



VILDTBESTANDE OG JAGTTIDER I DANMARK: DET BIOLOGISKE GRUNDLAG FOR JAGTTIDSREVISIONEN 2010

Faglig rapport fra DMU nr. 742 2009



DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER
AARHUS UNIVERSITET



[Tom side]

VILDTBESTANDE OG JAGTTIDER I DANMARK: DET BIOLOGISKE GRUNDLAG FOR JAGTTIDSREVISIONEN 2010

Faglig rapport fra DMU nr. 742 2009

Henning Noer
Tommy Asferg
Preben Clausen
Carsten Riis Olesen
Thomas Bregnballe
Karsten Laursen
Johnny Kahlert
Jonas Teilmann
Thomas Kjær Christensen
Lars Haugaard



Datablad

- Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 742
- Titel: Vildtbestande og jagttider i Danmark: Det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2010
- Forfattere: Henning Noer¹, Tommy Asferg¹, Preben Clausen¹, Carsten Riis Olesen¹, Thomas Bregnballe¹, Karsten Laursen¹, Johnny Kahlert¹, Jonas Teilmann², Thomas Kjær Christensen¹ & Lars Haugaard¹
- Afdelinger: ¹Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet,
²Afdeling for Arktisk Miljø
- Udgiver: Danmarks Miljøundersøgelser©
Aarhus Universitet
- URL: <http://www.dmu.dk>
- Udgivelsesår: Oktober 2009
- Redaktion afsluttet: September 2009
- Redaktion: Tommy Asferg
- Faglig kommentering: Stefan Pihl & Morten Elmeros
- Finansiel støtte: Ingen ekstern finansiering
- Bedes citeret: Noer, H., Asferg, T., Clausen, P., Olesen, C.R., Bregnballe, T., Laursen, K., Kahlert, J., Teilmann, J., Christensen, T.K. & Haugaard, L. 2009: Vildtbestande og jagttider i Danmark: Det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2010. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 288 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 742. <http://www.dmu.dk/Pub/FR742.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Jagttiderne i Danmark revideres hvert tredje år. Rapporten tilvejebringer det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2010 for i alt 42 arter, der aktuelt har jagttid i Danmark. For hver enkelt art sammenfattes den eksisterende viden om bestandens størrelse og udvikling samt jagtudbyttet, ligesom der gives en vurdering af jagtens bæredygtighed og det eventuelle behov for justeringer af jagttiden. Det biologiske potentiale for at give jagttid til yderligere 33 arter vurderes i et særligt afsnit.
- Emneord: Jagt, jagttider, vildtudbytte, vildtbestande, bæredygtighed.
- Layout: Grafisk værksted, DMU Silkeborg
- Forsidefoto: Agerhøns. Foto: Jørn Pagh Berthelsen
- ISBN: 978-87-7073-128-7
- ISSN (elektronisk): 1600-0048
- Sideantal: 288
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside <http://www.dmu.dk/Pub/FR742.pdf>

Indhold

Sammenfatning 5

1 Indledning 9

- 1.1 Baggrund 9
- 1.2 Formål og opbygning 9

2 De lovgivningsmæssige rammer for fastlæggelsen af jagttider 12

- 2.1 Indledning 12
- 2.2 EU-direktiver og internationale konventioner 13
- 2.3 National lovgivning 15
- 2.4 IUCN's Rødlistekategorier 17
- 2.5 Anvendelsen af de lovgivningsmæssige bestemmelser ved vurderingen af jagttider 19

3 Biologiske vurderinger af jagttider 24

- 3.1 Indledning 24
- 3.2 Forekomst, bestandsstørrelse og -udvikling 25
- 3.3 Jagten i Danmark 27
- 3.4 Jagtens indflydelse på bestandsstørrelser og -udvikling 29
- 3.5 Jagtens bæredygtighed 34
- 3.6 Andre forhold, der tages i betragtning 45

4 Arter, der aktuelt har jagttid 50

- 4.1 Indledning 50
- 4.2 Pattedyr 54
- 4.3 Gæs 80
- 4.4 Svømmeænder 101
- 4.5 Dykænder 132
- 4.6 Hønsefugle 174
- 4.7 Vandhøns 183
- 4.8 Vadefugle 189
- 4.9 Måger 196
- 4.10 Duer 205
- 4.10 Kragefugle 211

5 Arter, der ikke har jagttid 217

- 5.1 Indledning 217
- 5.2 Pattedyr 219
- 5.3 Skarv, fiskehejre, bramgås og knortegås 230
- 5.4 Vadefugle 243
- 5.5 Måger og kragefugle 269

6 Referenceliste 277

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

[Tom side]

Sammenfatning

Baggrund og formål

Jagttiderne i Danmark fastlægges af miljøministeren, i konsultation med Skov- og Naturstyrelsen. Forinden høres Vildtforvaltningsrådet, der er rådgivende for ministeren.

Siden den første udgave af Lov om jagt og vildtforvaltning trådte i kraft i 1994, er jagttiderne blevet taget op til revision hvert 3. år. Med henblik på at tilvejebringe et biologisk grundlag for drøftelserne omkring nye jagttider udarbejder DMU (Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet) hvert 6. år en rapport, der samler data om både vildtbestandenes og jagtudbyttets udvikling og ud fra en biologisk synsvinkel vurderer, om jagten er bæredygtig og om der er behov for ændringer af jagttiden for hver enkelt art.

Denne rapport fremlægger det biologiske grundlag for den jagttidsrevision, der skal finde sted i 2010. Af de 44 vildtarter, der aktuelt har en jagttid, gennemgås de 42, idet mufflon og vildsvin ikke er behandlet. For hver enkelt art gennemgås den eksisterende viden om, hvilke bestande, der udnyttes jagtligt i Danmark, deres størrelse og udvikling samt jagtudbyttet (antal nedlagte individer, køns- og alderssammensætning og tidsmæssig- og geografisk fordeling), ligesom der gives en vurdering af jagtens indflydelse på bestanden og det eventuelle behov for justeringer af jagttiden.

Til brug for drøftelserne i Vildtforvaltningsrådet har Danmarks Jægerforbund anmodet om en gennemgang af yderligere 33 arter af fugle og pattedyr, som ikke aktuelt har jagttid, med henblik på at få en biologisk vurdering af mulighederne for en sådan. Disse arter er gennemgået i et særligt afsnit i rapporten.

De lovgivningsmæssige rammer for fastlæggelsen af jagttider

Jagt kan ikke undgå at påvirke de vildtbestande, der jages. Der findes derfor en omfattende lovgivning på området, både på nationalt og på internationalt niveau, der fastlægger, dels hvilke arter der kan gives en jagttid, og dels hvor store påvirkninger der er acceptable.

På internationalt niveau er det især EU's Habitat- og Fuglebeskyttelsesdirektiver, der må tages i betragtning. På nationalt niveau reglerne i Lov om Jagt og Vildtforvaltning.

Både i Danmark og i andre EU-lande er der imidlertid gennem de senere år opstået en betydelig usikkerhed om, hvordan bestemmelserne i især Fuglebeskyttelsesdirektivet skal fortolkes ved fastlæggelsen af jagttider. Ligeledes til brug for drøftelserne i Vildtforvaltningsrådet har Dansk Ornitologisk Forening og Danmarks Naturfredningsforening anmodet

om en vurdering af de danske jagttider i forhold til disse regler, ikke mindst med henblik på, om jagt på bestande i tilbagegang kan være bæredygtig.

Disse regler gennemgås derfor detaljeret i rapportens Afsnit 2, hvor der også gives en udførlig drøftelse af den vejledning om jagt i forhold til Fuglebeskyttelsesdirektivet, der i 2008 blev udgivet af den europæiske Kommission. Vejledningen giver ikke anledning til ændringer i de fortolkninger, DMU hidtil har lagt til grund for sine vurderinger, men den aktuelle usikkerhed om fortolkningen af nogle af de forskellige bestemmelser kan dog reelt først afklares, når der er skabt præcedens gennem indbringelse af prøvesager for EF-Domstolen.

Rapportens Afsnit 3 gennemgår det datagrundlag, der ligger bag de aktuelle vurderinger, og den måde, hvorpå de nationale og internationale regler er lagt til grund for vurderingerne. Det centrale begreb i de mange bestemmelser er, at jagt skal være "bæredygtig", men dette begreb er meget generelt formuleret, og inden det anvendes, gives der en redegørelse for, hvordan det er fortolket i praksis. For arter, der har stabile eller stigende bestandsstørrelser, kan jagten i de fleste tilfælde umiddelbart vurderes som bæredygtig. Jagt på arter, hvis bestande er i tilbagegang, kan i visse situationer godt tænkes at være bæredygtig. Hvorvidt det er tilfældet afhænger først og fremmest af årsagerne til tilbagegangen, og da disse årsager i langt de fleste tilfælde ikke kendes med sikkerhed, må jagtens bæredygtighed generelt vurderes som usikker for bestande i tilbagegang. Afhængigt af den viden, der findes om de pågældende arter, kan det dog for nogle arter vurderes, at jagten er hhv. "sandsynligvis bæredygtig" eller "sandsynligvis ikke bæredygtig".

Vurderinger af gældende jagttider

For de 42 arter med aktuel jagttid i Danmark, der behandles i denne rapport, kan jagten på 31 arter umiddelbart vurderes som bæredygtig. For fire arter kan bæredygtigheden ikke vurderes, I tre tilfælde (gråand, agerhøne og fasan) skyldes dette, at udsatte fugle indgår i jagtudbyttet med større, men dårligt kendte, andele, i det fjerde (canadagås) fordi der ikke findes pålidelige skøn over bestandens samlede størrelse. For fasan, gråand og canadagås tyder de foreliggende data dog på, at jagten i givet fald ville kunne vurderes som bæredygtig. Derimod er jagten på agerhøne sandsynligvis ikke bæredygtig, og det anbefales derfor bl.a. at afkorte jagttiden med henblik på at opnå reduktioner i udbyttet af vilde agerhøns.

For syv arter (hare, vildkanin, sædgås, atlingand, ederfugl, dobbeltbekkasin og tyrkerdue) er jagtens bæredygtighed vurderet som "usikker". I alle tilfælde skyldes vurderingen, at bestandene enten er fluktuerende eller i tilbagegang. De tilgængelige data og oplysninger for de forskellige bestande er dog behæftet med større eller mindre grader af usikkerhed, og i nogle tilfælde er der tvivl om, hvorvidt bestanden går svagt tilbage, eller om den reelt er stabil.

I tre tilfælde (vildkanin, atlingand og tyrkerdue) er det dog på grund af et begrænset udbytte sandsynligt, at jagten reelt er bæredygtig. For disse

arter vurderes der ikke at være noget umiddelbart behov for at justere den nuværende jagttid.

For dobbeltbekkasinen er der tvivl om både bestandsudviklingen og årsagerne til en eventuel tilbagegang, og afhængigt af disse kan det ikke udelukkes, at jagten i Danmark reelt er bæredygtig. Det vurderes, at der ikke for indeværende er nogen biologisk begrundelse for ændringer i jagttiden.

For sædgås består den samlede bestand af to underarter - skovsædgås og tundrasædgås - og vurderingen af bæredygtigheden baseres alene på usikkerhed omkring skovsædgås, mens jagten på tundrasædgås kan vurderes som bæredygtig. Mindre bestande af skovsædgås beskyttes aktuelt af en særfredning i den nordlige del af Jylland, men det anbefales at udvide denne særfredning, så den også dækker Region Midtjylland.

For hare og ederfugl vurderes jagten som "sandsynligvis ikke bæredygtig", i begge tilfælde pga. bestandstilbagegang. For haren er jagten sandsynligvis ikke bæredygtig i dele af Jylland, mens den muligvis er bæredygtig på Øerne og især Bornholm. Der anbefales justeringer i jagttiden, der kan nedbringe udbyttet i Jylland. For ederfugl, hvis bestande er i tilbagegang, knytter problemerne sig først og fremmest til jagt på hunner og ungfugle, da der er et stort og stigende overskud (aktuelt 70%) af hanner i bestanden. Ud over en særfredning ved Bornholm anbefales det enten at afvente bedre data om de baltiske bestande (da justeringer af jagttiden vurderes at kunne udsættes i tre år uden risiko for bestanden) eller alternativt at nedbringe andelen af især gamle hunner i udbyttet gennem reduktioner i jagttiden.

De biologiske muligheder for jagttider på andre arter

Det bestandsbiologiske potentiale for at give jagttid til yderligere 33 arter af fugle og pattedyr, der er fredede, er vurderet i rapportens Afsnit 5. Af disse arter er syv (mink, vaskebjørn, mårhund, sumpbæver, bisamrotte, nilgås og amerikansk skarveand) på den aktuelle liste over såkaldt "invasive" arter. Generelt ønsker man at forhindre disse arter i at etablere faste bestande i Danmark, da de sandsynligvis vil påvirke den hjemmehørende fauna. Disse syv arter må derfor reguleres hele året iht. bekendtgørelsen om vildtskader, og det anbefales at fastholde denne mulighed.

Bæver er reintroduceret, og bestanden vurderes indtil videre at være for lille til at kunne bære en egentlig jagttid.

Af de øvrige arter kan skarv, fiskehejre, bramgås og råge ikke gives jagttid – uanset om bestandene kunne bære en jagtlig udnyttelse – pga. bestemmelserne i Fuglebeskyttelsesdirektivet. Bestandsforholdene for disse arter gennemgås dog kortfattet af hensyn til oversigtligheden.

De resterende 21 arter kan alle gives en jagttid i Danmark, og de vurderes derfor mere indgående. Generelt vil selv meget små bestande kunne tåle nedlæggelse af enkelte individer, mens omvendt selv meget store bestande vil kunne udsættes for en jagtlig udnyttelse, der er større end den, bestanden maksimalt kan bære. En vurdering af konsekvenserne af

en jagttid må derfor baseres på en vurdering af, hvor stor en andel af bestanden, der i givet fald ville blive nedlagt. Disse 21 arter har alle tidligere haft en jagttid, og en nogenlunde realistisk vurdering af udbyttet kan gives ud fra det tidligere udbytte, eventuelt korrigeret for, at de jagttider, der kan gives iht. den nuværende Lov om jagt og vildtforvaltning, er kortere end i tidligere perioder. Desuden må det tages i betragtning, at nogle - men ikke alle - af disse arter har mistet deres skyhed over for mennesker efter længevarende perioder med fredning. En eventuel jagttid må derfor introduceres lempeligt, så vildtet får mulighed for at vænne sig til jagten.

For pattedyrenes vedkommende kan egern ikke vurderes pga. en meget begrænset viden om den aktuelle bestands størrelse og udvikling. For spættet sæl er bestanden aktuelt på 13.000-14.000 individer, og den må vurderes at kunne bære en vis afskydning. Pga. en række problemer, først og fremmest forstyrrelser, må en sådan afskydning dog være meget kontrolleret, og den bør ikke finde sted i form af en egentlig jagttid. For ilder må en eventuel jagttid vurderes i sammenhæng med den regulering, der i forvejen finder sted. Bestanden vurderes at kunne bære en jagttid, men en sådan må ikke kombineres med udvidelser af reguleringsmulighederne. Grævling vil kunne gives en jagttid uden større problemer.

Knortegås forekommer i Danmark i to distinkte bestande eller racer. Bestanden af lysbuget knortegås består aktuelt af 7.600 fugle, og den er dermed for lille til at kunne udsættes for en afskydning. Bestanden af mørkbuget knortegås er i de senere år vokset til aktuelt ca. 250.000 individer og må vurderes at kunne bære en jagtlig udnyttelse, der dog af hensyn til den lysbugede knortegås må begrænses til de dele af landet, hvor denne ikke forekommer. Mørkbuget knortegås har haft en længere periode med fredning, og genindførelse af en jagttid må derfor ske yderst lempeligt.

