden imidlertid i tilbakegang (Tiainen 1985, Väisänen & Koskimies 1989, Nilsson m. fl. 1993, Gjershaug m. fl. 1994). I Sverige ble bestanden redusert med 4 % årlig i perioden 1975-1991 (Nilsson m. fl. 1992 a), og det hekker nå mindre enn 5000 par der (Ahlén & Tjernberg 1992). Arten går i Sverige tilbake i samme tempo som hvittryggspetten (Nilsson m. fl. 1993). I Finland hekker det ca. 5000 par (Koskimies 1992). I Norge hekker 1000-5000 par, og det har her vært en liten tilbakegang de siste tiåra (Gjershaug m. fl. 1994). Fylkesestimer (ant. par): Vest-Agder 300-600 (Skåtan 1994), Aust-Agder min. 300 (Pfaff & Bengtson 1995), Hordaland mindre enn 100 (Danielsen 1996), Møre og Romsdal min. 100 (Stenberg & Hogstad 1992) og Sør-Trøndelag 50-100 (Myklebust 1996).

Økologi. Hekker i skog med mye løvtrær som i stor grad får skjøtte seg selv (Bekken 1994 c). God tilgang på døde og døende trær er nødvendig for å sikre tilgang på insekter hele året (Bekken 1994 c). Utover dette kan biotopene fortone seg ulike. I Norge hekker den i blandingsskog, edelløvskog, gråorskog og fjellbjørkeskog (Myklebust & Rangbru *in prep*). Arten unngår skog med mindre enn 10 % løvtrær, men finnes i de fleste skoger med over 20 % løvtrær (Wiktander m. fl. 1992). Leveområdene kan være mellom 27 og 73 hektar store (Nilsson m. fl. 1992 b).

Internasjonal status. Betraktes som sikker i Europa (Tucker & Heath 1994) og hensynskrevende i Norden (Höjer 1995). Arten står på Bernkonvensjonens liste II.

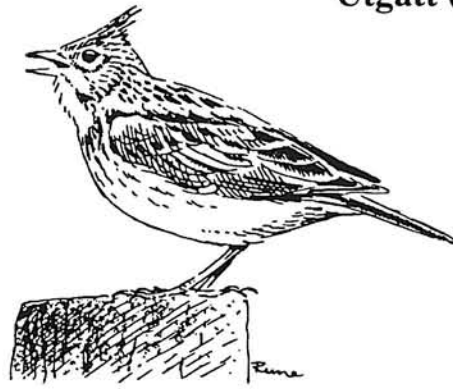
Trusselfaktorer. I Sverige er det lansert 3 hypoteser som skal forklare tilbakegangen (Nilsson m. fl. 1993): (1) Økt avvirkning av edelløvskog. I Sverige økte avvirkningen av løvtrær med 50 % fra 1970 til 1980-tallet, og arealene med edelløvskog ble redusert med 1 % årlig i perioden 1960-80 (Nilsson m. fl. 1993). (2) Skogen har blitt tettere og det blir vanskeligere å finne åpne og luftige skoger, der næringstilgangen er bedre. (3) Den økende andelen gran i Sør-Sverige er en fordel for flaggspett, som konkurrerer med dvergspett i år med dårlig tilgang på kongler.

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Et prosjekt som skal kartlegge artens nåværende utbredelse og bestandsutvikling ble startet i 1995 (Myklebust & Rangbru 1995). Artens framtid er avhengig av et stort innslag av løvtrær i skogene; først og fremst er det de grovstammede trærne som bør bevares. Det er også viktig at døde og døende trær får stå (Nilsson m. fl. 1993).

TOPPLERKE

Galerida cristata

Utgått (Ex)



Global utbredelse. Arten har en vid utbredelse i Vest-Palearktisk sør for den boreale sone. Den hekker også rundt Sahara og i store oaser i Afrika, langs kysten av den arabiske halvøy, og i steppesområdene i Sentral-Asia og India (Cramp 1988).

Norsk utbredelse. Arten ble for første gang i Norge påtruffet i Trondheim i 1880. Den økte i antall på slutten av 1800-tallet, men den ble aldri noen tallrik og utbredt hekkefugl (Haftorn 1971). Flere hekkefunn er gjort i Oslo, bl.a. foreligger fire reirfunn fra Etterstad i 1951 (Haftorn 1971). I Oslo hekket den fram til begynnelsen av 1960-åra (Hagen 1994). I Åkersvika ved Hamar foreligger det hekkefunn i 1972 og et mislykket hekkforsøk i 1974 (Hagen 1994). Collett (1921) angir arten som en sparsom hekkefugl i det sørlige Østfold. Pr. 1992 er det gjort 17 funn av arten i Norge etter 1977 (Gustad 1994).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 2.1-14 mill. par. De største bestandene finner vi i Spania og Italia (Tucker & Heath 1994). Arten har ekspandert i Europa i de siste århundrene, fordi en generell urbaniseringssprosess har skapt habitater som ligner på steppesområdene arten i utgangspunktet var knyttet til (Esteban 1994). I løpet av de siste tiåra har det imidlertid vært en markant tilbakegang i sentrale deler av Europa (Cramp 1988). I Norge, Sverige og Sveits har arten utgått som hekkefugl (Ahlén & Tjernberg 1992, Esteban 1994). Den norske bestanden var i toppårene kanskje på noen titalls par. Framtida til slike randbestander er som regel prisgitt utviklingen i kjerneområdene til arten. Den europeiske tilbakegangen resulterte i manglende rekruttering til den norske bestanden, og dette var kanskje årsaken til at den forsvant herfra.

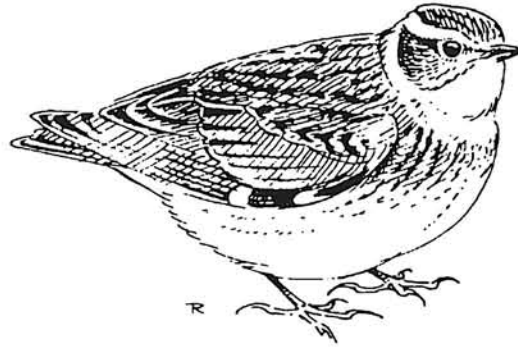
Økologi. Arten er opprinnelig en steppesfugl, men benytter seg også av lignende habitater i bystrøk. Den foretrekker tørre områder med sand og grus og lite vegetasjon (Hagen 1994), som f. eks. grustak, jernbaneområder, flyplasser, industrifyllinger, ekserserplasser og idrettsbaner (Haftorn 1971, Hagen 1994). I Sverige hekket den de siste tiåra bare i slike urbaniserte områder, mens den tidligere også fantes på landsbygda (Ahlén & Tjernberg 1992). Den er standfugl, og i Oslo ble den påtruffet i småflokker om vinteren (Haftorn 1971). I utlandet finnes den vinterstid på foringsplasser og ved kornsiloer der den finner spillkorn (Fremming 1984).

Internasjonal status. Den står i kategorien *tilbakegang* i Europa hos Tucker & Heath (1994). Den er ansett som utgått i Sverige (Ahlén & Tjernberg 1992) og hensynskrevende i Danmark (Asbirk & Sjøgaard 1991). Arten omfattes av Bernkonvensjonens liste III.

Trusselfaktorer. Redusert næringstilgang vinterstid som en følge av redusert hestehold regnes som den største trusselen mot arten (Ahlén & Tjernberg 1992). Ufordøyete havrekorn i hestelorten var tidligere hovedføden vinterstid (Fremming 1984). Endringer i arealbruket i hekkeområdene er også en trussel, f. eks. ugrasbekjempelse og anlegging av grasplener i brakkmarksområder (Ahlén & Tjernberg 1992).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. En eventuell oppgang i den danske bestanden kan føre til en reetablering hos oss (Fremming 1984), men utviklingen synes å gå motsatt vei (Tucker & Heath 1994). Arten er tilknyttet menneskeskapt habitater som gjerne har kort levetid, det er derfor vanskelig å foreslå aktuelle forvaltningstiltak.

Lullula arborea



Global utbredelse. Arten har en palearktisk utbredelse (Cramp 1988), og over 75 % av utbredelsesområdet er i Europa (Heath 1994). Nominatrasen *arborea* hekker fra Fennoskandia og sørøver til Portugal og Nord-Spania, Italia, Jugoslavia og Romania. I Sør-Europa avløses den av *pallida*, som også hekker i NV-Afrika og østover til Iran og Turkmenistan (Cramp 1988).

Norsk utbredelse. Arten har en sørøstlig utbredelse, og hekker nesten utelukkende i Østfold (Gjershaug m. fl. 1994). Onsøy, Kråkerøy, Borge, Fredrikstad og Hvaler utgjør kjerneområdet i Østfold (Hanssen 1984). En mindre bestand er også påvist i Vestfjella-området i Aremark og Halden (Viker 1990). I perioden 1970-1990 foreligger ett hekkefunn i Telemark og hekkeindikasjoner i Vestfold (Gjershaug m. fl. 1994). I Aust-Agder ble syngende hanner hørt i 1994 og 1995 (Lislevand *in press*).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til 840 000- 2 900 000 par, og det er en tilbakegang i de fleste land (Tucker & Heath 1994). Spania og Portugal har ca. 75 % av den europeiske bestanden (Tucker & Heath 1994). Utvalgte estimater (ant. par) fra Europa (Tucker & Heath 1994): Portugal 100 000- 1 000 000, Spania 560 000- 1 300 000, Russland 10 000-100 000, Finland 800-1000, Sverige 1000-3000 og Danmark 200-400. I Norge er bestanden estimert til 100-200 par, og den har antagelig vært stabil etter 1970 (Hanssen 1984, Gjershaug m. fl. 1994). Av disse hekker 100-150 par i Østfold (Hanssen 1984). I perioden 1950-1970 gikk arten tilbake i Norge, og forsvant trolig som hekkefugl fra Vestfold, Oslo og Akershus. Etter 1970 har bestanden i Østfold trolig økt noe (Hanssen 1984).

Økologi. Arten er i Norge bundet til åpne, furukledde åsrygger med lyngbevokste partier og enkelte einerbusker. Den unngår områder med sammenhengende skog, og da særlig hvis undervegetasjonen blir for dominerende (Hanssen 1984). Habitatet er alltid på karrig impedimentmark; ofte der skogsområder veksler med kulturmark (Haf-torn 1971, Viker 1994 c). Hogstflater i barskog kan også være et passende habitat (Heath 1994). Arten ankommer hekkeområdene svært tidlig, allerede i februar-mars kan den være på plass (Viker 1994 c).

Internasjonal status. Arten betraktes som sårbar i Europa (Tucker & Heath 1994) og sikker i Norden (Höjer 1995). Den er oppført på Bernkonvensjonens liste III og liste I i EUs fugledirektiv.