Mulighederne for en bæredygtig jagtlig udnyttelse vurderes for i alt 13 arter af vadefugle, idet det påpeges, at for en række af disse arter vil der i jagtsituationer være risiko for såvel indbyrdes forveksling som forveksling med andre arter, der ikke har jagttid. Desuden må flere af arterne i tilfælde af en jagttid forventes at være følsomme over for forstyrrelser, og de er kun i begrænset omfang dækket af det eksisterende reservatnetværk. Bestande af vadefugle kan være følsomme over for en jagtlig udnyttelse, og selv om et eventuelt jagtudbytte af de fleste af disse arter må formodes at være begrænset, vil det i tilfælde af, at der gives en jagttid, være nødvendigt at overvåge udbyttet detaljeret for at verificere prognosernes holdbarhed.

Stor kobbersneppe er i generel tilbagegang i Europa og kan ikke gives en jagttid i Danmark. De øvrige 12 arter vurderes alle at kunne bære en begrænset jagtlig udnyttelse i Danmark, men for arter i tilbagegang må det påpeges, at der vil være en risiko for, at en jagtlig udnyttelse vil øge den rate, hvormed bestanden går tilbage.

Hættemåge, stormmåge og skovskade vurderes alle at kunne bære en jagtlig udnyttelse.

1 Indledning

1.1 Baggrund

Jagttiderne i Danmark fastlægges af miljøministeren, i konsultation med Skov- og Naturstyrelsen. De bekendtgøres derefter af Miljøministeriet, i "Bekendtgørelse om jagttid for visse pattedyr og fugle m.v.". De aktuelle jagttider er fastlagt i BEK nr. 886 af 27/06/2007, der kan findes på Skov- og Naturstyrelsens hjemmeside (<http://www.sns.dk>). Arter, der ikke gives en jagttid i bekendtgørelsen, er fredede.

Siden den nuværende Lov om jagt og vildtforvaltning trådte i kraft 1.4.1994, er de danske jagttider blevet taget op til revision hvert 3. år. I 2002 blev revisionen dog pga. det danske EU-formandskab udsat et år. Den næste bekendtgørelse om jagttider skal således udstedes i 2010.

Inden jagttiderne fastlægges hører Vildtforvaltningsrådet, hvor en række organisationer, hvis interesser berøres af vildtforvaltningen, er repræsenteret. Såfremt der foreligger en enig indstilling fra rådet, bliver denne i de fleste tilfælde udslagsgivende for de nye jagttider. I tilfælde af delte indstillinger må valget af jagttider i stedet baseres på de bedst mulige faglige skøn.

Til brug for de politiske og administrative overvejelser om jagttider udarbejder DMU (Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet) et fagbiologisk oplæg, der præsenterer den seneste status for såvel udviklingen i de forskellige vildtbestande som i den jagtlige udnyttelse, de er genstand for. Data fra vildtudbyttestatistikken, DMU's indsamlinger af vinger fra nedlagt fuglevildt samt nationale og internationale bestandsopgørelser udgør en fast del af dette grundlag, sammen med hvad der siden sidste jagttidsrevision måtte være fremkommet af ny viden omkring de forskellige arter eller emner. To tidligere rapporter er udarbejdet til dette formål af hhv. Madsen m.fl. (1996) og Bregnballe m.fl. (2003).

DMU kan også, efter egen vurdering, vælge at fremlægge mere generelle gennemgange af temaer, der har relevans for jagttidernes fastlæggelse. Emner, som Skov- og Naturstyrelsen eller Vildtforvaltningsrådet ønsker behandlet, kan ligeledes inkluderes.

1.2 Formål og opbygning

Denne rapport fremlægger det faglige grundlag for jagttidsrevisionen 2010. Den største del af rapporten udgøres af en artsvis gennemgang af udviklingen i bestand og jagtudbytte for de arter, der aktuelt har en jagttid i Danmark. For hver af disse arter foretages en vurdering af den aktuelle jagttid, herunder om der er behov for justeringer. Ved denne vurdering lægges hovedvægten på at undersøge, om der ud fra bestandsbiologiske analyser og vurderinger er behov for reduktioner eller andre tilpasninger af den aktuelle jagttid.

Forsknings- og overvågningsresultater kan ikke i sig selv bruges til at afgøre, hvor store påvirkninger af vildtbestandene der vil være politisk og administrativt acceptable. Disse grænser sættes i stedet af lovgivning på såvel nationalt som internationalt plan. På internationalt plan er det først og fremmest EU's Habitat- og Fuglebeskyttelsesdirektiver, der har betydning for fastlæggelsen af jagttider i Danmark, men også en række konventioner og aftaler må tages i betragtning. På nationalt plan er det reglerne for fastlæggelsen af jagttider, som givet i Lov om jagt og vildtforvaltning, der skal tages i betragtning.

Bregnballe m.fl. (2003) gennemgik disse regler og fremhævede, at især bestemmelserne i Fuglebeskyttelsesdirektivet måtte forventes at få øget betydning for jagten i Danmark i fremtiden. Denne forventning er blevet opfyldt, men i de mellemliggende 6 år er anvendelsen af EU's retningslinjer for fastlæggelsen af jagttider blevet meget mere kompleks, da der er opstået en række fortolkningsproblemer mht., hvad disse retningslinjer indebærer. I forhold til de to direktiver har Dansk Ornitologisk Forening og Danmarks Naturfredningsforening ønsket, at DMU især vurderer jagtens bæredygtighed, herunder om jagt på fuglearter, hvis bestande er i tilbagegang, og som har såkaldt "ugunstig bevaringsstatus", kan være bæredygtig.

I rapportens Afsnit 2 gøres rede for disse regler og udviklingen i deres anvendelse samt for deres betydning for vurderingerne af de enkelte arters jagttider.

Afsnit 3 indeholder en gennemgang af de biologiske principper, der er lagt til grund for vurderingerne - med særligt henblik på at vurdere bæredygtighed. Afsnittet indeholder desuden en redegørelse for de data, der er til rådighed for de forskellige vildtarter.

Rapportens Afsnit 4 indeholder en gennemgang af de arter, der aktuelt har en jagttid i Danmark. Mufflon og vildsvin er dog ikke behandlet, dels fordi de kun forekommer under hegn (mufflon på enkelte små øer), og dels fordi jagtudbyttet er yderst beskedent - 25-50 dyr årligt per art (Bregnballe m.fl. 2003). De øvrige 42 arter er gennemgået i samme rækkefølge som i bekendtgørelsen om jagttider. Endelig er 33 arter, der tidligere har haft en jagttid, og for hvilke Danmarks Jægerforbund har ønsket en biologisk vurdering af mulighederne for at genindføre en sådan, gennemgået i Afsnit 5.

For hver af de i alt 75 arter, der gennemgås, er der indledningsvis gjort rede for deres forekomst i Danmark, deres bestandsstørrelser og bestandens udvikling. Artsgrupperne gæs, svømmeænder, dykænder og måger er endvidere givet en mere generel indledning. Beskrivelserne af forekomst er begrænset til de perioder af årscyklus, hvor der kan gives jagttid, dvs. forårstræk- og yngleperioderne dækkes kun perifert. Dernæst er jagten i Danmark beskrevet (jagttid, jagtudbytte, geografisk fordeling af udbyttet og andre relevante oplysninger som fx køns- og alderssammensætning). Endelig gives der en vurdering af jagtens aktuelle indflydelse på bestanden, jagtens bæredygtighed og den aktuelle jagttid.

I de to tidligere rapporter, der er blevet udarbejdet til brug for jagttidsrevisioner (Madsen m.fl. 1996, Bregnballe m.fl. 2003), blev det været tilstræbt at give en nogenlunde ensartet behandling af samtlige arter med

jagttid. Erfaringer fra tidligere jagttidsrevisioner har imidlertid vist, at drøftelserne – naturligt nok – fokuserer på arter, der er i tilbagegang. I denne rapport er der derfor givet en noget mere udførlig gennemgang af en række arter, der aktuelt er eller menes at være i tilbagegang. For disse arter er der givet mere detaljerede beskrivelser af tilbagegangens omfang samt om, hvad man ved eller kan slutte sig til om årsagerne. Arter, hvis bestande enten er stabile eller i fremgang, er givet en mere kortfattet beskrivelse.

2 De lovgivningsmæssige rammer for fastlæggelsen af jagttider

2.1 Indledning

Jagt indebærer en række påvirkninger af de bestande, der jages. Man kan bruge forskning til at undersøge, hvilke og hvor store påvirkninger der er tale om, men forskningsresultater alene er ikke et tilstrækkeligt grundlag til at afgøre, hvor store påvirkninger der vil være politisk og administrativt acceptable.

De politiske og administrative grænser for, hvor store påvirkninger jagten må påføre vildtbestandene, må i stedet findes i lovgrundlaget, såvel det danske (Lov om jagt og Vildtforvaltning) som det internationale (EF-Habitatdirektivet, EF-Fuglebeskyttelsesdirektivet og en række aftaler og konventioner, som Danmark som medunderskriver har forpligtet sig til at følge).

Aktuelt er der imidlertid en betydelig uklarhed – og også kontroverser – både på nationalt og internationalt plan omkring, hvordan dette grundlag skal fortolkes og anvendes ved jagtens regulering. Den Europæiske Kommission har forsøgt at afhjælpe nogle af disse fortolkningsproblemer ved at udgive "Vejledning om jagt i medfør af Rådets direktiv 79/409/EØF om beskyttelse af vilde fugle (Fuglebeskyttelsesdirektivet)". I det følgende omtales denne for nemheds skyld som "Vejledning om jagt". Om de nævnte kontroverser hedder det bl.a. i den seneste version (februar 2008, den Europæiske Kommission, 2008a): *"Der har været en del blæst, og de seneste år også visse sammenstød, omkring forskellige jagtformers overensstemmelse med visse af direktivets bestemmelser. Disse uoverensstemmelser skyldes ofte forskellige fortolkninger af bestemmelserne"*.

"Vejledning om jagt" er kun retningsgivende, og den dækker ikke nødvendigvis selve Kommissionens holdninger. I indledningen fastslås, at den har en række begrænsninger, herunder at "Dokumentet afspejler således kun Kommissionens tjenestegrenes holdning og har ingen bindende virkning". Det fremhæves, at det påhviler EF-Domstolen at fastlægge den endelige fortolkning af direktivet - samt at der på en række af de kontroversielle områder ikke foreligger domme, der kan lægges til grund for en forvaltningspraksis. Det understreges dog samtidig, at det er medlemsstaternes eget ansvar at forvalte jagtområdet, herunder også at fastlægge deres jagtsæsoner, "i overensstemmelse med direktivets krav".

Fortolkningerne af præcis hvilke krav, Fuglebeskyttelsesdirektivet stiller til jagten i Danmark, er altså for indeværende ret usikre. Nedenstående afsnit kan derfor ikke afspejle andet og mere end DMU's egne fortolkninger af direktivets bestemmelser. Disse fortolkninger repræsenterer, hvad der ud fra bestandsbiologiske synspunkter er de bedst mulige vurderinger af, hvordan disse bestemmelser skal omsættes til praktiske vurderinger af jagttider. Så længe der ikke er skabt præcedens gennem prøvesager indbragt for EF-Domstolen, er det ikke muligt at sige noget sik-

kert om, hvorvidt man kunne tænkes at fortolke bestemmelserne anderledes ud fra juridiske synspunkter.

2.2 EU-direktiver og internationale konventioner

Danmark er som medlemsstat forpligtet til at overholde direktiver udstedt af EU. Af disse har Rådets Direktiv 92/43/EØF (det såkaldte "Habitatdirektiv") og Rådets Direktiv 79/409/EØF/ (det såkaldte "Fuglebeskyttelsesdirektiv") meget stor indflydelse på vurderinger af jagt og jagttider. Det skyldes, at disse to direktiver sætter en række grænser for, hvilke arter medlemslandene må jage, og hvornår på året de må jages.

Derudover er Danmark medunderskriver af en række konventioner (hhv. Ramsar-, Bern-, og Bonn-Konventionerne samt under sidstnævnte også den såkaldte African-Eurasian Waterbird Agreement (AEWA). Disse er gennemgået af Bregnballe m.fl. (2003) og gennemgås ikke her, da de i praksis kun har haft begrænset betydning for den aktuelle vurdering af jagttider.

Habitatdirektivet i forhold til jagt

Habitatdirektivet blev udstedt i 1992 og er således af nyere dato end Fuglebeskyttelsesdirektivet, der er fra 1979. På flere områder er de formuleringer, der gives i Habitatdirektivet, derfor mere restriktive end i Fuglebeskyttelsesdirektivet. Da fugle ikke behandles i Habitatdirektivet, er de to direktiver efterfølgende blevet "sidedillede", i det mindste i Danmark, i den forstand at det er bestemt, at de regler og formuleringer, der er fastlagt i Habitatdirektivet, også skal gælde for fugle.

Habitatdirektivet handler ikke direkte om jagt. Men et helt centralt begreb i direktivet er den såkaldte "bevaringsstatus". En arts bevaringsstatus defineres i direktivet (Artikel 1, litra i) som "*Resultatet af alle de forhold, der indvirker på arten og som på langt sigt kan få indflydelse på dens bestandes udbredelse og talrigdom ...*". Bevaringsstatus for en art kan iht. Habitatdirektivet betragtes som gunstig, hvis:

- "*Data vedrørende bestandsudviklingen af den pågældende art viser, at arten på langt sigt vil opretholde sig selv som en levedygtig bestanddel af dens naturlige levesteder, og*
- *Artens naturlige udbredelsesområde hverken er i tilbagegang, eller der er sandsynlighed for, at det inden for en overskuelig fremtid vil blive mindsket, og*
- *Der er og sandsynligvis fortsat vil være et tilstrækkeligt stort levested til på langt sigt at bevare dens bestande*".

Habitatdirektivet dækker først og fremmest en række naturtyper og arter, der er opført på direktivets Bilag I, II, og IV. Ingen af de pattedyrarter, der aktuelt har jagttid i Danmark, står på disse bilag, og for pattedyr er der således ikke nogen direkte begrundelse for at inddrage bevaringsstatus i en vurdering af jagttider. Danmarks Jægerforbund har imidlertid anmodet DMU om en vurdering af, om den danske bestand af spættet sæl kan bære en jagtlig udnyttelse. Arten står på Habitatdirektivets Bilag II og er behandlet nedenfor i Afsnit 5.

Fuglebeskyttelsesdirektivet i forhold til jagt

Fuglebeskyttelsesdirektivet tillader jagt på fugle, men pålægger medlemslandene en række restriktioner for jagten. Jagt er behandlet i direktivets Artikel 7, der lyder:

1. *"De i Bilag II nævnte arter kan under hensyn til bestandens størrelse samt arternes geografiske udbredelse og formeringsevne inden for fællesskabet som helhed jages i overensstemmelse med den nationale lovgivning. Medlemsstaterne påser, at jagten på disse arter ikke er i strid med de beskyttelsesforanstaltninger, der er truffet i arternes udbredelsesområder.*
2. *De i Bilag II/1 nævnte arter kan jages i det geografiske sø- og landområde, hvor dette direktiv finder anvendelse.*
3. *De i Bilag II/2 nævnte arter kan jages i de medlemsstater, hvorunder de er angivet.*
4. *Medlemsstaterne sikrer sig, at jagt, herunder i givet fald falkejagt, således som den skal finde sted i henhold til de i medlemslandene gældende jagtbestemmelser, udøves i overensstemmelse med princippet om fornuftig udnyttelse og en økologisk afbalanceret regulering af de pågældende fuglearter, samt at jagtudøvelsen er forenelig med de bestemmelser, der følger af Artikel 2, med hensyn til bestandene af disse arter og særlig af trækkende arter. De drager især omsorg for, at de arter, som omfattes af jagtlovgivningen, hverken jages i redetiden eller i de forskellige faser af yngletiden. Når det drejer sig om trækkende arter, påser de ganske særligt, at de arter, som omfattes af jagtlovgivningen, ikke jages i yngletiden og under deres træk til redebygningsstedet. Medlemsstaterne tilsender Kommissionen alle formålstjenlige oplysninger om den praktiske gennemførelse af deres jagtlovgivning".*

Direktivets Artikel 2, som bestemmelserne i Artikel 7 baseres på, omfatter alle fuglearter, *"som i vild tilstand har deres naturlige ophold i det område, hvor direktivet finder anvendelse"*, og lyder:

"Medlemsstaterne træffer alle nødvendige foranstaltninger til at opretholde eller tilpasse bestanden af samtlige de i artikel 1 omhandlede arter på et niveau, som især imødekommer økologiske, videnskabelige og kulturelle krav og samtidig tilgodeser økonomiske og rekreative hensyn".

Direktivets artikel 7 fastlægger således direkte, at jagt på fugle skal udøves i overensstemmelse med princippet om "fornuftig udnyttelse". Hvad begrebet "fornuftig udnyttelse" indebærer, diskuteres nedenfor, i Afsnit 3. Direktivet fastsætter desuden, hvilke fuglearter der må jages - og i hvilke medlemslande.

Derudover indfører direktivet også en række bestemmelser om, at fuglearter ikke må jages hverken i yngletiden eller i forårstræktiden. Selv om dette lyder klart og enkelt, er der tilfælde, hvor en fortolkning er kompliceret. Mange trækfuglearter bevæger sig nemlig rundt i vinterkvartererne, og det kan være meget vanskeligt at afgøre, hvornår sådanne bevægelser går over i et egentligt "forårstræk".

Den Europæiske Kommission har i 2001 udarbejdet et dokument vedr. forårstræk- og yngletider for alle fuglearter på direktivets Bilag II (dvs. alle arter, der kan gives jagttid i medlemslandene). Efter optagelsen af nye medlemslande er dette dokument under udvidelse, og aktuelt er "Key concepts of Article 7(4) of Directive 79/409/EEC - Period of reproduction and prenuptial migration of Annex II Bird species in the 27 EU

member states" (Den europæiske Kommission 2008b) udsendt til kommentering i medlemslandene. Dokumentet er dermed en foreløbig version. De steder, hvor der potentielt kunne være uoverensstemmelser mellem de træk- og yngletider, der er fastlagt i "Key Concepts", og de danske jagttider, blev drøftet udførligt af Bregnballe m.fl. (2003). De er nævnt i Afsnit 4 under de enkelte arter.

Derudover fastslås det i "Vejledning om jagt", at det generelt ikke er tilrådeligt at drive jagt på fuglearter eller bestande med "ugunstig" bevaringsstatus, heller ikke når jagten ikke er skyld i eller medvirkende årsag til den ugunstige status. Dermed er det i princippet også nødvendigt at inddrage bevaringsstatus i en vurdering af jagtens bæredygtighed for fuglearter. Det anføres dog også, at jagt på fuglearter med ugunstig bevaringsstatus kan forsvares som bæredygtig, såfremt der foreligger en forvaltningsplan for arten, der bl.a. skal redegøre for, hvordan jagten bidrager til bevarelsen. "Vejledning om jagt" afviser således ikke fuldstændigt mulighederne for en jagtlig udnyttelse af arter med ugunstig bevaringsstatus.

Selv om "Vejledning om jagt" fastslår, at der som udgangspunkt ikke bør gives jagttid til fuglearter med ugunstig bevaringsstatus, pålægger Fuglebeskyttelsesdirektivet ikke medlemslandene nogen direkte forpligtelse hverken til at vurdere eller til at indrapportere bevaringsstatus. Det skyldes, at Fuglebeskyttelsesdirektivet er fra 1979, hvor begrebet endnu ikke var introduceret. Af samme grund foreligger der praktisk taget ingen officielle vurderinger af bevaringsstatus for fuglearter, der kan anvendes ved vurderinger af jagttider. Det gælder ikke mindst for de trækfuglearter, hvor større dele af bestanden yngler uden for EU. For fuglearter med jagttid kan dette fx dreje sig om ynglebestande i Norge og Rusland. For disse arter vil en samlet bevaringsstatus - dvs. på bestandsniveau - kun kunne bedømmes af flere lande i fællesskab.

I "Vejledning om jagt" er der dog foretaget en række vurderinger - der altså ikke har nogen egentlig formel status - og en længere række af fuglearter på direktivets Bilag II er vurderet til at have ugunstig bevaringsstatus. Disse vurderinger er kommenteret nedenfor, dels i Afsnit 2.5 og dels i Afsnit 4 under de pågældende arter.

I henhold til Artikel 7 skal medlemsstaterne påse, at jagten i de enkelte lande ikke er i strid med de beskyttelsesforanstaltninger, der er truffet i arternes udbredelsesområde. Der findes DMU bekendt ikke nogen samlet oversigt over disse foranstaltninger, og det ligger uden for rammerne af denne rapport at tilvejebringe en sådan. Det kan derfor ikke fuldstændigt udelukkes, at der i nogle tilfælde kan være truffet foranstaltninger, DMU ikke er bekendt med, og som derfor ikke er taget i betragtning i de nedenstående vurderinger.

2.3 National lovgivning

På nationalt plan reguleres jagten i Danmark gennem Lov om jagt og vildtforvaltning. Den seneste version af loven blev udstedt ved lovbekendtgørelse i oktober 2008 (LBK nr. 1045 af 20/10/2008). Visse ændringer af den nye lov, der er indført i juni 2009 (Lov om ændring af lov om naturbeskyttelse, lov om jagt og vildtforvaltning og forskellige andre lo-

ve, LOV nr. 514 af 12/06/2009) har ikke betydning for det nedenstående og omtales ikke her.

De relevante bestemmelser om lovens grundlag for at fastsætte jagttider ses i boks 1.

Kapitel 1

Formål m.v.

§ 1. Lovens formål er at sikre arts- og individrige vildtbestande og skabe grundlag for en bæredygtig forvaltning heraf ved

- at beskytte vildtet, særlig i yngletiden
- at sikre kvantiteten og kvaliteten af vildtets levesteder gennem oprettelse af vildt-reservater og ved på anden måde at etablere, retablere og beskytte vildtets levesteder og
- at regulere jagten således, at den sker efter økologiske og etiske principper og under varetagelse af hensynet til beskyttelse af vildtet, især af sjældne og truede arter.

Stk. 2. Ved lovens administration skal hensynet til befolkningens rekreative behov afvejes overfor hensynet til beskyttelse af vildtet.

§ 2. Lovens regler om vildt gælder for pattedyr og fugle, herunder trækfugle, som er naturligt forekommende i den danske natur. Reglerne gælder også for pattedyr og fugle, som er udsat eller er undsluppet menneskelig varetægt, og som har etableret vildtlevende, reproducerende bestande i naturen, medmindre de traditionelt betragtes som husdyr.

.....

Kapitel 2

Generelle vildtforvaltningsbestemmelser

§ 3. Jagt må kun drives på vildt, der er fastsat jagttid for, og kun inden for den jagttid, der er fastsat for arten.

Stk. 2. Miljøministeren kan fastsætte jagttid for de enkelte vildtarter ud fra følgende principper:

1. Jagt på fugle må ikke være i strid med de beskyttelsesforanstaltninger, der er truffet i disses udbredelsesområder.
2. Jagt på fugle skal tilgodese en fornuftig udnyttelse og være økologisk afbalanceret.
3. Der må ikke drives jagt på fugle i yngletiden og på fugle under træk til redebygningsstedet.
4. Der bør ikke drives jagt i perioden 1. februar – 31. august.
5. Der bør ikke fastsættes jagttid på sjældne eller truede arter.
6. Arter, der generelt eller lokalt har et utilfredsstillende lavt bestandsniveau, bør beskyttes.

Stk. 3. Miljøministeren kan fastsætte regler, der udvider, begrænser eller ophæver jagttiden for de enkelte vildtarter inden for nærmere afgrænsede områder samt på fiskeriterritoriet eller dele heraf.

2.4 IUCN's Røddlistekategorier

Udover bestemmelserne om gunstig bevaringsstatus i Habitat- og Fuglebeskyttelsesdirektiverne udarbejder såvel Danmark som de andre medlemsstater også officielle røddlister over bl.a. pattedyr- og fuglearter. "Røddlister" er vurderinger af den aktuelle status for de forskellige arter, herunder hvilke der må betegnes som sjældne og/eller truede. Røddlisterne fastlægger således, hvilke arter der i henhold til § 3 stk. 2 i Lov om jagt og vildtforvaltning ikke bør gives jagttid, og selv om de ikke har samme juridiske status som EF-direktiverne og loven, må de tages i betragtning ved vurderingerne.

Retningslinjer for udarbejdelsen af røddlister fastlægges internationalt af IUCN (the International Union for Conservation of Nature). IUCN har senest udsendt opdaterede retningslinjer for bedømmelse i 2001. Den fulde tekst findes på internetadressen http://www.iucnredlist.org/static/categories_criteria_3_1. I henhold til det af IUCN udarbejdede system rubriceres arter i én af følgende kategorier, jf. DMU's hjemmeside <http://www.dmu.dk>:

- Forsvundet
- Kritisk truet
- Moderat truet
- Sårbar
- Næsten truet
- Ikke truet
- Utilstrækkelige data/ikke mulig/ikke bedømt.

IUCN's kategorier er beregnet til bedømmelse af arter på globalt plan, men kan også anvendes regionalt og lokalt. Her må man især være opmærksom på, at indplacering i én af røddlistekategorierne kan afhænge af, hvilket niveau der bedømmes på. Fx kan en art blive vurderet som kritisk truet på globalt plan, selv om arten stadig kan have enkelte områder, hvor den trives, og hvor den på lokalt plan kan blive bedømt som ikke truet. Det omvendte kan selvsagt også være tilfældet.

IUCN har udarbejdet et meget præcist grundlag for, hvad der skal tages i betragtning ved en bedømmelse af, hvilken kategori en art eller bestand skal placeres i. Følgende punkter tages i betragtning:

- A. Bestandens udvikling. Er bestandens størrelse stabil, stigende eller faldende, og i sidstnævnte tilfælde hvor hurtigt?
- B. Udbredelse. Hvor stor er udbredelsen, er den stabil, stigende eller faldende, og i sidstnævnte tilfælde hvor hurtigt?
- C. Bestandens størrelse (I). Er bestanden under en vis størrelse, og samtidig faldende og/eller fragmenteret?
- D. Bestandens størrelse (II). Er bestanden ekstremt lille og begrænset i udbredelse?
- E. Risiko for uddøen. Kan det ved kvantificering af de foreliggende data vises, at der er en risiko for, at arten/bestanden uddør inden for de næste 100 år.

Den type analyse, der tænkes på under punkt E, er en såkaldt "Population Viability Analysis" (jf. Afsnit 3.5.4).

Det skal bemærkes, at IUCN definerer en "bestand" som den del af individerne, der reproducerer sig. Unge, ikke kønsmodne individer og kønsmodne individer, der ikke yngler, indgår således ikke i de bestandsstørrelser, der lægges til grund for IUCN's kriterier.

I henhold til Lov om jagt og vildtforvaltning bør der ikke gives jagttid til arter, der er sjælden eller truede. Arter, der er rødlistede som "kritisk truet" eller "moderat truet" bør derfor ikke gives en jagttid, mens arter, der vurderes som "ikke truet", i det mindste ud fra en rent bestandsmæssig betragtning kan bære en jagtlig udnyttelse. Det er dermed rødlisternes kategorier "næsten truet" og "sårbar", der kræver mere indgående overvejelser.

For at en art eller bestand kan vurderes at være sårbar, skal følgende være opfyldt (forkortet udgave, hvor kun de elementer i bedømmelsesgrundlaget, der får betydning for bedømmelsen af jagttider, er medtaget):

Vedr. punkt A

En art eller bestand vurderes som "Sårbar", såfremt ét eller flere af de følgende kriterier er opfyldt:

1. En reduktion i bestandsstørrelsen på 50% eller mere over de sidste 10 år eller 3 generationer (længste tid vælges, dvs. der er tale om en periode på mindst 10 år), hvis årsagerne a) kendes OG b) er reversible OG c) er ophørt.
2. En reduktion i bestandsstørrelsen på 30% eller mere over de sidste 10 år eller 3 generationer, hvis årsagerne er a) ukendte ELLER b) ikke er reversible ELLER c) ikke er ophørt.

Vedr. punkt C

En art eller bestand vurderes som sårbar, såfremt ét eller flere af de følgende kriterier er opfyldt:

Hvis bestandsstørrelsen er under 10.000 individer OG der

1. ENTEN vil være en (skønnet) fortsat tilbagegang på 10% eller mere over de næste 10 år eller 3 generationer
2. ELLER bestanden enten er stærkt fragmenteret eller samlet i en enkelt bestand.

Til det sidste punkt skal bemærkes, at bestande vil være sårbare, når de er stærkt fragmenterede, men de vil også være sårbare (fx over for sygdom), hvis de er samlet i en enkelt bestand.

Vedr. punkt D

En art eller bestand vurderes som sårbar, såfremt ét eller flere af de følgende kriterier er opfyldt:

Hvis bestandsstørrelsen

1. ENTEN er under 1.000 individer

2. ELLER udbredelsen er under 20 km².

Vedr. punkt E

En art eller bestand vurderes som sårbar, hvis kvantitative analyser viser, at sandsynligheden for at arten eller bestanden forsvinder i løbet af de næste 100 år er 10% eller større.

En art eller bestand bedømmes som "næsten truet", når den er tæt på at opfylde betingelserne for "sårbar" uden helt at gøre det. IUCN's kriterier giver ikke nogen nærmere præcisering af, hvad der skal forstås ved "tæt på".

Hvis en art eller bestand hverken vurderes som uddød, kritisk truet, moderat truet, sårbar eller næsten truet, vurderes den som ikke truet.

Udover de nævnte kriterier, der omhandler bestandens størrelse, omfatter kriterierne for rødlistning (som i øvrigt også kriterierne for bevaringsstatus iht. Habitatdirektivet) tilsvarende punkter i forhold til udbredelse. Nogle af de vildtarter, der gennemgås her, ændrer tilsyneladende aktuelt deres udbredelse som følge af klimatiske ændringer. Der er dog ikke nødvendigvis tale om, at udbredelsesområderne formindskes, kun at de ændres, og da der i øvrigt foreligger meget lidt konkret viden om disse forandringer, er anvendelsen af kriterier ved vurdering af jagttider begrænset til den del af dem, der vedrører bestandenes størrelse og udvikling.

Hvis en bestand opfylder et kriterium på Rødlisten, der gør, at den eksempelvis klassificeres som sårbar udelukkende pga. tilbagegang, vil et ophør af tilbagegangen i 5 på hinanden følgende år betyde, at dens rødlisteplacering kan nedgraderes. Ved en vurdering af vildtbestandens udvikling kræves der således 5 sammenhængende år med stabil eller stigende bestandsstørrelse før det kan konkluderes, at en tilbagegang i en bestand er ophørt.

2.5 Anvendelsen af de lovgivningsmæssige bestemmelser ved vurderingen af jagttider

Alle de ovennævnte bestemmelser og definitioner udspringer af en generel bekymring for det tab af biodiversitet, der har fundet sted i de sidste 100 år, og de har dermed alle deres berettigelse. Men når de skal tages i betragtning ved en konkret bedømmelse af jagttider, bliver deres samlede anvendelse meget kompliceret. Inden dette gøres er det derfor nødvendigt at diskutere dem.

Bevaringsstatus

"Vejledning om jagt" fastslår, at hvis en fuglearart har ugunstig bevaringsstatus, kan en jagtlig udnyttelse ikke være bæredygtig - medmindre der foreligger en forvaltningsplan. Dermed burde bevaringsstatus i princippet udgøre en del af det officielle bedømmelsesgrundlag for alle jagtbare fuglearter. Ud over at der som nævnt ikke foreligger nogen officielle be-

dømmelser, er begrebet "ugunstig bevaringsstatus" imidlertid også dif- fust og upræcist - hvilket netop har givet anledning til nogle af de omtal- te fortolkningsproblemer. Pga. den betydning, begrebet tillægges i "Vej- ledning om jagt", skal der gives en mere detaljeret gennemgang af disse problemer.