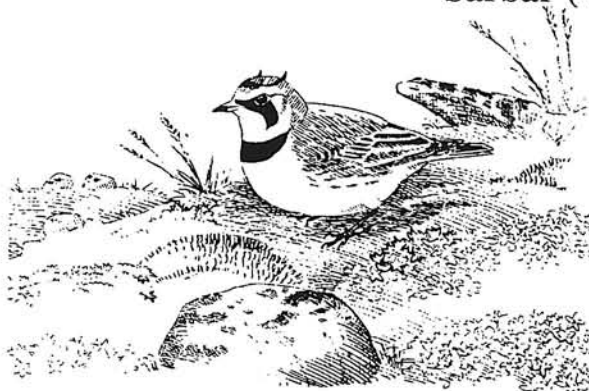
Trusselfaktorer. Intensive driftsformer i jordbruket fører til ødeleggelse og forringelse av hekkeområdene; dette angis som hovedårsaken til tilbakegangen i Europa (Heath 1994). I Sverige forekommer arten primært i lyngbevokst heilandskap. Redusert beitetrykk har i Sverige medført at åpne lyngheier gror igjen som en følge av oppslag av løvskog (Ahlén 1977). Det er imidlertid lite sannsynlig at biotopendringer kan forklare tilbakegangen i Norge (Hanssen 1984). Klimatiske svingninger angis som en mer sannsynlig forklaring (Hanssen 1984). Miljøgifter som DDT og kvikksølv (i såkorn) kan også ha vært negative faktorer, men her mangler det dokumentasjon (Hanssen 1984).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. En undersøkelse av utbredelsen på Sørøstlandet fram t.o.m. 1983 er gjennomført (Hanssen 1984). Tilbakegangen i Europa gjør det ønskelig med en ny undersøkelse på artens utbredelse og bestandsutvikling i Norge.

FJELLERKE

Eremophila alpestris

Sårbar (V)



Global utbredelse. Arten har en holarktisk og orientalsk utbredelse, i tillegg finnes den i et mindre område i den neotropiske region. Den opptrer med ca. 40 raser. Rasen *flava* hekker i Fennoskandia og østover gjennom Russland til Anadyr. *Flava* går sørover til Hardangervidda i Fennoskandia og sør til Bajkal og Stanovoyfjellene i Sibir (Cramp 1988, Gjershaug m. fl. 1994).

Norsk utbredelse. Fjellerka finnes i dag i to hovedområder. I Sør-Norge hekker den fra Hardangervidda i sør til Dovrefjell, Gauldalsvidda og Sylane i nord. I Nord-Norge finnes den i grensetraktene mellom Troms og Finnmark, men har imidlertid tyngdepunktet på Varangerhalvøya. Det er også mulig at den hekker i grensetraktene mot Sverige sørover til Nord-Trøndelag (Gjershaug m. fl. 1994, Stueflotten 1994).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden estimert til min. 110 000 par, og størstedelen av bestanden er for tiden stabil (Tucker & Heath 1994). I Finland og Sverige er det imidlertid dokumentert en tilbakegang siden 1970-tallet (Svensson 1990). I Norge har arten blitt påfallende sjelden i Finnmark i perioden 1970-1990 (Gjershaug m. fl. 1994), dersom man sammenligner med eldre opplysninger (Collett 1921, Haftorn 1971). På Dovrefjell har det også vært en reduksjon av bestanden (Stueflotten 1994). I Sverige hekker noen få hundre par (Ahlén & Tjernberg 1992). I Finland er bestanden estimert til 5-20 par i 1987 (Hildén 1987), mens det skal ha hekket 10 000 par i 1956 (Pätzold 1987). I Norge hekker 2000-10 000 par (Gjershaug m. fl. 1994). Fylkesestimer: Hordaland 200-600 (Danielsen 1996), Møre og Romsdal 10-20 (Stueflotten 1990) og Sør-Trøndelag 20-40 (Myklebust 1996).

Økologi. I hekketida finner vi arten på karrige og forblåste fjellplatå, grus- og lavflyer, og i slake fjellsider i den øverste delen av vierregionen og i lavregionen. I Finnmark hekker den i lignende habitater fra strandlinja og opp til ca. 300 m o. h., men også på åpne og vegetasjonsfattige sletter inne på Finnmarksvidda (Stueflotten 1994). Den nordnorske bestanden overvintrer trolig i sørlige deler av det tidligere Sovjetunionen, mens den sørnorske bestanden overvintrer i Nordsjø-området (Hildén 1987)

Internasjonal status. Arten betraktes som sikker i Europa (Tucker & Heath 1994) og sårbar i Norden (Höjer 1995). Den omfattes av Bernkonvensjonens liste II.

Trusselfaktorer. Årsakene til fjellerkas tilbakegang er ikke kjent. Klimatiske variasjoner og interspesifikk konkurranse er mindre trolige forklaringer (Svensson 1990). Bruk av sprøytemidler og kunstgjødsel i vinterhabitatene er lansert som en hypotese (Svensson 1990), men fjellerkas brede habitatvalg om vinteren (Cramp 1988) gjør den mindre sannsynlig (Svensson 1990). Lappspurv finnes dessuten i de samme områdene som fjellerke både i hekketida og om vinteren. Det er imidlertid ingen tegn på at lappspurven har hatt en lignende tilbakegang. Dette gjør fjellerkas situasjon i Fennoskandia enda mer gåtefull (Ullman 1992).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. I Sverige startet man i 1990 «Prosjekt Berglärka» i Lappland. Hovedformålet er å klarlegge hvorvidt ungeproduksjonen i Sverige kan kompensere dødeligheten (Berglund & Tisell 1992, Svensson m. fl. 1992). Det er ønskelig å få bedre kunnskap om den norske bestandens status.

SØRLIG GULERLE

Motacilla flava flava



Direkte truet (E)

Global utbredelse. Gulerla er vidt utbredt i den palearktiske region, og finnes også i Alaska. Det er utskilt 13 raser innenfor utbredelsesområdet (Smith 1950), av disse hekker *flava*, *flavissima* og *thunbergi* i Norge (Haftorn 1971). Rasen *flava* hekker i Europa fra det vestlige Frankrike og østover til Ural og Volga (Cramp 1988).

Norsk utbredelse. Sørlig gulerle finnes i kystnære strøk fra Østfold til Rogaland. Hovedbestanden av *flava* finnes i området fra Jæren til Lista, men også ytre deler av Østfold har en fast bestand (Paulsen 1994). Det foreligger hekkefunn nord til Hareid i Møre og Romsdal og Fokstua i Oppland (Haftorn 1971). Hybridisering mellom *flava* og *thunbergi* er kjent fra Akershus, Vestfold og Aust-Agder (Haftorn 1971, Pfaff & Bengtson 1995).

Bestandsstørrelse og utvikling. Rasen har hatt en tilbakegang i store deler av sitt utbredelsesområde de siste tiåra (Cramp 1988, Paulsen 1993 a). Etter en ekspansjon fra 1930-40 og utover ble *flava* en relativt vanlig hekkefugl på Jæren (Haftorn 1971). I Rogaland er bestanden i dag imidlertid bare en tredjedel i forhold til nivået på 1970-tallet (Paulsen 1993 a). På Lista har det i perioden 1988-93 hekket 2-7 par, og også her har det vært en tilbakegang (Paulsen 1993 a, Vestøl 1993, Vestøl 1994). Bestanden i Østfold er for tiden rundt 30 par (Paulsen 1994). Det virker som om *flava* forsvant fra Vestfold mot slutten av 1970-åra (Paulsen 1994). Den norske bestanden er estimert til 50-100 par (Gjershaug m. fl. 1994), mens bestanden i Sverige er på ca. 10 000 par (Ahlén & Tjernberg 1992).

Økologi. Sørlig gulerle er en lavlandsfugl som holder til i åpent kulturlandskap relativt nær vann; f. eks. lyngmarker, fuktenger, gressmyrer, dyrket mark, beitemark o.s.v. (Haftorn 1971, Paulsen 1994). I Sverige er *flava* knyttet til strandenger som holdes i hevd gjennom beiting og slått (Ahlén & Tjernberg 1992). Hybridisering mellom *thunbergi* og *flava* forekommer i Sverige, Finland og Russland (Cramp 1988). Dette fenomenet har også gjort seg gjeldende i Norge, spesielt i områdene rundt Oslofjorden (Haftorn 1971).

Internasjonal status. Arten omfattes ikke av internasjonale rødlistor og konvensjoner, og betraktes som sikker i Europa (Tucker & Heath 1994). Rasen *flava* betraktes som hensynskrevende i Sverige (Ahlén & Tjernberg 1992).

Trusselfaktorer. Endret arealbruk i landbruket er sannsynligvis årsaken til at *flava* har gått tilbake. På Lista er dette forårsaket av drenering og oppdyrking av myr- og sumpområder, samt redusert beitetrykk med påfølgende gjengroing av myrer (Paulsen 1994). Det er observert at tidlig siloslått kan ødelegge reiret (Paulsen 1993 a). I Sverige er opphør av beiting og slått på strandenger den største trussel mot sørlig gulerle (Ahlén & Tjernberg 1992).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Det bør vises hensyn i de siste leveområdene for sørlig gulerle i Norge. Tidlig siloslått og redusert beitetrykk bør unngås, leveområdene bør dessuten sikres mot dramatiske inngrep som drenering og oppdyrking. Områder som er uegnet på grunn av gjengroing kan bli rekolonisert dersom de blir beitet (Ahlén & Tjernberg 1992).

ENGELSK GULERLE

Motacilla flava flavissima



Direkte truet (E)

Global utbredelse. Gulerla er vidt utbredt i den palearktiske region, og finnes også i Alaska. Det finnes 13 raser innenfor utbredelsesområdet (Smith 1950), av disse hekker *thunbergi*, *flava* og *flavissima* i Norge (Haftorn 1971). *Flavissima* har sitt tyngdepunkt på De britiske øyer, men har de siste hundre år spredt seg til sørvestlige deler av Norge, Nederland og det nordlige Frankrike (Marchant m. fl. 1990).

Norsk utbredelse. Engelsk gulerle er en meget sjelden hekkefugl i Norge, og finnes hovedsakelig i området fra Jæren til Lista (Haftorn 1971, Paulsen 1994). Rasen hekker også i Taravika på Karmøy og på Utsira (Paulsen 1993 a, Dagsland 1994). På Jæren er *flavissima* sjeldnere enn *flava* (Paulsen 1993 a), og her er det ved Orrevatnet, Horpestadvatnet og Grudavatnet at den har tilhold (Haftorn 1971, Paulsen 1993 a, Dagsland 1994). Lenger sør er den funnet hekkende ved Egersund, i Sokndal og på Lista (Paulsen 1993 a).

Bestandsstørrelse og utvikling. Den engelske bestanden av *flavissima* er estimert til rundt 100 000 par, med en markert tilbakegang i hvert fall siden 1980 (Marchant m. fl. 1990). Det har ikke vært hekking i Danmark etter 1986 (Sørensen 1995). Fra Sokndal i Rogaland er en sterk tilbakegang dokumentert; fra 12 par i 1977 til 1 par i 1991 (Paulsen 1993 a). I Egersunds-distriktet har rasen forsvunnet, mens bestanden på Jæren antagelig var halvert på slutten av 1980-tallet i forhold til 1970-åra (Paulsen 1993 a). På Lista hekket det i perioden 1988-1994 1-4 par *flavissima* (Paulsen 1993 a, Vestøl 1993, Vestøl 1994, Vestøl 1996). Den norske bestanden av *flavissima* var i 1991 mindre enn 20 par (Paulsen 1993 a).

Økologi. Engelsk gulerle er en lavlandsfugl som holder til i åpent landskap, gjerne ved dyrka mark og beiteområder i nærheten av våtmarker. Den foretrekker å ha tilgang på småbusker og gjerder som utkiksplass og sangpost ved reiret (Paulsen 1993 b). Åpent vann i nærheten av hekkeområdet foretrekkes (Paulsen 1993 b). Insektene som ungene fores med tas fra myrområder, vannkanter eller direkte fra vannflata (Paulsen 1993 b). Hybridisering mellom *flava* og *flavissima* er kjent fra Rogaland (Dagsland 1996)

Internasjonal status. Gulerla anses som sikker i Europa (Tucker & Heath 1994). *Flavissima* er imidlertid listet som sjelden i Danmark (Asbirk & Søgaard 1991), til tross for at det ikke har vært hekking der siden 1986 (Sørensen 1995).

Trusselfaktorer. Endret arealbruk i landbruket er trolig årsaken til at rasen har gått tilbake. På Lista er dette forårsaket av drenering og oppdyrking av myr- og sumpområder, samt redusert beitetrykk med påfølgende gjengroing av myrer (Paulsen 1994). Det er observert at tidlig siloslått kan ødelegge reiret (Paulsen 1993 b). Av 31 reir i Rogaland ble 42 % ødelagt av siloslått (Paulsen 1993 b). Når man tar i betraktning bestandsutviklingen til *flavissima* i dens utbredelsesområde og den norske bestandens beskjedne størrelse, er det sannsynlig at rasen vil utgå i Norge.

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Det bør iverksettes overvåking av bestandene til både *flavissima* og *flava* i Norge. De siste leveområdene for engelsk gulerle bør vernes. Tidlig siloslått og redusert beitetrykk må unngås. Leveområdene bør dessuten sikres mot dramatiske inngrep som drenering og oppdyrking.

HORTULAN

Emberiza hortulana



Direkte truet (E)

Global utbredelse. Hortulanen har en vestlig palearktisk utbredelse. Den finnes fra det nordlige Middelhavsområdet og nordover til områdene ved polarsirkelen i Fennoskandia. Den går østover gjennom Sentral-Europa og Russland til Mongolia og Iran (Cramp & Perrins 1994).

Norsk utbredelse. De siste 10 åra er det bare i Oppland, Hedmark og Akershus at arten har hatt fast tilhold (Gaarder 1995). I Oppland ble den i 1994 registrert på noen få steder i Sør-Fron i Gudbrandsdalen og på Gran i Hadeland (Gaarder 1995). I Hedmark finnes den på brannfeltet ved Elverum, på østsida av Mjøsa og i Sør-Odal. I nordlige og østlige deler av Akershus har den i lengre tid hatt tilhold, og den finnes også i Ulensaker og Nes (Gaarder 1995). I nyere tid er det gjort hekkefunn i Telemark (Gjershaug m. fl. 1994) og Nordland (Bjørn Berg pers. medd.).

Bestandsstørrelse og utvikling. I Europa er bestanden grovt anslått til 1,5-11 mill. par (Tucker & Heath 1994). De mest livskraftige bestandene finnes i Sverige, Finland, Spania, Polen, Russland og Tyrkia (Tucker & Heath 1994). I Sverige og Finland har arten stabile bestander, mens den over store deler av sitt øvrige utbredelsesområde har gått sterkt tilbake (Tucker & Heath 1994). I Norge er den borte som hekkefugl fra Nordland, Trøndelag, Buskerud, Vestfold og på Sørlandet; områder hvor den flekkvis hadde regelmessig tilhold (Haforn 1971, Gjershaug m. fl. 1994). I det nåværende norske utbredelsesområdet er en sterk tilbakegang dokumentert; bestanden i Oppland er redusert med 90-95 % bare i perioden 1985-1994 (Gaarder 1995). Den er sannsynligvis borte fra tidligere gode områder som Østre Toten, Lillehammer og Nord-Fron i Oppland, Ringsaker og Stange i Hedmark og

Øvre Eiker i Buskerud. I perioden 1984-1993 har bestanden ved Elverum vært stabil på 70-100 re- vir (Berg 1994). Den norske bestanden er estimert til 75-150 par (Gaarder 1995).

Økologi. Arten foretrekker et åpent kulturlandskap med spredte trær, hekker og et variert innslag av korn og rotvekster (Kutzenberger 1994). Åpne og tørre, soleksponerte flater etter hogst og skogbranner kan også benyttes (Fremming 1984, Koskimies 1989, Berg 1994). I Akershus bruker den torvmyrer som fremdeles er i drift gjennom torvuttak i stor skala (Gaarder 1995).

Internasjonal status. Arten betraktes som sårbar i Europa (Tucker & Heath 1994). Den omfattes av Bernkonvensjonens liste III og liste I i EUs fugledirektiv.

Trusselfaktorer. Endret arealbruk i landbruket; gjennom monokulturer, bruk av sprøytemidler og fjerning av hekker er den største trusselen i Europa (Kutzenberger 1994). Gjengroing av slåtteenger og beitemarker har sammen med sprøytemidler og reduksjon av kantsoner ført til nedgangen i Oppland (Gaarder 1995). Ca. 50 000 ind. fanges årlig i Frankrike under trekket (Kutzenberger 1994). Det er to gjenfunn av norske fugler i utlandet, begge fra Landes i SV-Frankrike (Berg 1995).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. For at arten skal kunne overleve i Norge er det nødvendig å beholde og gjenskape slåtteenger, beitemarker og ugrasrike åkre, samt å øke innslaget av kantsoner med busker og trær (Gaarder 1995). Fangsten i Frankrike bør stoppes, noe som burde være mulig gjennom EUs fugledirektiv (Kutzenberger 1994).

Miliaria calandra

Global utbredelse. Arten finnes over hele Europa sør for 60 °N, og øst via Tyrkia og Russland til Iran, Afghanistan og det vestlige Kina. Den finnes også i det nordvestlige Afrika (Cramp & Perrins 1994).

Norsk utbredelse. Arten fantes tidligere i kulturlandskapet på Lista og Jæren (Haftorn 1971). Forekomsten på Jæren ble oppdaget i 1867, og her hekket arten ved en håndfull gårdsbruk fram til starten av dette århundret. Siste hekkefunn på Jæren ble gjort ved Orre kirke i 1928, og ett par hekket sannsynligvis ved Orrevatnet i 1939 (Haftorn 1971). På Borhaug på Lista ble en liten koloni oppdaget av Robert Collett i 1877. Det er siden ikke konstatert hekking på Lista (Haftorn 1971), men i 1971 og 1977 ble den sett der under forhold som indikerte hekking (Olsen 1984). Etter 1940 foreligger det 22 funn av arten i Norge t.o.m. 1990 (Gustad 1994).

Bestandsstørrelse og utvikling. Bestanden i Europa er estimert til å være 3,6-19 mill. par (Tucker & Heath 1994). Spania og Tyrkia har to tredeler av den europeiske bestanden, mens Portugal, Frankrike, Italia, Hellas og Bulgaria også har store bestander. Disse landene har 90 % av den europeiske bestanden (Tucker & Heath 1994). Arten har en varierende bestandsutvikling i Europa. I Spania hadde arten en positiv trend i perioden 1970-1990. Bestandene i Portugal, Frankrike og Bulgaria var stabile i samme periode. Over resten av Europa har arten gått tilbake helt siden starten av dette århundret. I Sverige er arten i ferd med å dø ut, 1991 var et markant bunnår med kun 15 individer igjen i Skåne (Ahlén & Tjernberg 1992).

Økologi. Arten holder til i åpent landskap som kulturmark, gjerne med tilgang på sangposter som gjerder og busker (Tucker & Heath 1994). Arten er hovedsakelig en frøeter, men tar også insekter sommerstid. Hannen er polygam og kan ha inntil syv hunner (Haftorn 1971). Bestandsvurderinger på grunnlag av syngende hanner er derfor usikre (Ahlén & Tjernberg 1992). Arten foretrekker stubbåkre vinterstid, det er derfor en fordel for arten med vårsåing og høstavlinger (Donald & Evans 1994). Arten er standfugl, og fuglene holder sammen i flokker vinterstid (Haftorn 1971).

Internasjonal status. Arten anses som sikker i Europa (Tucker & Heath 1994), og står på Bernkonvensjonens liste III. Den er listet som direkte truet i Sverige (Ahlén & Tjernberg 1992) og som hensynskrevende i Danmark (Asbirk & Søgaard 1991).

Trusselfaktorer. Moderne driftsformer i jordbruket med fjerning av ugras, åkerholmer og hekker angis som en negativ faktor (Ahlén & Tjernberg 1992), men dette forklarer ikke nedgangen i England. Der er det sannsynligvis redusert nærings-tilgang om vinteren som en følge av høstsåing, økt bruk av pesticider og moderne innhøsting og lagring av korn som forklarer tilbakegangen (Donald & Evans 1995, Donald & Forrest 1995). Små, isolerte bestander (som i Skåne) kan forsvinne etter kalde, snørike vintre (Ahlén & Tjernberg 1992).

Forvaltningstiltak. Totalfredet. Begrenset bruk av sprøytemidler mot insekter, og tilgang på stubbåkre om vinteren, er viktige tiltak for å ta vare på arten. Jordbruksarealer der arten holder til bør ikke drives for intensivt (Ahlén & Tjernberg 1992).