Årsagerne til de uenigheder, der aktuelt er opstået omkring fortolknin- gen af bestemmelserne, skal søges i en række forhold der, i det mindste omfatter følgende punkter:

1. Selve definitionen på "gunstig" bevaringsstatus er uklar.
2. Det er langt fra klart, hvad begrebet "ugunstig" bevaringsstatus in- debærer. I Habitatdirektivet defineres kun "gunstig" bevaringssta- tus, og direktivet forholder sig ikke til, hvordan man kan rubricere arter, der ikke har gunstig bevaringsstatus.
3. Habitatdirektivet fastlægger klare terminer for, hvor hyppigt med- lemslandene skal indrapportere bevaringsstatus for de naturtyper og arter, der er nævnt i direktivets bilag (hvert 6. år). For Fuglebeskyt- telsesdirektivet er der ikke fastlagt tilsvarende terminer, og bl.a. der- for foreligger der kun et meget begrænset antal vurderinger.
4. I "Vejledning om jagt" har Kommissionens Tjenestegrene foretaget en række vurderinger for arter på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II. Ikke mindre end 24 arter angives at have ugunstig bevaringsstatus på denne liste. Disse vurderinger er kun vejledende, og en række af dem er behæftet med åbenlyse problemer eller direkte fejl. Der er et klart behov for at få etableret en kvalitetssikring af sådanne vurde- ringer, inden de kan tages i konkret anvendelse.

Der kan knyttes flg. kommentarer til disse punkter:

Ad 1: Definitionen på gunstig bevaringsstatus

Det er ikke klart, hvilke data vedrørende bestandsudviklingen der kan anses for at være tilstrækkelige til at godtgøre, at en art på langt sigt vil opretholde sig selv som en levedygtig bestanddel af dens naturlige levesteder. Det er heller ikke klart, hvilket tidsrum der skal forstås ved "langt sigt". I de fora, der aktuelt drøfter definitionerne i forhold til arterne på Habitatdirektivets bilag II og IV (altså ikke for fugle), har man besluttet at anvende en periode på 20 år (B. Søgaard, pers. medd.).

Ad 2: Hvad er "ugunstig" bevaringsstatus?

I Habitatdirektivet defineres kun "gunstig" bevaringsstatus. Det er uklart, om dette indebærer, at alle arter, der ikke har "gunstig" beva- ringsstatus må have "ugunstig" bevaringsstatus. I de drøftelser, der p.t. foregår omkring Habitatdirektivet (og som formentligt vil blive udslags- givende for, hvordan fuglearter skal vurderes i fremtiden, fordi begrebet gunstig bevaringsstatus kommer fra Habitatdirektivet), har man indtil videre valgt at definere to niveauer for ugunstig bevaringsstatus (kaldet hhv. "gul" og "rød" status) samt en kategori for arter, hvor der er util- strækkelige data (den Europæiske Kommission 2006). For bestandsstør- relser angives en årlig tilbagegang på 1% som kriterium for at tillægge en art eller bestand "ugunstig rød" bevaringsstatus. De færreste overvåg- ningsprogrammer vil dog kunne påvise så små ændringer med statistisk sikkerhed fra år til år, og selv hvis de kan, må der også tages højde for, at stort set alle bestande har mere eller mindre tilfældige årlige udsving i deres størrelse, fx som følge af gode eller dårlige ynglesæsoner. I mange

tilfælde kan disse fluktuationer være af en størrelsesorden, der er betydeligt over 1%. For at skulle skelne mellem tilfældige udsving og egentlige tilbagegange må man derfor vurdere bestandsændringer over et vist antal år. Over en 20-årig periode, jf. punkt 1, vil dette svare til en reduktion på 19% af den oprindelige bestandsstørrelse.

I erkendelse af, at det i mange situationer vil være umuligt at bringe bestande tilbage til de størrelser, der fx fandtes for 50 år siden, defineres såkaldte "reference-bestandsstørrelser", der vil være en fremtidig målestok for status af arter og bestande. Disse referencestørrelser defineres som bestandens størrelse på det tidspunkt, hvor Habitatdirektivet trådte i kraft (den Europæiske Kommission 2006). For Danmarks vedkommende skete dette i 1994. Udgangspunktet for vurderingerne er dermed bestandens størrelse dette år, idet det dog skal bemærkes, at hvis en bestand på daværende tidspunkt var så lille, at den langsigtede overlevelse var usikker, vil det være nødvendigt at tage en større referencebestandsstørrelse i betragtning.

Overvejelsen om en tilbagegang på 1% om året - eller i praksis formentlig 19% over 20 år - er ikke hensigtsmæssig ud fra en bestandsbiologisk betragtning. Nogle af de arter, der behandles ifm. Habitatdirektivets Bilag II og IV, er insekter (sommerfugle), der har to generationer om året. For disse vil en 19% tilbagegang over 20 år svare til 19% over 40 generationer. Men nogle af de fuglearter, der behandles i denne rapport, har en meget længere generationstid. Fx er generationstiden for ederfugl beregnet til 3,5 år (Tiedemann m.fl. 1999). For en sådan art vil en tilbagegang på 19% over 20 år altså finde sted over et tidsspand på kun 6 generationer, og den må dermed vurderes som langt mere tungtvejende end en tilbagegang på 19% over 40 generationer.

Ad 3: Hvilke instanser skal vurdere bevaringsstatus?

I Danmark vurderes bevaringsstatus af By- og Landskabsstyrelsen. Ansvar for den faglige del af vurderingerne er uddelegeret til DMU. Der foreligger et sæt foreløbige vurderinger for en række fuglearter (hhv. arterne på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag I og de såkaldt "regelmæssigt tilbagevendende trækfuglearter") fra DMU (Pihl m.fl. 2003), men for det første er vurderingerne foreløbige, og for det andet omhandler de status for arternes forekomst alene i Danmark. For de regelmæssigt tilbagevendende trækfuglearter, der har en jagttid i Danmark, er de dermed ikke særligt velegnede, fordi større eller mindre dele af de bestande, for hvilke jagten skal vurderes, overvintrer andre steder. En vurdering af jagttider, hvor man i stedet baserer sig på status for ynglebestandene, vil være mere retvisende. Der foreligger imidlertid, så vidt det er DMU bekendt, ingen officielle vurderinger af bevaringsstatus for ynglebestande af fugle, der kan lægges til grund for en vurdering af danske jagttider.

Den manglende fastlæggelse af, hvilke instanser der skal bedømme bevaringsstatus, efterlader et tomrum, hvor der aktuelt fremsættes vurderinger fra flere forskellige sider. I denne rapport skal der eksempelvis tages stilling til vurderinger af ugunstig bevaringsstatus for en række arter, hvor det enten kan være kommissionens tjenestegrene eller NGO'er, der har foretaget vurderingen. Den Europæiske Kommissions hjemmeside

(http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/birdsdirective/index_en.htm).

henviser til Birdlife International for en række af vurderingerne og oplyser, at bedømmelserne foretages i samarbejde med den Europæiske jagtorganisation FACE.

De forskellige vurderinger, der opstår på denne måde, er heller ikke altid i indbyrdes overensstemmelse, enten fordi der lægges vægt på forskellige ting ved bedømmelsen, eller - i nogle tilfælde - fordi de udføres på forskellige bestande.

Ad 4: Behovet for en kvalitetssikring

De eneste vurderinger af bevaringsstatus for fugle, der dermed kunne lægges til grund for nærværende rapport, er de foreløbige vurderinger i "Vejledning om jagt". Disse angiver som nævnt, at i alt 24 fuglearter på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II har ugunstig bevaringsstatus. For de fleste af disse arter holder bedømmelsen dog næppe ud fra en kritisk faglig gennemgang, men det er reelt ikke muligt at tage stilling, dels fordi der gives helt utilstrækkelige oplysninger om vurderingsgrundlaget, dels fordi kildeoplysningerne er forkerte eller direkte mangler, og dels fordi det ikke er nærmere præciseret, hvilke bestande eller hvilket geografisk område vurderingen gælder for.

Som et eksempel på dette er knortegås opført på listen over fuglearter med ugunstig bevaringsstatus på direktivets Bilag II. De få informationer, der anføres som grundlag for vurderingen, er "Sårbar < 2 500 p, lokal, vinter". Hvis man går ud fra, at "p" (som ikke forklares) refererer til antallet af ynglepar, må vurderingen gælde lysbuget knortegås, da den ikke kan være gyldig for mørkbuget knortegås, hvor bestanden over de sidste 10 år er vokset fra ca. 200.000 til ca. 260.000 individer (se Afsnit 5). Men som opført på listen gælder vurderingen både lys- og mørkbuget knortegås - hvilket ikke kan være korrekt.

Mht. kildeangivelser anføres det eksempelvis, at spidsand har ugunstig bevaringsstatus, og "DMU 98" anføres som kilde, uden at der gives nogen egentlig henvisning. Vurderingen bygger tilsyneladende på et udkast til en international forvaltningsplan for spidsand, som DMU udarbejdede for Kommissionen i 1998. DMU har imidlertid ikke vurderet bevaringsstatus af fuglearter før efter år 2000, så reelt må der være tale om en vurdering foretaget af andre, og så at sige med tilbagevirkende kraft. Senere har det vist sig, at bestanden af spidsand er betydeligt større, end man mente på daværende tidspunkt - uden at nyere data er taget i betragtning ved vurderingen. En vurdering baseret på de aktuelt tilgængelige tal ville efter al sandsynlighed blive, at spidsand har "gunstig" og ikke "ugunstig" bevaringsstatus.

En kvalitetssikring af en sådan rapport må bl.a. bestå i at kontrollere, at såvel alle relevante data som de nyeste tilgængelige oplysninger er taget i betragtning ved vurderingerne, at det præciseres ved vurderingen, hvilke bestande der er tale om samt at kilderne anføres, så det er muligt at genfinde dem. Med det udgangspunkt er der i høj grad behov for en kvalitetssikring af oplysningerne i "Vejledning om jagt". For de arter, som har jagttid i Danmark og som er vurderet til at have ugunstig bevaringsstatus i "Vejledning om jagt", er der givet en nærmere omtale i Afsnit 4.

IUCN' s Rødlistesystem

I henhold til IUCN's kriterier for rødlistning vil en tilbagegang på 30% i bestandsstørrelse over en 10-årig periode (svarende til en årlig tilbagegang på 3,5%) i det tilfælde, hvor årsagerne til tilbagegangen er ukendte, betyde at en art bedømmes som sårbar. For arter med generationstid over 3,33 år kan denne grænse dog være en smule lavere, fx er den 3,05% årligt for ederfugl. En "næsten tilsvarende" tilbagegang vil betyde, at arten bedømmes som "næsten truet". Det er dog ikke nærmere præciseret, hvad der skal forstås ved "næsten tilsvarende".

Sammenligner man med Habitatdirektivets kriterier for ugunstig bevaringsstatus, er det selvfølgelig klart, at en art, der er rødlistet som "akut truet", må tillægges ugunstig bevaringsstatus. Men hvis arter, der går tilbage med 1% tilbage årligt, også skal tillægges "ugunstig bevaringsstatus" (jf. ovenstående), kan arter, som man if. IUCN ville rubricere som "ikke truet", i princippet også have "ugunstig bevaringsstatus". Dermed kan "ugunstig bevaringsstatus" omfatte samtlige kategorier i rødlistesystemet. Det er klart, at der ved en vurdering af jagtens indflydelse på en vildtbestand er behov for en mere detaljeret vurderingsgrad end den, der tilvejebringes med kategorierne "gunstig" og "ugunstig" bevaringsstatus.

IUCN's principper for bedømmelse af arter og bestande er således mere nuancerede og tager en række biologiske karakteristika som hastighed og varighed af tilbagegange samt artens generationstid i betragtning. De må desuden vurderes at være bedre biologisk begrundede end Habitatdirektivets kategorier, og det er dermed dem, der – bortset fra enkelte nuanceringer, som der er gjort rede for i Afsnit 3.5 - er lagt til grund for de vurderinger, der er givet i denne rapport.

Der er i Afsnit 4 kun gjort nærmere rede for, hvordan dette grundlag er anvendt for de arter, hvor bedømmelsen er mere kompliceret. Det skal imidlertid understreges, at disse kriterier ligger så tæt på det vurderingsgrundlag, DMU hidtil har anvendt (Madsen m.fl. 1996, Bregnballe m.fl. 2003), at dette i realiteten svarer til et uændret grundlag for bedømmelserne.

Dansk lovgivning

Dansk lovgivning indeholder ingen bestemmelser om, at man ikke kan give jagttid til arter i tilbagegang. Det er til gengæld fastslået, at jagt skal være i overensstemmelse med principperne om fornuftig (bæredygtig) udnyttelse, at der ikke må gives jagttid til sjældne og truede arter, og at arter med et generelt eller lokalt utilfredsstillende bestandsniveau bør beskyttes.

I forhold til den diskussion, der er givet ovenfor, må disse principper indtil videre vurderes at stemme godt overens med IUCN's bedømmelsesgrundlag. Anvendelsen af dette som udgangspunkt for vurderingerne er dermed i god overensstemmelse med dansk jagtlovgivning, i hvert fald for indeværende.

3 Biologiske vurderinger af jagttider

3.1 Indledning

Alle de ovennævnte bestemmelser skal i princippet tages i betragtning ved en vurdering af jagttiderne. Men da de fleste af dem er ret overordnede og abstrakte, må de udmøntes i en mere konkret tilgang. Denne må naturligvis baseres på de påvirkninger, vildtbestande med jagttid udsættes for.

Jagt påvirker vildtbestande på flere måder. Først og fremmest er der en direkte påvirkning gennem fjernelse af individer fra bestanden. Ved en vurdering af jagttider må det derfor tages i betragtning, hvor stort jagtudbyttet er i forhold til bestandens størrelse, dvs. hvor stor en andel af en bestand der nedlægges. I Europa foregår ikke megen forskning, der retter sig imod den direkte indflydelse af jagt på vildtbestandens størrelse, og det er i de fleste tilfælde ikke muligt at sige konkret, hvordan en given bestand ville udvikle sig i situationer henholdsvis med og uden jagt. En vurdering af jagtudbyttet i forhold til bestandsstørrelsen må i stedet foretages mere indirekte og ud fra viden, der sammenstykkedes fra mange forskellige kilder.

Ud over den direkte påvirkning har jagt også en række "indirekte" effekter på vildtbestande, først og fremmest gennem forstyrrelseseffekter. Disse drøftes nærmere i Afsnit 3.6.

Både iht. Fuglebeskyttelsesdirektivet, de forskellige internationale konventioner og dansk jagtlovgivning skal jagten være i overensstemmelse med principperne om "fornuftig udnyttelse". I andre sammenhænge, og ikke mindst i "Vejledning om jagt", tales tilsvarende om "bæredygtig udnyttelse". Disse to begreber, der er oversættelser af de engelske udtryk "wise use" og "sustainable use", betyder det samme (jf. "Vejledning om jagt"), og omtales derfor i det følgende blot som bæredygtig udnyttelse.

Alle de forskellige begreber, der er gennemgået ovenfor, dækkes i virkeligheden af dette begreb, da jagt på truede og sårbare bestande ikke kan være bæredygtig. Selv om begrebet "bæredygtighed" er defineret på et meget generelt plan og må konkretiseres, inden det kan anvendes til konkrete vurderinger, bliver "bæredygtighed" dermed det centrale begreb i Afsnit 4 og 5 nedenfor.

Den overordnede fremgangsmåde, der følges ved vurderingen af jagttid for en vildtart, kommer dermed sammenlagt til at bestå af følgende trin:

- Forekomst, bestandsstørrelse og -udvikling beskrives.
- Jagtudbyttets størrelse, sammensætning og udvikling beskrives.
- Nationale og internationale regler for fastlæggelse af jagttider tages i betragtning.
- Jagtens indflydelse på bestanden vurderes.
- Ud fra de foregående trin vurderes, om jagten er bæredygtig, og om der er et behov for justering af den aktuelle jagttid.

Disse trin beskrives nærmere i de følgende afsnit.