9. REFERANSER

- Aebischer, N.J. & Potts, G.R. 1994 a. Partridge. S. 220-221 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series no. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Aebischer, N.J. & Potts, G.R. 1994 b. Quail. S. 222-223 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series no. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Ahlén, I. 1977. *Faunavård. Om bevarande av hotade djurarter i Sverige*. Liber Förlag/Allmänna Förlaget.
- Ahlén, I. & Tjernberg, M. 1992. *Artfakta. Sveriges hotade och sällsynta ryggradsdjur 1992*. Databanken för hotade arter, Uppsala. 346 s.
- Andersen, G.S. 1994. LRSK-rapport for Oslo og Akershus 1993. *Toppdykkern* 17:103-116.
- Anker-Nilssen, T. 1987. The breeding performance of Puffins *Fratercula arctica* on Røst, northern Norway in 1979-1985. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 10: 21-38.
- Anker-Nilssen, T. 1994. Lunde *Fratercula arctica*. S. 258 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Anker-Nilssen, T. & Øyan, H.S. 1995. Hekkebiologiske langtidsstudier av lunder på Røst. *NINA Fagrapport* 15: 1-48.
- Anonym 1987. Siste nytt. *Rallus* 17: 63-65.
- AOU (American Ornithologists Union) 1985. Thirty-fifth supplement to the AOU Checklist of North American Birds. *Auk* 102: 680-686.
- Aronsson, Å. 1995. Nattskärrans *Caprimulgus europaeus* antalsförändring under tjugoett år i Ale och Vättle fjäll nordöst om Göteborg. *Ornis Svecica* 5: 161-164.
- Arvidsson, B. 1987. Sångsvanens *Cygnus cygnus* utbredning och populationsstorlek i Sverige. *Vår Fågelvärld* 46: 248-255.
- Asbirk, S., Brøgger Jensen, S. & Falk, K. 1989. Status for ynglebestandene af nogle fåtallige hede- og kystfuglearter. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 83: 103-104.
- Asbirk, S. & Søgaard, S. 1991. *Rødliste 90. Særligt beskyttelseskrævende planter og dyr i Danmark*. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen. 222 s.
- Bangjord, G. 1986. Myrhauken i Trøndelag. *Trøndersk Natur* 13: 44-49.
- Bangjord, G. 1991. *Viltet i Orkdal kommune*. Naturundersøkelser A/S. 76 s.
- Bangjord, G. 1994. Fjellmyrløper *Limicola falcinellus*. S. 188 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Bangjord, G. & Ekker, Aa.T. 1992. *Utkast til verneplan for sjøfugl i Sør-Trøndelag fylke*. Fylkesmannen i Sør-Trøndelag. Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 5-1992.
- Barrett, R. 1994 a. Lomvi *Uria aalge*. S. 250 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Barrett, R. 1994 b. Polarlomvi *Uria lomvia*. S. 252 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Barth, E.K. 1968. The circumpolar systematics of *Larus argentatus* and *Larus fuscus* with special reference to the Norwegian populations. *Nytt. Mag. Zool., Suppl.* 1: 1-50.
- Batten, L.A., Bibby, C.J., Clement, P., Elliott, G.D. & Porter, R.F. 1990. *Red Data Birds in Britain*. The Nature Conservancy Council and the Royal Society for the Protection of Birds. 349 s.
- Bekken, J. 1994 a. Lerkefalk *Falco subbuteo*. S. 132 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Bekken, J. 1994 b. Vende-hals *Jynx torquilla*. 296 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Bekken, J. 1994 c. Dvergspett *Dendrocopos minor*. S. 308 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Bengtson, R. & Steel, C. 1994. Vannrikse *Rallus aquaticus*. S. 154 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Berg, T. 1994. Hortulan på et brannfelt i Elverum 1982-1993. *Vår Fuglefauna* 17: 14-18.
- Berg, T. 1995. Hortulan gjenfunnet (og spist?) i Frankrike! *Kornkråka* 25: 85-87.
- Berglund, O. & Tisell, J. 1992. Prosjekt Berglärka. *Vår Fågelvärld* 51: 32-33.
- Bergo, G. 1984 a. Population size, spacing and age structure of Golden Eagle *Aquila chrysaetos* (L.) in Hordaland, West Norway. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 7: 106-108.
- Bergo, G. 1984 b. Habitat and nest-site features of Golden Eagle *Aquila chrysaetos* (L.) in Hordaland, West Norway. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 7: 109-113.
- Bergo, G. 1986. Ørn, småfehold og tamreindrift. En utredning om ørn som skadegjører på småfe og tamrein. *Økoforsk Utredning* 1986: 5.
- Bergo, G. 1992. *Bestandsstørrelse, reirhabitat og reproduksjonsbiologi hjå hønsehauk*. Fylkesmannen i Hordaland, miljøvernavdelinga. Rapport nr. 5/92.

- Bergo, G. 1994. Hønsheauk *Accipiter gentilis*. S. 116 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Bevanger, K. & Ree, V. 1994. Fugler og pattedyr. S. 74-120 i: Tømmerås, B.Å. (red.): Introduksjoner av fremmede organismer til Norge. *NINA Utredning* 62.
- Bevanger, K. & Thingstad, P.G. 1988. Forholdet fuglkonstruksjoner for overføring av elektrisk energi. En oversikt over kunnskapsnivået. *Økoforsk Utredning* 1988:1
- Bevanger, K. & Thingstad, P.G. 1990. Decrease in some Central Norwegian populations of the northern subspecies of the Lesser Black-backed gull (*Larus fuscus fuscus*) and its possible causes. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 13: 19-32.
- Bilet, M., Hagen, T. & Stokke, P.K. 1990. Rovfuglbeslaget i Sør-Odal. *Vår Fuglefauna* 13: 198-199.
- Bollingmo, T. 1991. Stjertand. S. 48 i: Hogstad, O. (red.): *Norges Dyr. Fuglene I*. Cappelen forlag, Oslo.
- Bosy, R.G. & Clarke, A.W. 1993. Sjeldne fugler i Norge 1991. *Vår Fuglefauna* 16: 205-225.
- Brattfjord, O.A. & Jåbekk, R. 1992. Nå hekker fiskeørna! *Piplerka* 22: 142-147.
- Brun, E. 1965. Polarlomvien, *Uria lomvia* (L.) som rugefugl i Norge. *Sterna* 6: 229-250.
- Bye, F.N. & Sandvik, J. 1995. Tranebestandens utvikling og status i Norge. *NOF Rapportserie* nr. 1-1995.
- Byrkjedal, I. 1977. Tetthet av hekkende fugler i lynghiebiotop på Høg-Jæren. *Sterna* 16: 211-216.
- Byrkjedal, I. 1985. Time budget and parental labour division in breeding Black-tailed Godwits *Limosa l. limosa*. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 8: 24-34.
- Byrkjeland, S. 1992. Store rovfuglbeslag i Tyskland. *Vår Fuglefauna* 15: 196-201.
- Byrkjeland, S. 1993 a. Uryddig forvaltningssaks om haukefangst og fallvilt. *Vår Fuglefauna* 16: 68-73.
- Byrkjeland, S. 1993 b. Eggsamlende politimann dømt i Sarpsborg byrett. *Vår Fuglefauna* 16: 74-75.
- Bækken, B.T. 1992. Sangsvane — ny hekkefugl i Hedmark. *Kornkråka* 22: 33.
- Bækken, B.T. & Bjørkli, T. 1990. Hekkefunn av lappugle i østre Hedmark 1989. *Vår Fuglefauna* 13: 90-91.
- Carlsson, O., Paulsen, B.E., Efteland, S., Roalkvam, R., Hauge, K.-O. & Storstein, B. 1988. *Fugleatlas for Rogaland*. Falco suppl. 2. 405 s.
- Cederløv, A.C. 1969. Reir av svarthalespove på Jæren. *Sterna* 8: 337-338.
- Christensen, H. & Eldøy, S. 1988. Truede virveldyr i Norge. *DN-Rapport* nr. 2-1988.
- Clark, N.A. 1994. Dunlin. S. 262-263 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International. BirdLife Conservation Series no. 3. Cambridge, U.K.
- Collar, N.J., Crosby, M.J. & Stattersfield, A.J. 1994. *Birds to watch 2. The World List of Threatened Birds*. BirdLife Conservation Series No. 4. BirdLife International, Cambridge, U.K. 407 s.
- Collett, R. 1921. *Norges Fugle*. Bind 1-3. H. Aschehoug & Co., Kristiania.
- Cramp, S. (red.) 1985: *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. IV. Oxford University Press, Oxford. 960 s.
- Cramp, S. (red.) 1988: *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. V. Oxford University Press, Oxford. 1063 s.
- Cramp, S. & Perrins, C.M. (red.) 1994. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol IX. Oxford University Press, Oxford. 488 s.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (red.) 1977. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol I. Oxford University Press, Oxford. 722 s.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (red.) 1980. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. II. Oxford University Press, Oxford. 695 s.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (red.) 1983. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. III. Oxford University Press, Oxford. 913 s.
- Crick, H.Q.P. 1992. A bird-habitat coding system for use in Britain and Ireland incorporating aspects of land-management and human activity. *Bird Study* 39: 1-12.
- Dagsland, M. 1994. Rogalandsrapporten 1993. *Falco* 23: 180-218.
- Dagsland, M. 1996. Rogalandsrapporten og LRSK-saker 1994. *Falco* 25: 11-51.
- Danielsen, I. 1996. *Handlingsplan for truede og sårbare viltarter i Hordaland — med rødliste*. Fylkesmannen i Hordaland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 2-1996. 74 s.
- Direktoratet for Naturforvaltning 1995. Strategi for overvåking av biologisk mangfold. *DN-Rapport* 1995-7.
- Direktoratet for Naturforvaltning 1996. Handlingsplan for gjess. *DN-Rapport* 1996-2.
- Donald, P.F. & Evans, A.D. 1994. Habitat selection by Corn Buntings in winter. *Bird Study* 41: 199-210.
- Donald, P.F. & Evans, A.D. 1995. Habitat selection and population size of Corn Buntings *Miliaria calandra* breeding in Britain in 1993. *Bird Study* 42: 190-204.
- Donald, P.F. & Forrest, C. 1995. The effects of agricultural change on population size of Corn Buntings *Miliaria calandra* on individual farms. *Bird Study* 42: 205-215.
- Dunker, H. 1974. Observasjoner av populasjonstetthet hos storlom, *Gavia arctica* L. i Rogen-området, østre Femundsmarka, i 1967 og 1971. *Fauna* 27: 11-16.
- Eldøy, S. 1994. Åkerrikse *Crex crex*. S. 158 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Elveland, J. & Tjernberg, M. 1984. Vegetationsförhållande på några spelplatser för dobbeltbeckasin (*Gallinago media*) i västra Härjedalen och södra Lappland. *Memoranda soc. Fauna Flora Fennica* 60: 125-140.
- Engebretsen, S. 1990. Hekkebestanden av teist i Ytre Oslofjord i 1988. *Natur i Østfold* 9: 11-12.

- Eriksson, M.O.G. 1994 a. Red-throated Diver. S. 56-57 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Eriksson, M.O.G. 1994 b. Black-throated Diver. S. 58-59 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Eriksson, M.O.G., Ahlgren, C.-G., Fallberg, R., Karlsson, G. & Kongbäck, H. 1995. Storlommens häckningsframgång i sydvästra Sverige 1982-1992. *Ornis Svecica* 5: 1-14.
- Eriksson, M.O.G., Blomquist, D., Hake, M. & Johansson, O. 1990. Parental feeding in the Red-throated Diver *Gavia stellata*. *Ibis* 132: 1-13.
- Eriksson, M.O.G., Johansson, I. & Ahlgren, C.-G. 1992. Levels of mercury in eggs of Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *Gavia arctica* in South-west Sweden. *Ornis Svecica* 2: 29-36.
- Esteban, M.D. 1994. Crested Lark. S. 360-361 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Etheridge, B. 1994. Hen Harrier. S. 162-163 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Evans, I.M. & Pienkowski, M.W. 1991. World status of the Red Kite — A background to the experimental reintroduction to England and Scotland. *British Birds* 84: 171-187.
- Fagerli, M., Meyer, K.A. & Asphjell, J.Å. 1987. Avifaunistisk rapport fra Nordland 1979-1983. *Vår Fuglefauna* 10: 165-174.
- Fenech, N. 1992. *Fatal flight. The maltese obsession with killing birds*. Quiller Press Limited, London. 174 s.
- Fiske, P. 1994. Myrsnipe *Calidris alpina*. S. 186 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Fjeldså, J. 1972. Endringer i sangsvanens, *Cygnus cygnus*, utbredelse på den skandinaviske halvøy i nyere tid. *Sterna* 11: 145-163.
- Fløseth, L. 1995. Prosjekt lerkéfalk i Østfold 1995. *Natur i Østfold* 14: 105-108.
- Folkestad, A.O. 1980. Bestandsstorleik og bestandsendringer hos måsar *Larus* i Møre og Romsdal *Viltrapport* 10: 75-83.
- Folkestad, A.O. 1982. The effect of mink predation on some seabird species. *Viltrapport* 21: 42-49.
- Folkestad, A.O. 1987. Kan det framleis finnast bergduer i Norge? *Vår Fuglefauna* 10: 220-221.
- Folkestad, A.O. 1989. Rugekasser for teist. *Ringmerkaren* 2: 134-135.
- Folkestad, A.O. 1994 a. Smålom *Gavia stellata*. S. 30 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Folkestad, A.O. 1994 b. Storlom *Gavia arctica*. S. 32 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Folkestad, A.O. 1994 c. Havørn *Haliaeetus albicilla*. S. 110 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Folkestad, A.O. 1994 d. Teist *Cephus grylle*. S. 256 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Follestad, A. 1994 a. Sædgås *Anser fabalis*. S. 58 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Follestad, A. 1994 b. Betydningen av et myteområde for sædgås i Nord-Trøndelag. *NINA Oppdragsmelding* 268: 1-31.
- Follestad, A. & Runde, O.J. 1995. Sjøfugl og fiskeresskaper: gjenfunn av ringmerkede fugler. *NINA Oppdragsmelding* 350: 1-26.
- Follestad, A. & Strann, K.-B. 1991. Sjøfugl og fiskegarn. Problemets omfang og karakter i Norge. *NINA Oppdragsmelding* 78: 1-14.
- Folvik, A. 1995. Øksnevadtjern på Jæren — pilotforsøk med restaurering av våtmark. *Vår Fuglefauna* 18: 139-145.
- Folvik, A. & Øien, I.J. 1995. Åkerriksa i Norge. *NOF Rapportserie* nr. 2-1995.
- Foyn, B.E. & Blestad, O.P. 1989. Lappuglehekking i Trysil. *Kornkråka* 19: 135-140.
- van Franeker, J.A., Camphuijsen, K. & Mehlum, F. 1986. Status over Jan Mayens fugler. *Vår Fuglefauna* 9: 145-158.
- Frantzen, B. 1985. Forekomsten av stellerand *Polysticta stelleri* i Finnmark i perioden 1970 til 1984. *Vår Fuglefauna* 8: 15-18.
- Frantzen, B. 1994 a. Sangsvane *Cygnus cygnus*. S. 56 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Frantzen, B. 1994 b. Steller's Eider. S. 134-135 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Frantzen, B. 1994 c. Lappfiskand *Mergus albellus*. S. 102 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Frantzen, B., Dransfeld, H. & Hunsdal, O. 1991. *Fugleatlas for Finnmark*. Fylkesmannen i Finnmark og NOF avd. Finnmark. 226 s.
- Frantzen, B. & Henriksen, G. 1992. Stelleranda i Finnmark 1985-1992. *Fauna* 45: 100-107.

- Fremming, O.R. 1980. Kongeørn i Norge. *Viltrapport* 12: 1-63.
- Fremming, O.R. 1984. Hortulan *Emberiza hortulana*, svartrødstjert *Phoenicurus ochruros* og topplerke *Galerida cristata* i Norge. *Vår Fuglefauna* 7: 197-204.
- Fremming, O.R. 1986. Bestandsnedgang av hubro (*Bubo bubo*) i Øst-Norge 1920-1980. *Viltrapport* 40: 1-45.
- Fremming, O.R. 1988. Fiskeørn — bestand, økologi og forvaltning. *Økoforsk utredning* 1988: 20.
- Frengen, O. 1982. Det skytes fremdeles fredete rovfugler. *Trøndersk Natur* 9: 64-66.
- Gaarder, G. 1995. Hortulanen i Oppland i 1994. *Hujon* 21: 197-212.
- Game Conservancy 1992. *Wild partridge management*. Game Cons. Ltd., Fordingsbridge, U.K.
- Gardarsson, A. & Skarphéðinsson, K.H. 1984. A census of the Icelandic Whooper Swan population. *Wildfowl* 35: 37-47.
- Gjellan, A. & Ekker, Aa.T. 1972. Fuglefaunaen på Tarva, Sør-Trøndelag. *Sterna* 11: 21-45.
- Gjershaug, J.O. 1981. *Hekkeøkologi hos kongeørn i Møre og Romsdal*. Hovedfagsoppgave, Universitetet i Trondheim.
- Gjershaug, J.O. 1991. Rovfugler. S. 185-191 i: Hogstad, O. (red.): *Norges Dyr, Fuglene 1*. Cappelen, Oslo.
- Gjershaug, J.O. 1994 a. Myrhauk *Circus cyaneus*. S. 114 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Gjershaug, J.O. 1994 b. Kongeørn *Aquila chrysaetos*. S. 124 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.) 1994: *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu. 551 s.
- Glutz von Blotzheim, U.N. & Bauer, K.M. 1980. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 9*. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Glutz von Blotzheim, U.N., Bauer, K.M. & Bezzel, E. 1973. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5. Galliformes und Gruiformes*. Aula Verlag, Wiesbaden.
- Granli, J. & Stenbro, J. 1990. Ugla som dro sørover. *Villmarksliv* 18: 27.
- Green, R. 1994. Nightjar. S. 334-335 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Groombridge, B. (red.) 1993. *1994 IUCN Red List of threatened animals*. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge, U.K. Ivi + 286 s.
- Gustad, J.R. 1992. Fugler i Norge 1991. Rapport fra Norsk faunakomite for fugl (NFKF). *Vår Fuglefauna* 15: 209-226.
- Gustad, J.R. 1993. Fugler i Norge 1992. Rapport fra Norsk faunakomite for fugl (NFKF). *Vår Fuglefauna* 16: 227-248.
- Gustad, J.R. 1994. Sjeldne fugler i Norge i 1992. Rapport fra Norsk sjeldenhetskomité for fugl (NSKF) *Vår Fuglefauna* 17: 259-278.
- Gustad, J.R., Gylseth, P.H. & Mjøs, A.T. 1994. Fugler i Norge 1993. Rapport fra Norsk Faunakomite for fugl (NFKF). *Vår Fuglefauna* 17: 279-298.
- Gylseth, J. 1985. Fugler i Møre og Romsdal: Hubro. *Rallus* 15: 36-39.
- Götmark, F., Neergaard, R. & Åhlund, M. 1989. Nesting ecology and management of the Arctic Loon in Sweden. *Journal of Wildlife Management* 53: 1025-1031.
- Götmark, F., Neergaard, R. & Åhlund, M. 1990. Predation of artificial and real Arctic Loon nests in Sweden. *Journal of Wildlife Management* 54: 429-432.
- Haapanen, A. 1987. The Whooper Swan population in Finland. *Lintumies* 22: 146-150. (På finsk med engelsk sammendrag).
- Haftorn, S. 1971. *Norges fugler*. Universitetsforlaget, Oslo. 862 s.
- Haga, A. 1980. Forvaltning av storlom og fiskeørn som hekkefugl i næringsfattige innsjøer. *Fauna* 33: 10-17.
- Haga, A. 1981. Fiskeørn sørøst i Østfold; reirplassering, bestandsutvikling, ferdselstoleranse og forvaltning. *Fauna* 34: 101-109.
- Hagen, T.K. 1994. Topplerke *Galerida cristata*. S. 312 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Hagen, T.K., Rønning, F. & Tøråsen, A. 1994. Lerkfalken i Hedmark 1991-1993. *Vår Fuglefauna* 17: 19-22.
- Hagen, Y. 1952. *Rovfuglene og viltpleien*. Gyldendal, Oslo. 622 s.
- Haldås, S. 1985. Hekkende sangsvaner *Cygnus cygnus* i Trøndelag 1984. *Fauna* 38: 60-62.
- Hansen, G. 1994. Vepsevåk *Pernis apivorus*. S. 108 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Hansen, R.E. 1994. Erfaringer med kunstig reir for jaktfalk. *Vår Fuglefauna* 16: 4-5.
- Hanssen, O.J. 1984. Bestandsstatus, bestandsutvikling og habitatvalg hos trelerke *Lullula arborea* i Norge. *Vår Fuglefauna* 7: 188-196.
- Harris, M. 1994. Puffin S. 308-309 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Harveland, A. 1974. Molandsvannet 1964-74. *Larus marinus* 3: 6-13.
- Hauge, K.-O. 1990. Landsomfattende svanetelling vinteren 1987/88, sangsvane *Cygnus cygnus*, knoppsvane *C. olor* og dvergsvane *C. columbianus*. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 13: 65-73.
- Heath, M.F. 1994. Woodlark. S. 364-365 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.