3.2 Forekomst, bestandsstørrelser og -udvikling

DMU's egne overvågningsprogrammer dækker en del af de 75 vildtarter, der behandles her. For disse arter er det muligt at bringe de seneste oplysninger om bestandens størrelse og udvikling. Men for de fleste arter er det nødvendigt at samle oplysninger fra en række forskellige kilder, både i form af trykte publikationer og elektroniske databaser. Da der som regel går flere år inden sådanne resultater publiceres, indebærer dette, at der for en række af de behandlede arter ikke foreligger oplysninger om bestandsudviklingen i de seneste år.

For de i alt 44 vildtarter, der aktuelt har jagttid, er der meget store forskelle mellem bestande mht. jagtlig udnyttelse. For nogle arter er der kun tale om de danske bestande, mens andre slet ikke yngler i Danmark og kun forekommer på træk og/eller som overvintrende. Dertil kommer så, at der også er store forskelle i den viden, man har om de forskellige bestande.

I alt 10 af de 44 arter med jagttid er pattedyr. For disse 10 arter er det kun danske bestande, der udnyttes, men selv om den bestandsmæssige situation dermed er forholdsvis enkel har man typisk mindre viden om bestandenes størrelse og udvikling. Det skyldes, at de fleste pattedyrarter er nataktive, og dermed ikke kan optælles med samme lethed som flertallet af fuglearterne. Siden den seneste rapport om jagttidsrevisioner (Bregnballe m.fl. 2003) er der dog sket en betydelig forøgelse af den samlede viden om disse arters forekomst og udbredelse i Danmark gennem publiceringen af den første danske Atlas-undersøgelse af pattedyr (Dansk Pattedyratlas, Baagøe & Jensen 2007). Gennemgangen af pattedyrene baserer sig i høj grad på dette værk.

Fire af de jagtbare fuglearter - agerhøne, fasan, tyrkerdue og husskade - er såkaldte ynglestandfugle. Som det er tilfældet med pattedyrene, omhandler jagten i Danmark næsten udelukkende de danske ynglebestande af disse arter. Da de er dagaktive, har man dog generelt en større viden om deres bestande, end man har for pattedyrene. Det er selvsagt primært danske undersøgelser, der dokumenterer bestandsudviklingen for disse arter, hhv. atlasundersøgelser (Grell 1998) og DOF's punkttællinger (Heldbjerg 2006, Heldbjerg & Eskildsen 2008); dog stammer de mest aktuelle oplysninger (der rækker frem til år 2000) om ynglebestandenes størrelse fra Birdlife International (2004).

De resterende 30 jagtbare fuglearter er trækfugle. Nogle af disse arter yngler i Danmark, andre ikke, men for dem alle gælder, at jagtudbyttet ikke alene tages af de danske ynglebestande, men også af bestande, der yngler nord og nordøst for Danmark. I de fleste af disse tilfælde udgør den danske ynglebestand faktisk en meget beskedent del af den samlede bestand.

For disse arter er der behov for et internationalt samarbejde omkring bestandsopgørelser. Et sådant samarbejde har eksisteret siden 1960'erne, og har været organiseret og koordineret af Wetlands International, der tidligere kaldtes International Waterfowl Research Bureau. Wetlands Inter-

national er en selvejende institution, finansieret primært af kontingenter fra medlemslandene, bl.a. Danmark. Fra dansk side er det DMU og Skov- og Naturstyrelsen, der varetager medlemskabet. Ud over statsinstitutioner er en række NGO'er også medlemmer af WI.

Bestandsopgørelser fra Wetlands International bygger på koordinerede optællinger, der foretages på udvalgte datoer. Disse optællinger omfatter tusindvis af lokaliteter og dækker i princippet hele Europa. For de fleste arter bygger bestandsestimater primært på de såkaldte midvintertællinger, der foretages i januar. Der indgår dog også specialoptællinger af bestemte artsgrupper, fx tælles gåsebestandene på tidspunkter, hvor bestandene er koncentreret på bestemte lokaliteter og derfor kan tælles mere effektivt. Midvintertællinger består for de fleste arter af tællinger fra landjorden. Nogle arter, fx havdykænderne, registreres dog primært ved optællinger fra fly eller skib.

Bestandsopgørelserne for nogle af disse arter bygger på en simpel sammentælling af de registrerede antal. Da man ikke kan forvente at registrere samtlige individer af en art må det på forhånd ligge fast, at bestandsestimater fremkommet på denne måde kan undervurdere bestandsstørrelsen. For de arter, der behandles her, er dette primært et problem for ederfugl, hvor WI's estimater sandsynligvis er noget mindre end den faktiske bestandsstørrelse. Dette er diskuteret nærmere i Afsnit 4 under denne art.

Optællinger i vinterkvarteret foretages på et tidspunkt, hvor de fleste arters ynglebestande er blandet sammen. Bestandsestimater kommer dermed til at omfatte samtlige bestande, der overvintrer i Europa. I forhold til en jagtlig udnyttelse i Danmark kan bestandsstørrelserne for nogle arter derfor være misvisende store, fx fordi engelske, hollandske og franske ynglebestande, hvis individer ikke forekommer i Danmark, indgår i den samlede bestandsstørrelse. I sådanne tilfælde vil jagtudbyttet i Danmark blive sammenlignet med et bestandsestimat, der kan være meget stort i forhold til udbyttet, jf. Bregnballe m.fl. (2003).

Inden for de senere år er der imidlertid blevet offentliggjort to større værker, der gør det muligt at opnå en højere opløsningsgrad ved vurderingerne af det danske jagtudbytte. Publiceringen af "Dansk trækfugleatlas" (Bønløkke m.fl. 2006) gør det muligt at foretage mere præcise vurderinger af, hvilke bestande der trækker gennem Danmark om efteråret, for samtlige trækfuglearter. Resultaterne viser, at der kan være ganske store forskelle i, hvilke bestande der er tale om. Nogle arters hovedtrækretning følger en NNØ-SSV-gående akse, og for disse arter vil det være de norske, svenske og i nogle tilfælde finske ynglebestande, der passerer Danmark på trækket. Disse omtales for nemheds skyld nedenfor som de fennoskandiske ynglebestande. Andre arter har et efterårstræk, der forløber omkring en betydeligt mere ØNØ-VSV-gående akse, og udover fennoskandiske fugle passerer også ynglebestande fra Baltikum (Estland, Letland og Litauen) og Rusland Danmark om efteråret. I disse tilfælde vil der ofte være tale om et betydeligt større bestandsmæssigt grundlag for en jagtlig udnyttelse her i landet.

Ud over de muligheder, Dansk Trækfugleatlas giver for en nærmere vurdering af, hvilke bestande der passerer Danmark på efterårstrækket, har Birdlife International i 2004 publiceret en samlet oversigt over yngle-

bestandenes størrelse og udvikling i de enkelte lande frem til år 2000. Sammenholdes disse to værker, har man altså mulighed for at give en række betydeligt mere præcise vurderinger af bestandsgrundlaget for jagten i Danmark end dem, der hidtil har været givet. Dette er gjort for de trækfuglebestande, der er behandlet nedenfor.

For vadefuglenes vedkommende er den nyeste væsentlige publikation (Delany m.fl. 2009) anvendt.

3.3 Jagten i Danmark

3.3.1 Vildtudbyttestatistik

Jagt påvirker bestandsstørrelser, i det mindste for de arter, hvor udbyttet udgør en ikke ubetydelig andel af den samlede bestand. En vigtig del af de biologiske overvejelser består derfor i at sammenligne størrelsen af det danske udbytte med bestandens størrelse.

Danmark er et af de europæiske lande, der har de bedste informationer på dette område. Siden 1941 har jægerne i Danmark årligt skullet oplyse, hvor stort et udbytte de i den forløbne sæson har haft af de forskellige vildtarter. I mange år har udbyttet skullet oplyses på amtsbasis, og amterne har derfor udgjort en naturlig enhed, når udbyttet skulle opgøres på regionalt plan (fx Strandgaard & Asferg 1980).

Efter kommunalreformen i 2007 skal jægerne ved indberetning af deres jagtudbytte oplyse, i hvilke af landets 98 kommuner vildtet er nedlagt. Disse oplysninger vil, efterhånden som de indløber, utvivlsomt føre til en forbedret analyse af den geografiske fordeling (i procent) af jagtudbyttet i Danmark. Imidlertid foreligger der på tidspunktet for denne rapport kun oplysninger om udbyttets fordeling på kommuneniveau for to jagtsæsoner (2006/07 og 2007/08), da vildtudbyttestatistikken for jagtsæsonen 2008/09 endnu ikke var tilgængelig DMU. Figurene i rapportens Afsnit 4 og 5 bibeholder derfor de tidligere amter som basis for analyserne.

Et særligt problem udgøres af, at et stort antal jægere undlader at indberette deres udbytte. Mens mere end 90% af jægerne indsendte oplysninger i 1970'erne, er andelen siden da gradvist faldet til under 70%. For jagtsæsonen 2007/08, hvor indberetningsprocenten i første omgang var på 61%, har udsendelse af rykkerbreve dog resulteret i indberetninger fra ca. 85%. Pga. den lavere indberetningsprocent er udbyttetallene for de seneste sæsoner formentlig behæftet med større usikkerhed end tidligere.

I 2003 blev der gennemført en spørgebrevsundersøgelse for jægere, der ikke havde indsendt oplysninger. Hidtil var udbyttet blevet korrigeret ud fra den antagelse, at jægere, der ikke indberettede deres udbytte, i gennemsnit havde haft samme udbytte som jægere, der indberettede. Resultaterne viste imidlertid, at der blandt de jægere, der ikke indberetter deres udbytte, er en overvægt af jægere der ikke har nedlagt vildt (Asferg & Lindhard 2003). Dette er indarbejdet i korrektionen af vildtudbyttetallene fra og med sæsonen 2000/01. For nogle arter, fx gråand, kan der derfor ses et mindre fald i udbyttetallene regnet fra denne sæson.

Når jagttegnsløserne indberetter deres årlige udbytte, skal dyr og fugle ombragt ved regulering medregnes i tallene. De udbyttetal, der oplyses i de efterfølgende afsnit, omfatter således både jagtudbytte og regulering. For de vildtarter, der må reguleres iht. Bekendtgørelsen om vildtskader (BEK nr. 868 af 04/07/2007), er regler og perioder for regulering oplyst sammen med den egentlige jagttid. I de fleste tilfælde har man ikke nogen nærmere viden om, hvor stor en andel af det samlede tal der nedlægges hhv. ved jagt og regulering.

3.3.2 Vingeundersøgelser

Et særligt problem omkring opgørelsen af jagtudbyttet består i, at de vildtudbytteskemaer, jægerne skal udfylde, indeholder fem såkaldte "samlerubrikker". Der er 5 jagtbare gåsearter i Danmark, men udbyttet skal kun oplyses som samlet antal "gæs". Udbyttet af gråand skal oplyses i en rubrik for sig selv, mens de øvrige 6 jagtbare arter af svømmeænder oplyses samlet under "andre svømmeænder", udbyttet af ederfugl skal oplyses for sig selv, mens de øvrige 9 jagtbare dykandearter oplyses samlet i rubrikken "andre dykænder", udbyttet af "bekkasiner" oplyses også samlet (dog er dobbeltbekkasinen efter fredningen af enkeltbekkasin i 2004 den eneste art i denne rubrik) og endelig skal udbyttet af tre jagtbare mågearter oplyses som "måger". For 23 af de 44 arter, der har jagttid i Danmark, foreligger der dermed ikke umiddelbart detaljerede oplysninger om udbyttet.

For at kunne udarbejde skøn over udbyttet af de enkelte arter i samlegrupperne indsamler DMU løbende vinger af vandfugle, der indsendes frivilligt af jægere. Ud over at disse vinger bruges til at estimere arts-sammensætningen i samlegrupperne giver de en række andre værdifulde oplysninger om jagtudbyttets tidsmæssige fordeling, dets køns- og alderssammensætning og om jagtformer.

For de talmæssigt betydningsfulde arter tilvejebringer vingeundersøgelserne et meget sikkert grundlag for at vurdere udbyttet m.v. For fuglearter, hvor det årlige udbytte er mindre, og hvor antallet af vinger indsendt til DMU er beskedent, vil oplysningerne i højere grad være påvirket af tilfældigheder i materialet. Da de færreste af disse arter har en jagtlig udnyttelse i Danmark, der har betydning på bestandsniveau, er der ikke i denne rapport forsøgt nogen egentlig statistisk analyse af resultaterne, bortset fra at der er givet en række kommentarer under de enkelte arter.

Tallene for vingeundersøgelserne i jagtsæsonen 2008/09 forelå først midtvejs i processen med at udarbejde denne rapport. En del af figurmateriale er derfor omarbejdet, så figurerne inkluderer denne sæson. Af tidsmæssige grunde er materialet for 2008/09 dog ikke medtaget i de figurer, der viser den geografiske fordeling af indsendte vinger. Desuden kan det for enkelte vinger være vanskeligt at foretage aldersbestemmelse, mens der i andre tilfælde kan være usikkerhed omkring dato eller lokalitet. Det præcise antal af vinger, der indgår i de enkelte figurer nedenfor, kan derfor variere.

3.4 Jagtens indflydelse på bestandsstørrelser og -udvikling

Jagtens bæredygtighed er det centrale punkt i vurderingerne, men inden bæredygtigheden kan vurderes er det nødvendigt at redegøre for de bestandsbiologiske begreber, der anvendes ved vurderingen. Disse begreber er centrale for forståelsen af, hvordan den endog meget omfattende mængde af juridiske bestemmelser udmøntes i praksis.

Der foreligger et meget stort antal videnskabelige publikationer om jagtens indflydelse på vildtbestande, og selv om det nok kan siges, at omfanget af den videnskabelige produktion kan være påvirket af, at indflydelsen af jagt i mange tilfælde er lettere at dokumentere end indflydelsen af andre faktorer, kan der ikke være tvivl om, at en jagtlig udnyttelse i mange tilfælde medfører betydelige påvirkninger af bestandene. I økologisk forstand omfatter disse påvirkninger:

- Fjernelse af individer fra bestanden gennem afskydning.
- Forstyrrelser. Jagt forstyrrer vildtet, og generelt må man gå ud fra, at jagt forstyrrer et større antal individer end det, der nedlægges. Forstyrrelserne indebærer dels tab af tid, der fx kunne anvendes til fouragering, og dels et (nok mere beskedent) energetisk tab ved flugt og forhøjet stofskifte under stress.
- Flugtafstande. Vildtarter, der jages, er mere sky (har større reaktions- eller flugtafstand) end arter, der ikke jages. Det er blevet fremført gentagne gange, at de øgede flugtafstande dels fører til, at påvirkningerne fra andre forstyrrelseskilder bliver større (fordi vildtet reagerer på større afstande), og dels forringer oplevelsesværdien for andre naturinteresserede, der ikke kan komme tæt på vildtet - især i jagttiden. For nogle arters vedkommende (fx hjortevildt) kan det ikke udelukkes, at det aktuelt overvejende natlige aktivitets-mønster ville ændres til, at dyrene i højere grad fouragerede om dagen, hvis de ikke havde en jagttid.

Disse punkter uddybes i de efterfølgende afsnit.

3.4.1 Populationsdynamik og kompensatorisk jagtmortalitet

Populationsdynamik

Indflydelsen af en jagtlig udnyttelse må på et mere detaljeret plan vurderes på baggrund af den pågældende arts eller bestands såkaldte populationsdynamik. I faglig forstand er en "bestand" defineret som en gruppe (større eller mindre) af individer af samme art, der hører biologisk sammen i den betydning, at de kan yngle indbyrdes. Nogle af de arter, der har jagttid i Danmark, forekommer reelt i flere bestande, der må vurderes hver for sig. Det er nemlig ikke givet, at disse bestande har samme status og udvikling.