- Henriksen, G. 1989. *Gjess i Finnmark—en statusrapport*. Fylkesmannen i Finnmark. Miljøvernveddelingen. Rapport nr. 33. 39 s. + vedlegg.
- Henriksen, G. & Lund, E. 1994. Migration times, local movements, biometric parameters and the size and composition of the population of Steller's Eider *Polysticta stelleri* in Varangerfjord in Finnmark, North-ern Norway. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 17: 95-106.
- Herredsvela, H. 1984. Blyforgiftning påvist hos sangsvane *Cygnus cygnus* og knoppsvane *Cygnus olor* i Sør-Rogaland 1984. *Vår Fuglefauna* 7: 149-153.
- Hickey, J.J. (red.) 1969. *Peregrine Falcon populations: Their biology and decline*. University of Wisconsin Press, Madison and London. 596 s.
- Hildén, O. 1987. The Shore Lark vanishing from Finland. *Lintumies* 22: 51-59. (På finsk med engelsk sammendrag).
- Holgerson, H. & Willgoos, J.F. 1956. First breeding of the Black-tailed Godwit, *Limosa limosa* (L.) in Norway. *Astarte* 13: 1-8.
- del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (red.) 1992: *Handbook of the Birds of the World*. Vol I. Lynx editions, Barcelona. 696 s.
- del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (red.) 1994: *Handbook of the Birds of the World*. Vol. II. Lynx editions, Barcelona. 638 s.
- Høitomt, G. 1992. Fiskeørn — en truet art i Oppland. *Hujon* 18: 302-313.
- Høitomt, G. 1993. Hubroen i Oppland. Observasjoner i 1992 og noen oppsummeringer. *Hujon* 19: 149-155.
- Höjer, J. 1995. *Hotade djur och växter i Norden*. Tema Nord 1995: 520. Nordiska Ministerrådet, København. 142 s.
- Hågvar, S. 1995. Hvorfor bevare artsmangfoldet ? En argumentsamling. *Biolog* 13: 10.
- Håland, A. 1985. Klippedue *Columba l. livia* på Bergenskysten ? *Vår Fuglefauna* 8: 38.
- Håland, A. 1987. Prosjekt hvitryggspett—en presentasjon. *Vår Fuglefauna* 10: 200-202.
- Håland, A. & Toft, G.O. 1983. Hvitryggspettens forekomst og habitatvalg på Vestlandet. *Vår Fuglefauna* 6: 3-14.
- IUCN 1988. *1988 IUCN Red List of threatened animals*. IUCN, Cambridge.
- Jacobsen, O.W. 1985. Klippedue *Columba l. livia* observert på Bømlø ? *Vår Fuglefauna* 8: 147.
- Jacobsen, O.W. & Ugelvik, M. 1994. Stjertand *Anas acuta*. S. 80 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Jensen, T. 1996. Fiskeørnprosjektet i NOF avd. Buskerud. *Buskskvetten* 19: 17-18.
- Johnsen, R. & Rolstad, J. 1979. Lappugla *Strix nebulosa* i Øst-Finnmark. *Vår Fuglefauna* 2: 150-157.
- Juul-Hansen, I.B. 1986. *Hønsehaukens (Accipiter gentilis) reirbiotop sett i forhold til moderne skogsdrift og andre forstyrrelseskilder*. Institutt for Naturforvaltning. ÅS-NLH 1986. 59 s.
- Jönsson, P.E. 1993. Prosjekt Svartbent strandpipare — årsrapport 1992. *Anser* 32: 29-34.
- Jönsson, P.E. 1994. Kentish Plover. S. 252-253 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Jönsson, P.E. & Rosenlund, N. 1990. Minken — ett alvorligt hot mot tobisgrisslan på Hallands Väderö. *Anser* 29: 278-281.
- Kertell, K. 1991. Disappearance of the Steller's Eider from the Yukon-Kuskokwim Delta, Alaska. *Arctic* 44: 177-184.
- Kjellén, N. 1995. Prosjekt Glada — Årsrapport 1994. *Anser* 34: 11-16.
- Kjellén, N. 1996. Brun kärnhök. En framgångsrik art enligt riksinventeringen 1995. *Vår Fågelvärld* 55 (4): 6-15.
- Knoff, C. 1994. Bygging av kunstige fiskeørnreir. *Kornkråka* 24: 98-100.
- Koskimies, P. 1989. *Distribution and numbers of Finnish Breeding Birds*. Appendix to Suomen lintuatlas. SLY:n Lintutieto Oy, Helsinki, 76 s.
- Koskimies, P. 1992. Population sizes and recent trends of breeding birds in the Nordic countries. *Bird Census News* 5: 41-79.
- Koskimies, P. 1993. Scarce breeders, transient migrants and threatened birds in Finland in 1991. *Linnut* 28: 28-31. (På finsk med engelsk sammendrag).
- Koskimies, P. 1994. Broad-billed Sandpiper. S. 264-265 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Kutzenberger, H. 1994. Ortolan Bunting S. 432-433 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Kålås, J.A. & Byrkjedal, I. 1981. Vadefuglenes hekkestatus i Norge med Svalbard. *Proc. Second Nordic Ornith. Congr.* 1979: 57-74.
- Kålås, J.A., Fiske, P. & Sæther, S.A. *in prep.* *Dobbeltbekkasin (Gallinago media); sammenhenger mellom adferd, habitatvalg og forekomster for en truet fugleart*. Manuskript. 14 s.
- Lack, P. 1986. *The atlas of wintering birds in Britain and Ireland*. British Trust for Ornithology & The Irish Wildbird Conservancy. 447 s.
- Larsen, B.H. 1992. Hekkebestand og ungeproduksjon hos dverglo i søndre del av Oppland i 1991. *Hujon* 18: 176-177.
- Larsen, R. & Viker, M. 1984. Prosjekt skogdue i Østfold. *Natur i Østfold* 3: 79-87.
- Lid, G. 1981. Reproduction of the Puffin on Røst in the Lofoten Islands in 1964-1980. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus*. 4: 30-39.
- Lifjeld, J.T. 1996. Redusert genetisk variasjon hos norske vandrefalker. *Vandrefalken* nr. 3: 31-33.
- Lincer, J. L. 1975. DDE-induced eggshell-thinning in the American Kestrel : A comparison of the field

- situation on the laboratory results. *Journal of Applied Ecology* 12: 781-793.
- Lindberg, P. 1985. Population status, pesticide impact and conservation efforts for the Peregrine (*Falco peregrinus*) in Sweden, with some comparative data from Norway and Finland. S. 343-351 i: Newton, I. & Chancellor, R.D. (red.): *Conservation studies on raptors*. ICBP Technical publication no. 5, 1985. ICBP, London.
- Lindberg, P. 1994. Snowy Owl. S. 328-329 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Lindberg, P. & Odsjö, T. 1983. Mercury levels in feathers of Peregrine falcon *Falco peregrinus* compared with total mercury content in some of its prey species in Sweden. *Environmental Pollution, Series B*. 5: 297-318.
- Lindgaard, A. 1995. Verneplan sjøfuglbestandsvurderinger. Internt notat, Fylkesmannen i Sør-Trøndelag. Miljøvernavdelingen.
- Lislevand, T. 1994. Hekkebestanden av storlom *Gavia arctica* i Aust-Agder. *Larus marinus* 23: 17-30.
- Lislevand, T. 1995 a. Prosjekt lom i Aust-Agder 1991-1994. Smålom i hekketiden, trekkende lom og nye storlomobservasjoner. *Larus marinus* 24: 73-77.
- Lislevand, T. 1995 b. Bestandsvurderingene i Norsk Fugleatlas: på tide med en revidering. *Vår Fuglefauna* 18: 236-237.
- Lislevand, T. *in press*. Sjeldne fugler i Aust-Agder. LRSK-rapport nr. 4. *Larus marinus* 25: xxx-xxx
- Lorentsen, S.-H. 1989. Bestands-, reproduksjons- og miljøgiftovervåkning av alkefugl i Norden. *NINA Utredning* 4: 1-28.
- Lorentsen, S.-H. 1994. Dverggås *Anser erythropus*. S. 60 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Lorentsen, S.-H. 1995. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for hekkende sjøfugl. Resultater fra 1995. *NINA Oppdragsmelding* 374: 1-67.
- Lorentsen, S.-H. & Bangjord, G. 1984. *Fuglelivet i Frøya kommune*. Norsk Ornitologisk Forening. 70 s.
- Lorentsen, S.-H. & Larsen, B.H. 1988. *Opptelling av hekkende ærfugl og teiste på Tarva, Været, Tristein og Melstein i Bjugn kommune og Froan i Frøya kommune, Sør-Trøndelag mai 1988*. Feltrapport DN, Viltforskningen, 16 s.
- Lorentsen, S.-H. & Spjøtvoll, Ø. 1990. Notes on the food choice of breeding Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus*. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 13: 87-88.
- Lunde, Ø. 1985. *Næringsøkologi hos kongeørn Aquila chrysaetos (L.) i Nord-Østerdalen, Sør-Norge*. Hovedfagsoppgave, Universitetet i Oslo. 96 s.
- Løfaldli, L. 1994. Dobbeltbekkasin *Gallinago media*. S. 196 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Løfaldli, L., Höglund, J., Kålås, J.A. & Fiske, P. 1989. Dobbeltbekkasinens tilbakegang i Skandinavia — et historisk tilbakeblikk. *Vår Fuglefauna* 12: 39-43.
- Madsen, J. 1991. Status and trends of Goose populations in the Western Palearctic in the 1980's. *Ardea* 79: 113-122.
- Madsen, J. 1995. International action plan for the Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus*). Convention for the conservation of european wildlife and natural habitats. *Seminar for the presentation of Action Plans for European Globally Threatened Birds*. Strasbourg, 19.-21. June 1995. Draft, 21 s.
- Malling Olsen, K. 1992. *Danmarks Fugle*. Dansk Ornitologisk Forening, 216 s.
- Marchant, J.H., Hudson, R., Carter, S.P. & Whittington, P. 1990. *Population trends in British breeding birds*. BTO, Tring. 300 s.
- Mikkola, H. 1994. Eagle Owl. S. 326-327 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Miljøverndepartementet 1992-1993. FN-konferansen om miljø og utvikling i Rio de Janeiro. *Stortingsmelding* nr. 13.
- Miller, D.S., Kinter, W.B. & Peakall, D.B. 1976. Enzymatic basis for DDE-induced eggshell thinning in a sensitive bird. *Nature* 259: 122-124.
- Mork, K. 1994. Litt om overvintrande vassriker (*Rallus aquaticus*) i Noreg. *Ringmerkaren* 6: 210-211.
- Mork, K. 1996. Hekkestatus for hønsehauken (*Accipiter gentilis*) i Møre og Romsdal. *Rallus* 26: 46-51.
- Morozov, V.V. 1994. Great Snipe. S. 268- 269 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Myklebust, M. 1996. *Trua arter i Sør-Trøndelag*. Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 4-1996. 136 s.
- Myklebust, M. & Rangbru, B. 1995. Sett dvergspepp? *Vår Fuglefauna* 18: 119.
- Myklebust, M. & Rangbru, B. *in prep.* Status for dvergspeppen i Norge i perioden 1990-1995.
- Myrberget, S. (red.) 1982. Negative faktorer for sjøfugl. *Viltrapport* 21: 1-65.
- Mysterud, I. 1969. Biotop og reirforhold ved en hekking av slagugle ved Elverum i 1967 (*Strix uralensis* Pall.). *Sterna* 8: 369-382.
- Nettleship, D.N. & Evans, P.G.H. 1985. Distribution and status of the Atlantic Alcidae. S. 53-154 i: Nettleship, D.N. & Birkhead, T.R. (red.): *The Atlantic Alcidae*. Academic Press, London.
- Newton, I. 1979. *Population ecology of raptors*. T. & A.D. Poyser, Berkhamstead. 399 s.
- Nilsson, S.G., Olsson, O., Svensson, S. & Wiktander, U. 1992 a. Populations trends and fluctuations in Swedish woodpeckers. *Ornis Svecica* 2: 13-21.
- Nilsson, S.G., Olsson, O. & Wiktander, U. 1992b.