Individerne i en bestand udskiftes løbende gennem dødsfald og rekruttering af nye individer. Denne løbende omsætning af individer kaldes populationsdynamik, og bestandens udvikling må forstås på dette grundlag. At en bestand går tilbage, er ensbetydende med, at der dør flere individer per år, end der fødes, mens det omvendte er tilfældet for en bestand i fremgang.

For de fleste bestande er det mest hensigtsmæssigt at slå en del af disse processer sammen. For langt de fleste - om ikke alle - vildtarter er der størst dødelighed lige efter fødslen eller klækningen, og man får derfor et mere retvisende udtryk for "netto-reproduktionen" ved at trække denne dødelighed fra antallet af individer, der fødes eller klækker. For fugle kan man eksempelvis i stedet for antallet af æg, der klækker, opregne antallet af afkom, der overlever til flyvedygtighed. Når der regnes på denne måde, kan der i stedet tales om rekruttering. Størrelsen af rekrutteringen afhænger naturligvis af længden af den periode, der medregnes, fx rekrutteres et større antal fugle som flyvefærdige, end der rekrutteres som nye, førstegangsynglende individer i det eller de efterfølgende år.

I forhold til det samlede antal individer i bestanden har de forskellige vildtarter en meget forskellig omsætningshastighed. For eksempel er den årlige overlevelse hos voksne harer ca. 60%, mens den for gæs og ederfugle er 85-90%. Denne forskel har stor betydning for en vurdering af jagtens indflydelse på bestanden. Mens 10-15% af den voksne bestand af fx gæs og ederfugle skal erstattes årligt, for at bestanden kan være stabil, skal 40% af en harebestand erstattes hvert år. En ederfuglebestand vil derfor alt andet lige være mere følsom over for en jagtlig udnyttelse af voksne, kønsmodne individer end en harebestand.

Når en bestand går tilbage, må årsagen være faldende rekruttering og/eller faldende overlevelse - det sidste ikke mindst for den reproduktive del af bestanden. På den ene side kan viden om disse forhold give nyttige oplysninger om de årsager, der i sidste instans ligger bag tilbagegangen, og på den anden side har det også betydning for vurderingen af jagtens betydning for bestanden. Hvis rekrutteringen falder med en vis andel, vil en harebestand gå hurtigere tilbage end en ederfuglebestand. Men hvis det i stedet er overlevelsen af kønsmodne individer, der falder med en vis andel, vil det omvendte være tilfældet.

For arter, hvor en reduktion af jagttiden må overvejes, vil dette have betydning for vurderingen af, hvordan jagttiden kan tilrettelægges, så udbyttet passer bedre til den aktuelle situation. For mange vildtarter sker der nemlig ændringer i udbyttets alderssammensætning gennem jagtsæsonen. I begyndelsen af denne nedlægges der typisk en stor andel af unge individer; sidst på sæsonen - hvor antallet af ungfugle eller -dyr i bestanden er reduceret bla. ved jagtmortalitet, og hvor de overlevende individer har haft mulighed for at opbygge erfaring med jagt - er der typisk en større andel af kønsmodne individer i udbyttet.

Det mest hensigtsmæssige er derfor at diskutere bestandens udvikling ud fra oplysninger om reproduktion/rekruttering og overlevelse. Denne fremgangsmåde er i størst muligt omfang anvendt ved vurderingen af de enkelte arter i Afsnit 4 og 5. For en del af arterne har man dog kun et meget overordnet kendskab til deres populationsdynamik, og for disse må vurderingen i stedet foretages ud fra helt basale oplysninger om bestandstørrelser og jagtudbytte.

Et særligt problem udgøres af en række arter med såkaldt "skæv" kønsfordeling for ældre individer. Mest markant er dette for bestandene af ederfugl, sortand, fløjlsand og havlit, hvor mere end 70% af de ældre individer er hanner. Her kan det - i det mindste i nogen grad - overvejes at

tilrettelægge jagtsæsonen så afskydningen af hanner prioriteres, som det bl.a. blev gjort for ederfugl ved jagttidsrevisionen i 2004.

Kompensatorisk og additiv jagtdødelighed

Jagt vil naturligvis reducere størrelsen af en bestand i løbet af selve jagtsæsonen. Hvorvidt der også er tale om en mere langsigtet indflydelse på bestandens størrelse er et spørgsmål, der har været debatteret i mange år. Det ligger uden for rammerne af denne rapport at gennemgå det meget store antal publikationer, der har dannet baggrund for debatten, men som indledning til drøftelsen af jagtens bæredygtighed skal der gives et kort rids af de synspunkter, der er lagt til grund for vurderingerne i Kapitel 4 og 5.

Ud fra et populationsdynamisk perspektiv kan jagtens indflydelse beskrives på den måde, at de individer, der nedlægges, dør tidligere, end de ellers ville have gjort. Man kan dermed sige, at jagt fremrykker dødeligheden - eller mortaliteten - i de vildtbestande, der jages. Det har især betydning for bestandens størrelse, hvis de individer, der nedlægges, i stedet ville have overlevet til efter de havde reproduceret sig. Dermed får det stor betydning, hvilken andel af de individer der nedlægges, der ville være omkommet af andre årsager inden det efterfølgende års ynglesæson.

Tidligere mente mange - og ikke mindst jægerne selv - at en jagtlig udnyttelse "høstede" af et overskud i de jagede bestande, og at bestandenes størrelse ved starten på den efterfølgende ynglesæson ikke ville være påvirket af afskydningen. Man taler i den forbindelse om "kompensatorisk" mortalitet, hvilket skal forstås sådan at efter at jagtudbyttet er "høstet", betyder såkaldte "tæthedsafhængige" faktorer, at dødeligheden inden den efterfølgende ynglesæson bliver mindre, end den ville have været uden en jagtlig udnyttelse. Den fremrykning af dødeligheden, som forårsages af jagten, omfatter således kun en enkelt sæson, og i situationer med kompensatorisk mortalitet vil størrelsen af ynglebestanden året efter derfor ikke være påvirket af den afskydning, der har fundet sted.

Alternativt taler man om, at den dødelighed, der påføres bestanden ved jagt, er "additiv". Additiv jagtmortalitet betyder, at den dødelighed, jagten påfører en vildtbestand, skal lægges til den dødelighed, der i forvejen sker i bestanden. I situationer med additiv mortalitet vil jagten betyde, at ynglebestanden i den efterfølgende sæson er mindre, end den ville have været uden en jagtlig udnyttelse.

Diskussionen om kompensatorisk eller additiv mortalitet har pågået i mange år, og den spiller stadig en betydelig rolle i den internationale videnskabelige litteratur, især den amerikanske. En gennemgang af resultaterne ligger uden for rammerne af denne rapport, men reelt har den ikke ført til nogen nærmere afklaring af jagtens betydning for vildtbestandenes størrelse.

En langt mere direkte tilgang til, hvad jagt betyder for bestandsstørrelser, kan opnås ved at undersøge, hvordan bestande har udviklet sig efter jagtfredning. Alene fra Danmark er der efterhånden en række eksempler på arter, hvis bestande er vokset markant efter fredning. Spættet sæl, knopsvane, knortegås, flere arter af rovfugle og stor regnspove er sådanne eksempler. Der er også arter, hvis bestande ikke er gået mærkbart

frem efter fredning (lommer, lappedykkere, nogle vadefuglearter og alkefugle), men disse tilfælde omfatter typisk arter, hvor den jagtlige interesse har været mindre, og hvor udbyttet har været af mere begrænset størrelse i forhold til bestanden (Bregnballe m.fl. 2003).

Fuldstændig kompensatorisk mortalitet er et begreb, der er mest realistisk for stabile bestande. For bestande, hvis størrelse vokser eller aftager, kan mortaliteten højst være delvist kompensatorisk. Da man i praksis ikke har nogen konkret viden om dette for de enkelte vildtarter, må man som det mest forsigtige antage, at jagtmortaliteten er additiv. For bestande i vækst betyder det, at den andel af bestanden, der nedlægges, må trækkes fra vækstraten. For bestande i tilbagegang vil et såkaldt "worst possible case" scenarie være, at den rate, hvormed tilbagegangen foregår, forøges direkte med den andel, jagtudbyttet udgør af bestanden. I Afsnit 4 og 5 er udtrykkene "sandsynligvis additiv" eller "additiv" derfor anvendt ved vurderinger af jagtmortalitetens betydning for bestande, der er i tilbagegang.

3.4.2 Forstyrrelser og flugtafstande

Det meste af den lovgivning, der er gennemgået ovenfor, omhandler jagtens indflydelse på vildtbestandes størrelse gennem fjernelse af individer.

Jagt har imidlertid også andre effekter på vildtet, da det er veldokumenteret, at jagt virker forstyrrende på både fugle og pattedyr (fx Madsen & Fox 1995, Olesen m.fl. 1998). I Danmark gav dette for nogle år siden anledning til en række storskalaeksperimenter med såkaldte forsøgsreservater (Madsen 1998a, Madsen 1998b, Madsen & Fox 1995).

Det er ligeledes veldokumenteret, at forskellige jagtformer – og for den sags skyld andre fritidsaktiviteter – forstyrrer fugle og pattedyr i forskellig grad. For jagten på vandfugle i forsøgsreservaterne viste det sig fx, at jagt fra både, der aktivt opsøgte fuglene, hvor de lå på vandet (såkaldte "kravlepramme"), forstyrrede mere end jagt fra opankrede både med udlagte lokkefugle (Madsen m.fl. 1996).

Jagt påvirker også vildtet i form af forøget skyhed. Flugtafstandene forøges for fugle- og pattedyrarter, der jages, og er i mange tilfælde større i jagtsæsonen end om foråret (fx Madsen 1985). Det er også velkendt, at en række fuglearter efter fredning har formindsket deres flugtafstande til mennesker markant, fx knopsvane (fredet i Danmark 1926) og knortegås (fredet i Danmark 1972).

Dansk Ornitologisk Forening (DOF) har i mange sammenhænge, og specielt i forbindelse med oplægget til denne rapport, gjort opmærksom på, at den forøgelse af flugtafstande, der følger af, at fuglearter gives en jagtsæson, forringer oplevelsesværdien for andre naturinteresserede. DOF har således også i forbindelse med udarbejdelsen af denne rapport udtrykt ønske om, at såvel forstyrrelseseffekter som flugtafstande inddrages i vurderingerne af jagttider.

Selv om synspunktet er fuldt ud gyldigt, er både det juridiske og det biologiske grundlag for at inddrage forstyrrelseseffekter i en vurdering af jagttider usikkert. Juridisk kan det udmærket tænkes, at hvis jagt må

formodes at påvirke en fuglebestands størrelse gennem forstyrrelseseffekter, vil det kunne være i modstrid med intentionerne i Fuglebeskyttelsesdirektivet. "Vejledning om jagt" anfører da også dette, men uden at drage skarpe konklusioner. Det skyldes ikke mindst, at mens det er forholdsvis nemt at påvise umiddelbare reaktioner på forstyrrelser, er det overordentligt vanskeligt at påvise effekter på bestandsniveau. "Vejledning om jagt" gør desuden opmærksom på, at effekterne på forskellige fuglearter kan være forskellige, fx i form af, at nogle arter er i stand til at kompensere for jagtlige forstyrrelser ved at fouragere om natten. Vejledningen tager ikke utvetydigt stilling til, om og i så fald hvordan forstyrrelseseffekter skal inddrages i en vurdering af jagttider.

Heller ikke i dansk lovgivning er grundlaget klart. I §1, stk. 2 i Lov om jagt og vildtforvaltning er fastslået, at "ved lovens administration skal hensynet til befolkningens rekreative behov afvejes overfor hensynet til beskyttelse af vildtet". I praksis er der rent faktisk tale om såvel rekreative behov, der vil kunne være i en vis modstrid med beskyttelsen af vildtet (jagt og en række andre fritidsaktiviteter, der medfører forstyrrelser af dyr og fugle) som rekreative behov, der indebærer, at man kan iagttage vildtet uforstyrret. Indtil der foreligger en egentlig juridisk fortolkning af denne formulering, må den dog formentlig forstås sådan, at man ved lovens administration ikke må prioritere beskyttelsen af vildtet så højt, at der ikke levnes plads til de rekreative behov, der medfører dokumenterede forstyrrelseseffekter.

Derudover kan det også siges, at en inddragelse af forstyrrelseseffekter og flugtafstande i en fastlæggelse af jagttider kan være vanskelig ud fra rent biologiske betragtninger. For kortnæbbet gås er det påvist, at flugtafstandene er mindre i forårstræktiden end om efteråret (Madsen 1985), men derudover bygger den eksisterende viden på fald i flugtafstande efter totalfredninger. Der er dermed ingen oplysninger, der i egentlig forstand kan bruges til at belyse og vurdere nogen nærmere sammenhæng mellem jagttidens længde og flugtafstandene.

I Danmark har man indtil videre fulgt en forvaltningsmæssig strategi, hvor man for vandfugle har søgt at kompensere for jagtmæssige forstyrrelser gennem oprettelsen af jagt- og forstyrrelsesfrie kerneområder, mens man ikke har inddraget disse i overvejelser om jagttider. I forbindelse med udformningen af den nugældende jagtlov indgik Vildtforvaltningsrådet således et forlig, der indebar oprettelsen af godt 50 såkaldte "jagt- og forstyrrelsesfrie kerneområder". Effekterne af disse områder på antallet af vandfugle, der raster i dem, har været omfattende (Clausen m.fl. 2004).

Da forstyrrelseseffekter ikke tidligere har været inddraget i vurderinger af jagttider, vil det kræve en politisk beslutning at inddrage dem. Indtil der er enighed om dette, følger DMU de hidtil gældende principper, og forstyrrelseseffekter er derfor ikke taget ind i de nedenstående overvejelser om jagttider.

Der skal dog gøres opmærksom på, at det reservatnetværk for vandfugle, der blev oprettet i 1990'erne, ikke tilgodeser alle arter lige godt. Specielt dækker det ikke havdykænderne, og såfremt man vil overveje genindførelse af en jagttid på nogle af de vadefuglearter, Danmarks Jægerforbund har ønsket vurderet, kommer i det mindste nogle af disse arter

ind under denne kategori. Dette er nærmere drøftet i rapportens Afsnit 4.5 og 5.

3.5 Jagtens bæredygtighed

I Fuglebeskyttelsesdirektivets Artikel 7 er fastslået, at jagt skal drives efter principperne om fornuftig udnyttelse. Dette er uddybet i "Vejledning om jagt", der sætter lighedstegn mellem begreberne "fornuftig udnyttelse" og "bæredygtig udnyttelse". Det indebærer, at jagtens bæredygtighed er det centrale begreb, der må vurderes i forbindelse med en jagttidsrevision.

Inden man kan vurdere jagtens bæredygtighed for den enkelte vildtart, må man imidlertid have nogle klare og utvetydige definitioner på, hvad bæredygtighed er. Sådanne definitioner bør ideelt være meget konkrete, da de skal være reproducerbare; udfaldet af en bedømmelse af bæredygtighed må ikke kunne afhænge af, hvem der foretager den.

"Vejledning om jagt" forholder sig til bæredygtighed med henvisning til en definition, der er givet i den såkaldte Rio-Konvention (Convention on Biological Diversity), hvor en bæredygtig udnyttelse defineres som *"udnyttelse af bestanddele af den biologiske mangfoldighed på en sådan måde og i et sådant omfang, at det ikke fører til nedgang i den biologiske diversitet på langt sigt, hvorved den biologiske mangfoldigheds muligheder for at dække nuværende og kommende generationers behov bevares"*.

"Vejledning om jagt" henviser også til Ramsar-Konventionen, hvor man på medlemsstaternes 3. konferencemøde i 1987 enedes om, at *"fornuftig udnyttelse af vådområder består i bæredygtig udnyttelse heraf til gavn for menneskeheden på en måde, som er forenelig med bevarelse af økosystemets naturlige egenskaber"*. På denne baggrund kan bæredygtig udnyttelse defineres som *"menneskers brug af et vådområde på en sådan måde at det til stadighed giver så store goder som muligt for de nuværende generationer og samtidig bevarer sit potentiale til at opfylde kommende generationers behov og ønsker"*. Økosystemets naturlige egenskaber defineres som *"de fysiske, kemiske og biologiske komponenter, såsom jord, vand, planter, dyr og næringsstoffer, og samspillet mellem disse"*. I forhold til jagtlig udnyttelse kan man ud fra dem sige, at jagt er bæredygtig, hvis den ikke overudnytter en bestand, så bestandens evne til at forny sig, herunder opretholde sin størrelse og udbredelse, forringes.