- Revirstorlek och förflyttningar hos mindre hackspett under våren. *Milvus* 22: 28-33.
- Nilsson, S.G., Olsson, O. & Wiktander, U. 1993. Mindre hackspett — varför minskar den i Sverige? *Vår Fågelvärld* 52: 7-12.
- Nordbakke, R. 1994. Fiskeørn *Pandion haliaetus*. S. 126 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Norderhaug, M. 1989. *Svalbards fugler*. Dreyers forlag. 101 s.
- Norderhaug, A. & Norderhaug, M. 1982. *Anser erythropus* in Fennoscandia. *Aquila* 89: 93-101.
- Norderhaug, A. & Norderhaug, M. 1984. Status of the Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus* in Fennoscandia. *Swedish Wildlife Res.* 13: 171-185.
- Nygård, T. 1983. Pesticide residues and shell thinning in eggs of Peregrines in Norway. *Ornis Scandinavica* 14: 161-166.
- Nygård, T. 1994. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for overvintrende vannfugl i Norge 1980-1993. *NINA Oppdragsmelding* 313: 1-83.
- Nygård, T., Jordhøy, P., Kondakov, A. & Krasnov, Y. 1995. A survey of waterfowl and seal on the coast of the southern Barents Sea in March 1994. *NINA Oppdragsmelding* 361: 1-24.
- Olsen, K. 1976. Sivhauk som hekkefugl på Lista. *Sterna* 15: 65-68.
- Olsen, K. 1984. Kornspurven på Lista og i Norge. *Vår Fuglefauna* 7: 233-234.
- Olsen, K. 1994. Sivhauk *Circus aeruginosus*. S. 112 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Olsson, K.-A. 1975. Mindre strandpiparens *Charadrius dubius* flytting basert på resultat frå ringmørking. *Anser* 14: 217-224.
- Paulsen, B.E. 1984. LRSK-rapport fra Rogaland 1983. *Falco* 13: 60-82.
- Paulsen, B.E. 1993 a. Bestandsutvikling hos sørlig gulerle *Motacilla flava flava* og engelsk gulerle *Motacilla f. flavissima* i SV-Norge. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 16: 25-30.
- Paulsen, B.E. 1993 b. Hekkebiologi hos engelsk gulerle *Motacilla flava flavissima* i SV-Norge. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 16:31-35.
- Paulsen, B.E. 1994. Gulerle *Motacilla flava*. S. 334 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Pedersen, H.C. 1991. Vaktel. S. 55-57 i: Hogstad, O. (red.): *Norges Dyr. Fuglene* 2. Cappelen, Oslo.
- Perennou, C., Rose, P. & Tomialojc, L. 1994. Pintail. S. 122-123 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Petersen, Æ. 1994. Black Guillemot S. 306-307 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Pfaff, A. 1993. *Bestandsstørrelse, reproduksjon og næringsvalg hos kongeørn Aquila chrysaetos (L.) i Aust-Agder*. Hovedfagsoppgave, Universitetet i Oslo. 62 s.
- Pfaff, A. & Bengtson, R. 1995. *Truete virveldyr i Aust-Agder*. Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo. 143 s.
- Pfaff, A. & Selås, V. 1995. Hubroen *Bubo bubo* i Aust-Agder 1987-1994. *Larus marinus* 24: 50-58.
- Piersma, T. (red.) 1986. Breeding waders in Europe: a review of population size estimates and bibliography of information sources. *Wader Study Group Bull.* 48, Suppl.: 1-116.
- Potts, G.R. 1980. The effects of modern agriculture, nest predation and game management on the population ecology of partridges (*Perdix perdix* and *Alectoris rufa*). *Adv. Ecol. Res.* 11: 2-79.
- Potts, G.R. 1986. *The Partridge: pesticides, predation and conservation*. Collins, London.
- Prange, H. 1994. Crane. S. 234-235 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Pätzold, R. 1987. *Die Ohrenlerche*. A Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Rassi, P. & Väisänen, R. 1987. *Threatened animals and plants in Finland*. English summary of the report of the Committee for the Conservation of threatened animals and plants in Finland. Miljøministeriet, Helsinki.
- Ratcliffe, D.A. 1970. Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. *Journal of Applied Ecology* 7: 67-115.
- Ratcliffe, D.A. 1993. *The Peregrine Falcon*. Second edition. T. & A.D. Poyser, London. 454 s.
- Ratcliffe, D.A. 1994. Peregrine. S. 202-203 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Ree, V. 1994. Bydue *Columba livia* var. *domestica*. S. 260 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Ree, V. & Gjershaug, J.O. 1994. Systematisk navneliste over norske fugler ajourført pr. 1.1. 1994. S. 511-527 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Rinden, H. 1991. Hvitryggspetten på Østlandet — et offer for skogbruket. *Vår Fuglefauna* 14: 51-56.
- Roalkvam, R. 1985 a. Smålomens *Gavia stellata* og storlomens *G. arctica* hekkeutbredelse i Norge. Meddelelse nr. 15 fra Atlasprosjektet. *Vår Fuglefauna* 8: 23-27.
- Roalkvam, R. 1985 b. Utbredelse og bestandsstørrelse hos

- rovfugl i Rogaland. *Stavanger Museums Årbok* 94: 53-65.
- Roalkvam, R. 1985 c. Hubroen *Bubo bubo* i Rogaland. *Vår Fuglefauna* 8: 28-32.
- Rolstad, J. & Rolstad, E. 1995. Seasonal patterns in home range and habitat use of the Grey-headed Woodpecker *Picus canus* as influenced by the availability of food. *Ornis Fennica* 72: 1-13.
- Rolstad, J., Rolstad, E., Majewski, P., Wegge, P., Løken, B., Hedegart, R., Sæthern, Ø. & Gjerde, I. 1993. *Økologiske konsekvenser av bestandsskogbruket for hakkespetter i sentrale barskogsområder*. NISK og NLH. 34 s.
- Rose, P.M. & Scott, D.A. 1994. Waterfowl Population Estimates. *IWRB Publication* 29-1994. 102 s.
- Rør, J.E. 1995. Ringmerking i Norge 1994. *Ringmerkaren* 7: 11-17.
- Røv, N. (red.) 1984. Sjøfuglprosjektet 1979-84. *Viltrapport* 35: 1-109.
- Sandvik, J. 1995. *Hønehaukens status i Sør-Trøndelag*. Manuskript. 5 s.
- Sandvik, J. & Størkersen, Ø.R. 1984. *Status for trua arter i Sør-Trøndelag*. Norsk Ornitologisk Forening, Trondheim. Rapport. 46 s.
- Schmidt, G. 1966. Am Brutplatz des Habichtskauzes (*Strix uralensis*). *Vogelwelt* 87: 139-142.
- Selås, V. 1989. Byttedyrvalg hos hønehauk *Accipiter gentilis* i hekketida. *Fauna* 42: 104-110.
- Selås, V. 1991. Rovviltbekjemping og faunakriminalitet. *Vår Fuglefauna* 14: 102-105.
- Skåtan, J.E. 1994. *Trua og sårbare viltarter i Vest-Agder*. Fylkesmannen i Vest-Agder, miljøvernavdelingen. 82 s.
- Smith, S. 1950. *The Yellow Wagtail*. Collins, London. 178 s.
- SOF (Sveriges Ornitologiska Förening) 1990. *Sveriges fåglar. 2. opplag. Vår Fågelvärld, supplement nr. 14*. 295 s.
- Solheim, R. 1985. Er slagugla truet i Norge? Foreløpig rapport fra slagugleregistreringer i perioden 1980-1984. *Vår Fuglefauna* 8: 19-22.
- Solheim, R. 1994 a. Hubro *Bubo bubo*. S. 270 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Solheim, R. 1994 b. Snøugle *Nyctea scandiaca*. S. 272 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Solheim, R. 1994 c. Slagugle *Strix uralensis*. S. 280 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Solheim, R. 1994 d. Fremdeles fåtallig — resultater fra 14 års slaguglestudier i Hedmark. *Vår Fuglefauna* 17: 8-13.
- Solheim, R. 1994 e. Nattravn *Caprimulgus europaeus*. S. 290 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Sollien, A. 1978. Vandringer hos norsk hønehauk. *Vår Fuglefauna* 1: 52-59.
- Sollien, A. 1979. Bestandsutviklingen hos hønehauk *Accipiter gentilis* i Norge de siste 100 år. *Vår Fuglefauna* 2: 95-106.
- Sonerud, G.A. 1991. Uglene. S. 36-83 i: Hogstad, O. (red.): *Norges Dyr. Fuglene 3*. Cappelen, Oslo.
- Sonerud, G.A. 1994. Lappugle *Strix nebulosa*. S. 282 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Statistisk Sentralbyrå 1978. *Jaktstatistikk 1846-1977*. Oslo. 195 s.
- Steel, C. & Bengtson, R. 1994. Myrrikse *Porzana porzana*. S. 156 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Steen, O.F. 1990. Fiskeørn i Vestfold i perioden 1984-89. *Vestfold-ornitologen* 11: 24-44.
- Steen, O.F. 1994 a. Lerkefalken *Falco subbuteo* i Sørøst-Norge i perioden 1979-93. *Vår Fuglefauna* 17: 81-90.
- Steen, O.F. 1994 b. Vandrefalk *Falco peregrinus*. S. 136 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Steen, O.F. 1996 a. Vandrefalkens bestandsstatus i Norge — fylkesoversikt pr. 1995. *Vandrefalken* nr. 3: 7.
- Steen, O.F. 1996 b. Hva er Prosjekt Vandrefalk Sørøst-Norge? *Vandrefalken* nr. 3: 4-6.
- Stenberg, I. 1994 a. Gråspett *Picus canus*. S. 298 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Stenberg, I. 1994 b. Hvitryggspett *Dendrocopos leucotos*. S. 306 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Stenberg, I. & Hogstad, O. 1992. Habitat use and density of breeding woodpeckers in the 1990's in Møre og Romsdal county, western Norway. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 15: 49-61.
- Stenberg, I. & Hogstad, O. 1995. Populasjonstetthet og økologi hos hvitryggspett og andre hakkespetter i Vest-Norge. *Aktuelt fra Skogforsk* nr.10-95. 21 s.
- Stowe, T.J. & Becker, D. 1992. Status and conservation of Corncrakes *Crex crex* outside the breeding grounds. *Tauraco* 2: 1-23.
- Strann, K.-B., Rikardsen, F. & Johnsen, I. 1985. Faunistisk rapport fra Troms 1979-1983. *Vår Fuglefauna* 8: 43-48.
- Strøm, H. 1994. Erfaringer fra restaurering av våtmark i Hedmark. *Vår Fuglefauna* 17: 23-26.
- Stueflotten, S. 1990. Fjellerka i Møre og Romsdal. *Rallus* 20: 24-27.
- Stueflotten, S. 1994. Fjellerke *Eremophila alpestris*. S. 318 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.

- Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Størkersen, Ø.R. 1982. Første hekkefunn av dverglo i Sør-Trøndelag. *Trøndersk Natur* 9: 4-7.
- Størkersen, Ø.R. 1992. Truete arter i Norge. Norwegian Red List. *DN-Rapport* 1992-6.
- Størkersen, Ø.R. 1994 a. Skjeand *Anas clypeata*. S. 84 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Størkersen, Ø.R. 1994 b. Rapphøne *Perdix perdix*. S. 148 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Størkersen, Ø.R. 1994 c. Vaktel *Coturnix coturnix*. S. 150 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Størkersen, Ø.R. & Strøm, A. 1994. Vern av våtmark i Sør-Trøndelag. *Trøndersk Natur* 21: 70-75.
- Südbeck, P. 1994. Grey-headed Woodpecker. S. 344-345 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Suul, J. 1985. Klippeduene i Duehellaren. *Vår Fuglefauna* 8: 33-36.
- Suul, J. 1988. Sædgåsa i grensefjella mellom Verdalen, Nord-Trøndelag og Jämtland i gamle dager. *Vår Fuglefauna* 11: 131-134.
- Svensson, S. 1990. An alarming decline of the Shore Lark *Eremophila alpestris* in Sweden. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus, Supplement* 1: 5-11.
- Svensson, S., Berglund, O., Tisell, J., Bodenmalm, Å., Erlandsson, Å., Hällgren, M., Jonsson, T. & Nilsson, P. 1992. Reproductive success of the Shore Lark *Eremophila alpestris* in Southern Lapland. *Ornis Svecica* 2: 37-40.
- Swanberg, P.O. & Bylin, K. 1993. Tranan. Studier i den euroasiatiske tranans biologi. *Vår Fågelvärld, Supplement* Nr. 17. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Sæther, S.A. 1987. Skogdua i Trøndelag. *Trøndersk Natur* 14: 84-93.
- Sæther, S.A. 1994 a. Dverglo *Charadrius dubius*. S. 170 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Sæther, S.A. 1994 b. Svarthalespøve *Limosa limosa*. S. 200 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Sørensen, U.G. 1995. Truede og sjældne danske ynglefugle 1976-1991. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 89: 1-48.
- Thingstad, P.G. 1986. Sildemåke — pilotprosjekt på en truet underart. *Økoforsk Utredning* 1986, 3: 1-50.
- Thingstad, P.G. 1994. Sildemåke *Larus fuscus*. S. 236 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Tiainen, J. 1985. Monitoring bird populations in Finland. *Ornis Fennica* 62: 80-89.
- Tomialojc, L. 1994 a. Osprey S. 186-187 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Tomialojc, L. 1994 b. Corncrake S. 228-229 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Tomialojc, L. 1994 c. Black-tailed Godwit S. 272-273 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Tomialojc, L. 1994 d. Wryneck. S. 342-343 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Tomialojc, L. & Folkestad, A.O. 1994. White-tailed Eagle. S. 150-151 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.) 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K. 600 s.
- Tveit, G. 1984. Autumn migration, wintering areas and survival of Bean Goose (*Anser fabalis*) marked on the moulting grounds in Finnmark, North Norway. *Swedish Wildlife Res.* 13: 73-82.
- Tyrberg, T. 1995. Fågelrapport för 1994. *Vår Fågelvärld, Supplement* 22: 67-122.
- Tysse, T. & Kristensen, G. 1986. *Prosjekt åkerrikse. Slutt-rapport 1986*. Fylkesmannen i Rogaland.
- Tømmerås, B.Å. (red.) 1994. Introduksjoner av fremmede organismer til Norge. *NINA Utredning* 62: 1-141
- Tømmerås, P. J. 1978. Kunstige reirplasser for jaktfalk *Falco rusticolus* og vandrefalk *Falco peregrinus*. *Vår Fuglefauna* 1: 142-151.
- Tømmerås, P.J. 1993 a. Hønsehauken i Leksvik- et offer for det moderne skogbruket. *Fauna* 46: 180-195.
- Tømmerås, P.J. 1993 b. The status of Gyrfalcon *Falco rusticolus* research in northern Fennoscandia 1992. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 16: 75-82.
- Tømmerås, P.J. 1994. Jaktfalk *Falco rusticolus*. S. 134 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Ulfveng, J. 1995. Salskraken — en okänd skönhet. *Finlands Natur* 6/95: 22-23.
- Ullman, M. 1992. Hotad svensk fågel: Berglärkan. *Vår Fågelvärld* 51: 31.
- Vaurie, G. 1965. *Birds of the Palearctic Fauna. Non-Passeriformes*. Witherby, London.
- Vestøl, T.B. 1993. Rapporteringsarter 1992. *Piplerka* 23: 223-234.
- Vestøl, T.B. 1994. Rapporteringsarter 1993. *Piplerka* 24:

- 153- 182.
- Vestøl, T.B. 1996. Rapporteringsarter 1994. *Piplerka* 26: 38-55.
- Vie, G.E., Spjøtvoll, Ø. & Thingstad, P.G. 1990. Faunistisk rapport fra Nord-Trøndelag 1989. *Trøndersk Natur* 17: 1-43.
- Viker, M. 1990. *Truede virveldyr i Østfold*. Fylkesmannen i Østfold, miljøvernavdelingen. Rapport 10-1990.
- Viker, M. 1992. Ornitologiske observasjoner i Østfold. Nytt fra Den lokale rapport og sjeldenhetskomiteen (LRSK). *Natur i Østfold* 11: 15-27.
- Viker, M. 1994 a. Ornitologiske observasjoner i Østfold. Nytt fra Den lokale rapport- og sjeldenhetskomiteen (LRSK). *Natur i Østfold* 13: 8-31.
- Viker, M. 1994 b. Skogdue *Columba oenas*. S. 262 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Viker, M. 1994 c. Trelerke *Lullula arborea*. S. 314 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Vinogradov, V.G. 1994. Smew. S. 142-143 i: Tucker, G.M. & Heath, M.F. (red.): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Virkkala, R., Alanko, T., Laine, T. & Tiainen, J. 1993. Population contraction of the White-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Finland as a consequence of habitat alteration. *Biological Conservation* 66: 47-53.
- Väisänen, R.A. & Koskimies, P. 1989. Winter birds in Finland in 1988/89, their long-term trends and densities in different habitats. *Lintumies* 24: 190-203. (På finsk med engelsk sammendrag).
- Værnesbranden, P.I. 1987. Nordligste hekkefunn av dverglo i Norge. *Vår Fuglefauna* 10: 22.
- Wiktander, U., Nilsson, I.N., Nilsson, S.G., Olsson, O., Pettersson, B. & Stagen, A. 1992. Occurrence of the Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor* in relation to area of deciduous forest. *Ornis Fennica* 69: 113-118.
- Willgoos, J.F. 1984. Havørn i Norge. Næring, forplantningsøkologi, konkurrenter og fiender. *Viltrapport* 27: 1-81.
- Ødegaard, R., Bekken, J. & Sollie, A. 1986. Lerkéfalken i Norge. *Fauna* 39: 1-9.
- Øien, I.J. 1994. Hortulan *Emberiza hortulana*. S. 498 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Øien, I.J., Lorentsen, S.-H. & Aarvak, T. 1995. Den farlige ferden mot vinterlandet. *Vår Fuglefauna* 18: 244-246.
- Østbye, T. & Gaarder, G. 1992. Kongeørna i Oppland. *Hujon* 18: 126-135.
- Ålbu, Ø. 1994. Trane *Grus grus*. S. 164 i: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Aarvak, T., Øien, I.J., Lorentsen, S.-H. & Brøseth, H. 1995. The Lesser White-fronted Goose Monitoring Programme. Annual Report 1995. *NOF Rapportserie* nr. 4-1995.



Retningslinjer for publisering i NOF Rapportserie

1. Alle undersøkelser og forsknings/utredningsoppdrag som utføres av NOF bør publiseres i denne rapportserien. Slike arbeider skal under ingen omstendigheter publiseres/spres på annen måte uten at dette er klarert med Rapportseriens redaksjon, som består av NOF's Fagkonsulent og Informasjonskonsulent eller med styret.
2. Forfattere/prosjektledere som planlegger publisering skal allerede ved prosjektets start informere redaksjonen om dette, slik at arbeidet kan planlegges og koordineres.
3. Arbeider som ikke er utført i regi av NOF kan også vurderes publisert i rapportserien såfremt prosjektet/resultatene ligger innenfor NOF's arbeids/interessefelt, og ikke medfører en netto kostnad for NOF.
4. Endelig layout gjøres av redaksjonen, men inndeling av kapitler og oppsett forøvrig skal følge den standard som allerede benyttes i rapportserien.
5. Manuskript til rapport skal sendes på diskett til NOF - kontoret, og redaksjonen har frihet til å foreta såvel faglige som språklige korrigeringer. Korrigeringer skjer i samråd med forfatterne før rapporten trykkes.
6. Trykkingsutgifter og dekning for redaksjonens arbeid blir belastet de enkelte prosjektenes budsjetter.
7. Rapportene skal stilles til disposisjon for NOF-salg.
8. Hvis disse retningslinjene ikke blir fulgt kan redaksjonen refusere manus for publisering. Forfatterne kan da ikke publisere arbeidet i NOF's navn på annen måte uten at dette er klart med redaksjonen eller evt. styret i NOF.

Det forutsettes at manuskripter, tabeller o.l. som skrives for rapportserien utformes i et rimelig utbredt tekstbehandlingsprogram som om nødvendig lar seg konvertere på vanlig PC eller Macintosh. Det er en fordel om hvert kapittel, hver tabell m.v. lagres som separate filer, og at tabulatorer og innrykk brukes i minst mulig grad (unntatt i tabeller). Mange unødvendige ergrelser vil være spart dersom rapportforfatteren tar kontakt med NOFs informasjonskonsulent før skrivingen tar til, for å avklare detaljer mht. innskriving, kapittelinnledning m.v..

Legg også ved utskrift på papir av samtlige filer slik at brukte spesialtegn o.l. som ikke lar seg konvertere kan rettes opp manuelt. For diagrammer legges også ved en egen papirutskrift med grunnverdiene påført, i tilfelle redaksjonen finner det nødvendig å lage figuren i et tilgjengelig grafikkprogram.

Utgitte rapporter i NOF-Rapportserie

1994

- 1-1994 Prosjekt dverggås. Årsrapport 1994.....kr. 50,-
- 2-1994 Seabird Censuses on Novaya Zemlya 1994. Working Report..... kr. 50,-
- 3-1994 Fauna at Troynoy and Influence of Polar Stations on Nature Reserve..... kr. 50,-
- 4-1994 Ornithological Registrations in the Uboynaya Area..... kr. 50,-

1995

- 1-1995 Tranebestandens utvikling og status i Norge..... kr. 50,-
- 2-1995 Åkerriksa i Norge 1995. Bestandsstatus og tiltaksplan.....kr. 50,-
- 3-1995 Seabird Censuses on Novaya Zemlya 1995..... kr. 50,-
- 4-1995 The Lesser White-fronted Goose Monitoring Programme..... kr. 50,-
- 5-1995 Status for verneverdige våtmarker i Norge..... kr. 50,-

1996

- 1-1996 Bestandsforhold og bruk av nøkkelbiotoper hos norske låvesvaler 1995...kr. 50,-
- 2-1996 Åkerriksa i Rogaland 1995. Bestandsstatus og tiltaksplan..... kr. 50,-
- 3-1996 Effekter av militære skytefelt på fuglelivet — en litteraturstudie..... kr. 50,-
- 4-1996 Norsk Hekkefugltaksering — årsrapport for 1995..... kr. 50,-
- 5-1996 Truete fuglearter i Norge..... kr. 100,-

Alle rapporter kan kjøpes fra NOF-salg, Seminarplassen 5, 7060 Klæbu.