Ramsar-Konventionen omhandler kun vådområder, men "Vejledning om jagt" fastslår, at den skal anvendes generelt for jagt i forhold til Fuglebeskyttelsesdirektivet. Det er således den, der lægges til grund i det følgende.

Disse definitioner på bæredygtighed er meget generelle, og i forhold til dem er spørgsmålet, hvordan man omsætter dem til praksis ved vurderingen af jagttider (Bregnballe m.fl. 2007). I "Vejledning om jagt" gøres et forsøg på en lidt nærmere præcisering af, hvad bæredygtighed er. I Afsnit 2.4.15 står således:

"For at jagt ikke skal medføre en nedgang i de arter, der drives jagt på, tilstræbes det i naturforvaltningen generelt at sikre, at jagtniveauet for en given art ikke

overskrider grænsen mellem den 'maksimale' og den 'optimale' bæredygtige ydelse³¹."

I den tilhørende fodnote (31, s. 20) står:

"Den bæredygtige ydelse kan defineres som en situation, hvor der fjernes ressourcer fra miljøet i en takt, som kan udlignes på afbalanceret vis gennem naturlige processer. Under normale vilkår holdes fuglebestandene på et stabilt niveau af forskellige processer, som afhænger af bestandstætheden. En arts ydelse hænger direkte sammen med dens formeringstakt og overlevelsesrate. Nedlæggelsen kan fjerne en stor del af en bestand, men det opvejes af en lavere naturlig dødelighed og/eller højere formeringstakt. Det maksimale antal fugle, der kan nedlægges om året, nås når det største antal fugle yngler i den hurtigst mulige takt. Det opnås, når ynglebestanden kommer langt under levestedets kapacitet (Newton, I. 1998: Population limitation in birds). Jagt reducerer som regel ynglebestanden blandt fugle med lav naturlig dødelighed (K-strateger, fx gæs), men deres formeringstakt er til gengæld højere end de bestande, der ikke drives jagt på. Det betegnes den maksimale bæredygtige ydelse. På grund af usikkerhedsmomenter i økosystemerne sættes nedlæggelsestallet som regel noget lavere, hvilket defineres som den optimale bæredygtige ydelse. En god bestandsforvaltning kan øge denne ydelse".

Mens der faktisk findes en konkret fortolkning af, hvad den "maksimale" bæredygtige ydelse er, findes der ikke nogen anvendelig definition på, hvad den optimale bæredygtige ydelse er. Dette drøftes i de næste tre afsnit, for hhv. stabile, stigende og aftagende bestande.

"Vejledning om jagt" afgrænser således begrebet bæredygtighed til effekten af jagt på bestandsstørrelser. Forstyrrelser tages med disse bemærkninger alene i betragtning, hvis de påvirker bestandens størrelse, hvilket som nævnt ovenfor vil være særdeles vanskeligt at påvise. Da vejledningen repræsenterer den fortolkning, Fuglebeskyttelsesdirektivet gives i den Europæiske Kommission (eller i det mindste dens embedsværk), er det den, der er lagt til grund for vurderingerne af bæredygtighed i det nedenstående.

Det skal også bemærkes, "bæredygtighed" således er et begreb, der kun er defineret på arts- eller bestandsniveau. Der findes ingen retningslinjer for, hvordan man eventuelt kunne sammenfatte vurderinger for flere arter til mere generelle vurderinger, fx at "jagten på havdykænder er bæredygtig" eller "jagten i Danmark er bæredygtig". En række uddybende kommentarer til, hvad man i praksis kan lægge i sådanne mere generelle vurderinger, er givet nedenfor i Afsnit 4.1.

Bestande kan være stabile (i nogle tilfælde fluktuerende), i vækst eller i tilbagegang. De efterfølgende afsnit konkretiserer, hvordan bæredygtighed vurderes i disse situationer.

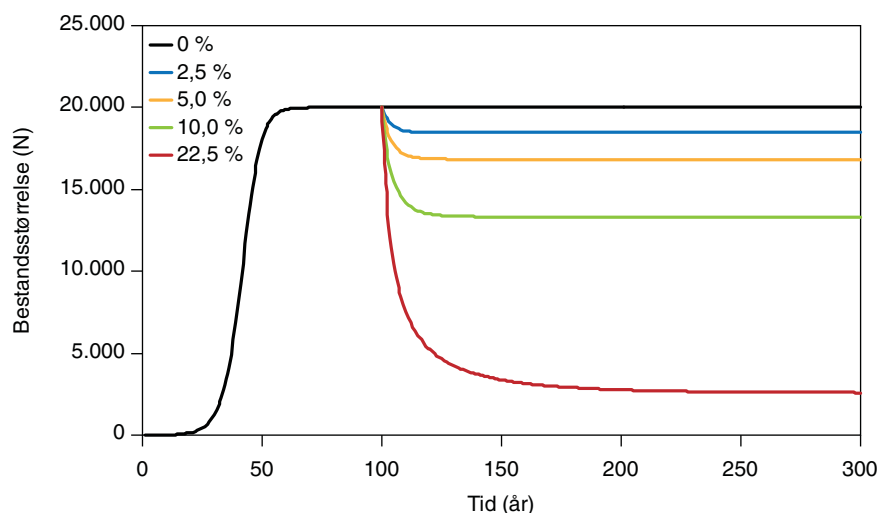
3.5.1 Jagt på stabile bestande

Udgangspunktet for nedenstående drøftelse er en bestand med såkaldt logistisk bestandsvækst (Fig. 3.5.1). "Logistisk" vækst indebærer, at en bestand begrænses af en ressource, der fx kan være mængden af føde (evt. på et bestemt tidspunkt af året) eller ynglehabitat. Det maksimale antal individer i bestanden - dvs. det antal individer, ressourcen kan un-

derstøtte - kaldes bærekapaciteten (nogle steder den naturlige bærekapacitet). Bærekapaciteten betegnes normalt K .

Mange dyre- og fuglebestande har over tid udvist bestandsudviklinger, der kan fortolkes som logistisk vækst, se fx den danske ynglebestand af ederfugl (Fig. 4.5.15) og skarv (Fig. 5.3.1). Og selv om den logistiske model som alle andre modeller repræsenterer en forenkling af virkeligheden, udgør den et udmærket og meget generelt grundlag for at overveje jagtens betydning for vildtbestande. Det er desuden overvejelser baseret på bestande med logistiske vækstforløb, der er lagt til grund for overvejelserne i "Vejledning om jagt".

Figur 3.5.1. Udviklingen over 300 år for en bestand, der etablerer sig til tid 0, hvis væksten er logistisk. Efter 100 år gives bestanden en jagtlig udnyttelse på hhv. 2,5%, 5,0%, 10,0% og 22,5% af bestandens størrelse om efteråret. Mens bestanden uden en jagttid fortsætter med at have den størrelse, der svarer til bærekapaciteten, fører en jagttid til, at den stabiliserer sig på et nyt – men lavere – niveau. Dette niveau afhænger af udnyttelsesgraden. Hvis den jagtlige udnyttelse bliver for stor (i dette eksempel over 25%) vil bestanden fortsætte med at falde, til bestanden uddør.



Når en ny art indvandrer til et område (typisk med ganske få individer), hvor der så er et uudnyttet overskud af fx føde eller habitat, vokser bestanden i begyndelsen meget hurtigt - faktisk næsten eksponentielt (dvs. med en konstant årlig tilvækstrate). Men efterhånden som bestandsstørrelsen nærmer sig det niveau, der kan understøttes/opretholdes ud fra ressourcen, falder vækstraten mere og mere, og til sidst, når bestanden når områdets bærekapacitet, stabiliserer bestanden sig på denne (dvs. vækstraten ender med at blive nul).

Et eksempel på en logistisk vækstkurve er vist i Fig. 3.5.1. Eksemplet er valgt, så det repræsenterer en art med forholdsvis høj voksenoverlevelse og et begrænset reproduktivt potentiale, men derudover er det et tal-eksempel uden nogen nærmere relation til nogen af virkelighedens arter. K er sat til 20.000 individer for overskuelighedens skyld, men kunne for den sags skyld lige så godt være 200.000 eller 2.000.000. I begyndelsen af forløbet, hvor bestanden er lille i forhold til bærekapaciteten K , vokser den næsten eksponentielt, dvs. med en konstant årlig rate. Men efterhånden som bestanden nærmer sig bærekapaciteten falder vækstraten, og efter ca. 50 år stabiliserer bestanden sig på K . Den årlige vækstrate i bestanden er differencen mellem det antal individer, der fødes, og det antal, der dør. Vækstraten kan derfor ændre sig som følge af - og kun som følge af - ændringer i reproduktion eller overlevelse.

Det bør nævnes, at den såkaldte intraspecifikke konkurrence (dvs. konkurrencen mellem individerne i bestanden) om den begrænsende res-

source ofte vil blive stærkere, når bestandens størrelse nærmer sig områdets bærekapacitet. I tilfælde hvor føden er den begrænsende faktor, kan dette give sig udslag i, at individerne vejer mindre, når bestanden nærmer sig bærekapaciteten, hvilket efterfølgende både kan påvirke overlevelse og reproduktion. Desuden kan der forekomme tilfælde, hvor høje tætheder gør bestanden følsom over for angreb fra smitsomme sygdomme og parasitter. Sådanne situationer er der set bort fra i det følgende.

Efter en vis tid (i eksemplet sat til 100 år) gives bestanden en jagttid, og der afskydes årligt en vis andel af individerne. Afhængigt af størrelsen af den jagtlige udnyttelse falder bestandsstørrelsen mere eller mindre, men stabiliserer sig i de viste situationer efter nogle år på et nyt, men lavere, niveau. Dette niveau afhænger af de såkaldte tæthedsafhængige faktorer. Efterhånden som bestandsstørrelsen falder, øges den reproduktive succes og/eller overlevelsen, og så længe afskydningen ikke overstiger den årlige tilvækstrate, kan bestanden bære afskydningen.

På langt sigt er den jagtlige udnyttelse så at sige per definition bæredygtig i alle de viste scenarier, fordi ressourcens (i dette tilfælde bestandens) evne til at forny sig ikke forringes; tværtimod vokser den i takt med, at bestandsstørrelsen falder. I teorien er bestandens formeringsrate faktisk størst, når bestanden er på 2 individer (1 han og 1 hun), men i praksis vil det være sådan, at meget små bestande har en større risiko for at uddø, enten fordi tætheden er for lav, eller fordi de er følsomme overfor tilfældigheder i omverdenen, fx en række hårde vintre. Denne nedre grænse er udmøntet i IUCN's kriterier for rødlistning.

Jagt kan således være bæredygtig, selv om bestandens størrelse påvirkes. Man skal også bemærke, at i tilfælde, hvor bestandsstørrelsen reguleres alene gennem mortalitet (dvs. reproduktionen er konstant), vil mortaliteten i bestanden være den samme, både når bestanden er på sin bærekapacitet og når den efter indførelsen af en jagttid igen har stabiliseret sig på et nyt og lavere niveau. Jagtmortaliteten vil være additiv i hele forløbet, men da overlevelsen vil falde, når bestanden vokser (pga. den logistiske vækst), vil det i praksis være vanskeligt at sondre mellem kompensatorisk og additiv mortalitet. Det gælder især for undersøgelser, der kun omfatter den periode, hvor bestandsstørrelsen er stabil. Det er ikke mindst af denne grund, at den teoretiske debat om kompensatorisk og additiv mortalitet har begrænset relevans for den politiske debat om jagtens indflydelse på bestandsstørrelser.

Eksemplerne i Fig. 3.5.1 indebærer imidlertid også noget andet. For en jagtlig udnyttelse på 2,5% stabiliserer bestanden sig på ca. 18.500 individer, dvs. jagtudbyttet vil udgøre omkring 460 individer årligt. For en jagtlig udnyttelse på 10,0% stabiliserer bestanden sig på godt 13.000 individer, og her vil jagtudbyttet være godt 1.300 individer årligt. Endelig stabiliserer bestanden sig på knap 2.600 individer med en jagtlig udnyttelse på 22,5%, og her vil jagtudbyttet være på knap 600 individer. Det største udbytte opnås altså, når bestanden er omkring $\frac{1}{2}K$ - i teorien faktisk når bestanden holdes præcis på $\frac{1}{2}K$. I fiskeribiologien - og fiskeri skal ligesom jagt være bæredygtigt ud fra de samme generelle definitioner - kendes dette som "optimum yield" problemet, og det er det, der i "Vejledning om jagt" omtales som den "maksimale bæredygtige ydelse". I eksemplet i Fig. 3.5.1 opnås dette ved en jagtlig udnyttelse på 12,5%. Ved

en større jagtlig udnyttelse falder både bestandsstørrelsen og det årlige udbytte, og selv om jagten stadig kan være bæredygtig (forstået på den måde at bestanden er stabil), er udbyttet ikke længere maksimalt. Madsen m.fl. (1996) gav et eksempel på dette ud fra svenske undersøgelser af råvildt.

Det er denne sammenhæng mellem udnyttelsesgrad og udbyttets størrelse, der i "Vejledning om jagt" omtales som den maksimale bæredygtige udnyttelse. "Vejledning om jagt" indeholder også begrebet den "optimale bæredygtige ydelse" med en bemærkning om at "på grund af usikkerhedsmomenter i økosystemerne sættes nedlæggelsestallet som regel noget lavere". Det er formentlig ikke muligt at give nogen nærmere præcisering af, hvad dette vil indebære, da de omtalte "usikkerhedsmomenter" vil variere fra art til art, men det skal bemærkes, at "Vejledning om jagt" dermed antyder, at holdningen er, at jagttrykket på fuglearter ikke må reducere bestanden til under det halve af bærekapaciteten, og formentlig heller ikke til denne størrelse.

I det viste eksempel fører en jagtlig udnyttelse på 22,5% til, at bestanden stabiliserer sig på et niveau på godt 2.500 individer, dvs. på omkring 12,5% af K. Krondyret er formentlig et eksempel på en vildtart, hvor jagtlig udnyttelse holder bestanden på et sådant lavt niveau i forhold til bærekapaciteten, men det kan dog også anskues som en økologisk afbalanceret regulering ud fra fx markskadeproblematikken. Det skal for god ordens skyld understreges, at den jagtlige udnyttelse af fuglebestande i Danmark - så vidt DMU kan konstatere - ikke i noget tilfælde overskrider den "optimale" bæredygtige udnyttelse.

Disse overvejelser indebærer, at jagt på vildtbestande, der er stabile, kan vurderes som bæredygtig. Man har i de fleste tilfælde ikke nogen direkte viden om, hvor niveauet for bestandsstørrelsen befinder sig i forhold til omgivelsernes bærekapacitet, og det kan derfor ikke direkte udelukkes, at udbyttet overstiger den optimale eller måske endda den maksimale bæredygtige udnyttelse. Men ud fra scenarier som dem, der er vist i Fig. 3.5.1 samt viden om den pågældende vildtarts populationsdynamik kan man i de fleste tilfælde, ved at sammenholde udbyttets størrelse (og evt. køns- og aldersfordeling) med bestandens, danne sig et vist begreb om udnyttelsesgraden, og dermed også om betydningen af jagt for bestandsniveauet. For trækkende fuglearter burde en sådan sammenligning ideelt foretages samlet for alle de lande, hvor bestanden udnyttes jagtligt, men da det samlede udbytte stort set er ukendt (se nedenfor) kan dette ikke lade sig gøre. På den anden side kan man, i en situation hvor det er jagten i Danmark, der skal vurderes, ud fra bestandens størrelse og udbyttet i Danmark, overveje, hvor meget jagtudbyttet her i landet isoleret set kan påvirke en trækfuglebestand.

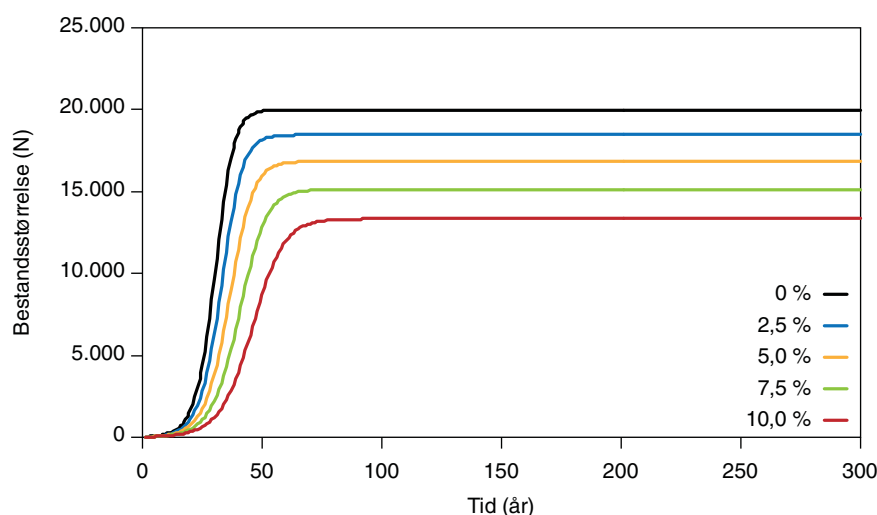
Scenarierne i Fig. 3.5.1 kan også lægges til grund for en vurdering af de mulige konsekvenser af at genindføre jagttid på en fredet art, hvis bestand aktuelt er stabil. For de fleste arter vides det ikke, om bestanden er ressourcebegrænset, men hvis det er tilfældet, vil prognosen være, at en jagtlig udnyttelse kan indebære et indledende fald i bestandens størrelse med en efterfølgende stabilisering på et nyt, men lavere niveau, der afhænger af jagttrykket. Specielt for arter, hvis bestande voksede efter en tidligere fredning, kan der være grund til at mene, at bestanden kan gå tilbage i en indledende periode efter genindførelse af en jagttid. Hvis be-

standens størrelse ikke bringes under en vis grænse (diskuteret nedenfor i Afsnit 3.5.4) pga. af jagten, er der i princippet - i biologisk forstand - ikke noget til hinder for, at en sådan bestand kan gøres til genstand for en jagtlig udnyttelse, der på længere sigt vil være bæredygtig; men "Vejledning om jagt" slår imidlertid også fast, at jagt ikke må være årsag til, at fuglearter går tilbage, og det er således et åbentstående spørgsmål, hvordan en sådan indledende periode ville kunne fortolkes.

3.5.2 Jagt på bestande i vækst

Man kunne også forestille sig, at jagten har været udøvet gennem hele bestandens vækstperiode, dvs. allerede fra et tidspunkt før bestanden nåede sin bærekapacitet. I denne situation ender bestanden med at stabilisere sig på samme niveau som i Fig. 3.5.1, men man må bemærke, at afhængigt af den jagtlig udnyttelse vokser bestanden langsommere, og den er længere om at nå sit stabile niveau. Fig. 3.5.2 illustrerer dermed det princip, at for en bestand i vækst kan en vis jagtlig udnyttelse være bæredygtig, men vækstraten i bestanden vil være mindre, end hvis arten var fredet, og der vil gå længere tid, før bestanden stabiliserer sig.

Figur 3.5.2. Samme bestand som i Fig. 3.5.1, men jagt udøves fra det tidspunkt, hvor bestanden etablerer sig (tid 0).



Dette eksempel illustrerer en række situationer, som kunne være repræsentative også for danske vildtarter. Fx kunne eksemplet illustrere en nyetableret ederfuglekoloni i Danmark, eller udviklingen af kronvildtbestanden i de dele af Jylland, hvor arten er ved at etablere nye bestande (Sunde m.fl. 2008). For andre arter skyldes væksten i bestanden at bærekapaciteten øges, som det bl.a. menes at være tilfældet med råvildt og gæs, efter at vinterafgrøder er blevet almindelige i Danmark.

En jagtlig udnyttelse af en vildtbestand, der er i vækst, er i alle situationer vurderet som bæredygtig i det efterfølgende.

3.5.3 Jagt på bestande i tilbagegang

Stort set alle arter – og også dem, der ikke jages – har bestandsstørrelser, der ændrer sig over tid. Årsagen er ændringer i de vilkår – såsom klima, fødegrundlag og menneskeskabte påvirkninger – bestandene lever under. Set over et forholdsvis begrænset tidsrum – fx 20 år – må det derfor

forventes, at der altid vil være bestande, der er stabile eller i fremgang, mens der vil være andre, der er i tilbagegang. Mens jagt på stabile og stigende bestande kan vurderes som bæredygtig, kræver jagt på bestande i tilbagegang betydeligt mere indgående overvejelser.

I "Vejledning om jagt" (hvor begrebet bæredygtig jagt anvendes generelt, baseret på de ovenstående definitioner) anføres som tidligere nævnt, at "hvis en art er i tilbagegang, kan jagt per definition ikke være bæredygtig, medmindre den indgår i en hensigtsmæssig løbende forvaltningsplan, som også omfatter beskyttelse af levesteder og andre tiltag, som skal modvirke og med tiden afhjælpe tilbagegangen".

Denne vurdering blev oprindeligt fremsat af Europa-parlamentets udvalg for miljø- og sundhedsanliggender og forbrugerbeskyttelse, ifm. Kommissionens ændringsforslag i 1991 til Fuglebeskyttelsesdirektivet. Ud fra en biologisk betragtning må det undre, at udarbejdelsen af en forvaltningsplan i sig selv vil kunne være tilstrækkelig til at ændre en jagtlig udnyttelse fra "ikke bæredygtig" til "bæredygtig". En forvaltningsplan for en fugleart i tilbagegang kan i henhold til det ovenstående først gøre jagten bæredygtig, hvis og når dens målsætninger (minimum at standse tilbagegangen) opfyldes. Mulighederne for forvaltningsplaner er kommenteret nærmere under gennemgangen af de enkelte arter i Af-snit 4.

Opfattelsen af, at jagt på bestande i tilbagegang ikke kan være bæredygtig, holder dog med de givne definitioner på bæredygtighed ikke nødvendigvis ud fra en fagbiologisk betragtning. Der indgår en række økologiske elementer i en vurdering af jagtens bæredygtighed, der betyder, at man må anlægge en mere nuanceret vurdering.

Fx vil bæredygtigheden af jagt på en vildtbestand i tilbagegang afhænge af årsagen til, at arten eller bestanden går tilbage, og man kan godt forestille sig realistiske situationer, hvor jagten kan betegnes som bæredygtig selv om bestanden er i tilbagegang. Der vil heller ikke nødvendigvis kunne drages nogen skarp skillelinje mellem bæredygtighed og ikke-bæredygtighed, fx vil der være situationer, hvor man for en stor bestand med en langsom tilbagegang og en meget begrænset jagtlig udnyttelse må konkludere, at jagten ikke har nogen påviselig negativ indflydelse på bestandens evne til at forny sig. Sådanne grænsetilfælde er kommenteret af Bregnballe m.fl. (2007).

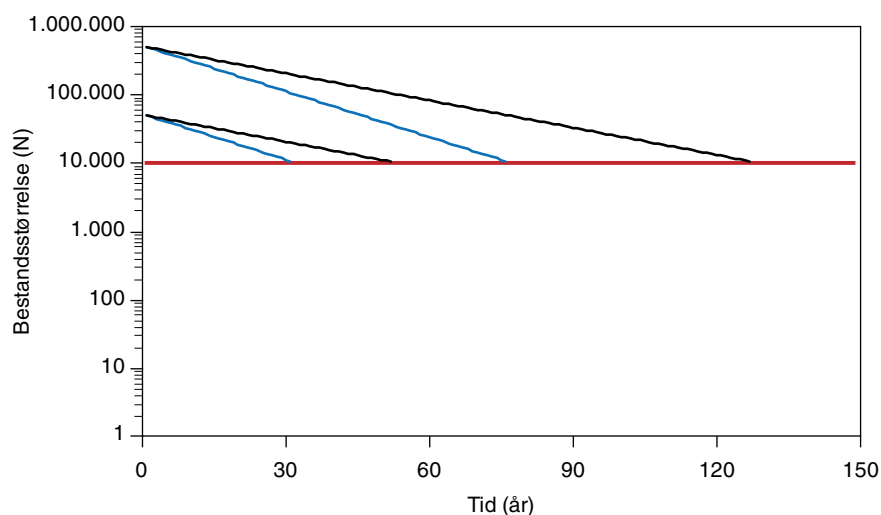
Betragter man bestande i tilbagegang, bliver det iht. IUCN's definitioner i første omgang afgørende for vurderingen, om man kender eller ikke kender årsagen til tilbagegangen. For stort set alle de vildtbestande, der aktuelt er i tilbagegang, kender man ikke årsagen, i det mindste ikke med sikkerhed. Der er dermed heller ingen viden om, hvorvidt og hvornår tilbagegangen vil ophøre.

I en sådan situation må man som "worst possible case" antage, at årsagerne til tilbagegangen vedvarer, og at bestanden dermed vil forsvinde før eller senere. Hvor lang tid der går, før dette sker, afhænger af bestandens størrelse på det tidspunkt, tilbagegangen starter, og af, hvor hurtigt bestanden går tilbage. Ud over at man ikke kender årsagerne til tilbagegangen, kender man heller ikke jagtens indflydelse på dens størrelse.

“Worst possible case” vil her være, at den mortalitet, jagten påfører bestanden, er additiv.

I Fig. 3.5.3 er vist to eksempler på arter eller bestande i tilbagegang, hhv. med og uden jagt. Begge bestande går tilbage med 3% om året uden jagt, og med en additiv jagtmortalitet på 2% årligt øges hastigheden af tilbagegangen derfor fra 3% til 5% om året. Den ene bestand er på 50.000 individer, når tilbagegangen begynder, den anden på 500.000. En tilbagegang med en konstant procentdel af bestanden per år betyder, at bestandens størrelse aftager eksponentielt, og i Fig. 3.5.3 er bestandsstørrelsen derfor vist i et såkaldt semi-logaritmisk plot, hvor eksponentielle tilbagegange afbildes som rette linjer.

Figur 3.5.3. To bestande i samme tilbagegang, med (blå) og uden (sort) en jagtlig udnyttelse på 2% af bestanden per år. For begge bestande ophører den jagtlig udnyttelse, når bestandens størrelse falder til under 10.000 individer. Bemærk at skalaen på y-aksen er logaritmisk og at jagtmortaliteten er additiv.



Begge arter eller bestande går tilbage med samme rate, og hvis denne tilbagegang fortsætter, vil de forsvinde på et tidspunkt. En tilbagegang på 3% årligt er en ganske kraftig tilbagegang, der svarer til, at bestanden efter 10 år er reduceret med 26%. I forhold til IUCN's kriterier vil begge bestande derfor blive bedømt som "næsten truet".

Men hvornår bestanden forsvinder, afhænger af dens indledende størrelse. I Fig. 3.5.3 er dette ikke vist, men til gengæld er der vist en grænse på 10.000 individer, idet en jagtlig udnyttelse for de fleste arter senest bør ophøre, når bestanden når denne størrelse (se Afsnit 3.6 nedenfor). For den bestand, der indledningsvis var på 50.000 individer, sker dette efter 54 år. Men for den bestand, der var på 500.000 individer, sker det først efter 130 år. Da alle prognoser vil blive mere usikre, jo længere frem i tiden man forsøger at forudsige udviklingen, er der dermed på nuværende tidspunkt større grund til at bekymre sig om den mindste af de to bestande.

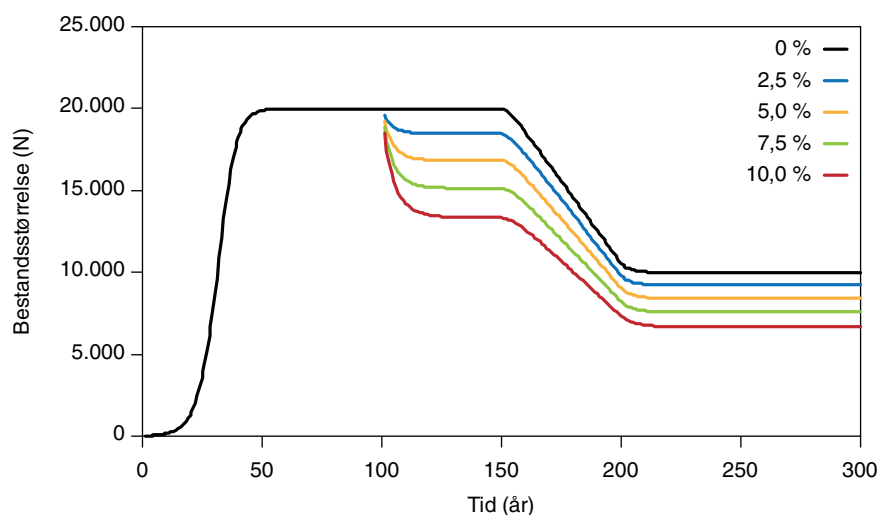
Med en jagtlig udnyttelse, der medfører en additiv dødelighed på 2% om året, øges raten for tilbagegangen fra 3% til 5%. Den mindste af de to bestande når nu grænsen på 10.000 individer i løbet af 34 år, mens den største når den efter 76 (Fig. 3.5.3). I ingen af disse to tilfælde vil jagten være bæredygtig, da den reducerer bestandens evne til at forny sig. Men igen vil de to prognoser være behæftet med forskellige grader af usik-

kerhed, da en fremskrivning på 30 år vil være mindre usikker end en fremskrivning på 80.

Det ovenstående eksempel er som nævnt et "worst possible case" scenarie. Reelt vil alle, eller i hvert fald næsten alle, vildtbestande være påvirket af såkaldt tæthedsafhængige faktorer. Tæthedsafhængighed indebærer, at efterhånden som bestanden bliver mindre reduceres fx konkurrencen mellem individer om ressourcer, og i visse tilfælde måske også et prædationstryk, fordi prædatoren skifter til andre fødeemner. I mange tilfælde bliver det ovenstående scenarie derfor for pessimistisk, fordi bestandens evne til at modstå de negative virkninger (årsagen til tilbagegangen) vokser, efterhånden som betydningen af de tæthedsafhængige faktorer formindskes. Det indebærer, at når en vildtbestand er i tilbagegang og jagten skal vurderes, må der lægges mere vægt på små end på store bestande.

For nogle bestande vil det være sådan, at en jagtlig udnyttelse godt kan være bæredygtig i en situation, hvor bestanden er i tilbagegang. Det afhænger af årsagen til tilbagegangen (Bregnballe m.fl. 2007), og kan illustreres med følgende simple eksempel.

Figur 3.5.4. Samme scenarier som i Fig. 3.5.1, men efter 150 år begynder bærekapaciteten K at falde, så den over en periode på 50 år reduceres til det halve ($K=10.000$).



I mange tilfælde har omgivelsernes udvikling betydet, at bærekapaciteten er faldet. Fx er det velkendt, at arealet af vådområder i Danmark er reduceret drastisk siden midten af 1800-tallet, og selv om der i dag ikke sker nogen nævneværdig afvanding sker der stadig tab af ynglehabitat for de arter, der er tilknyttet denne habitat, fx som et resultat af, at byer udvikler sig så vådområder efterhånden kommer til at ligge bynært - hvilket bl.a. kan indebære, at de i øget omfang bruges rekreativt. Effekten er illustreret i Fig. 3.5.4, hvor bærekapaciteten K begynder at falde efter 150 år. Faldet varer i 50 år, og over denne periode reduceres bærekapaciteten til det halve. Efter 50 år stabiliserer K sig igen.

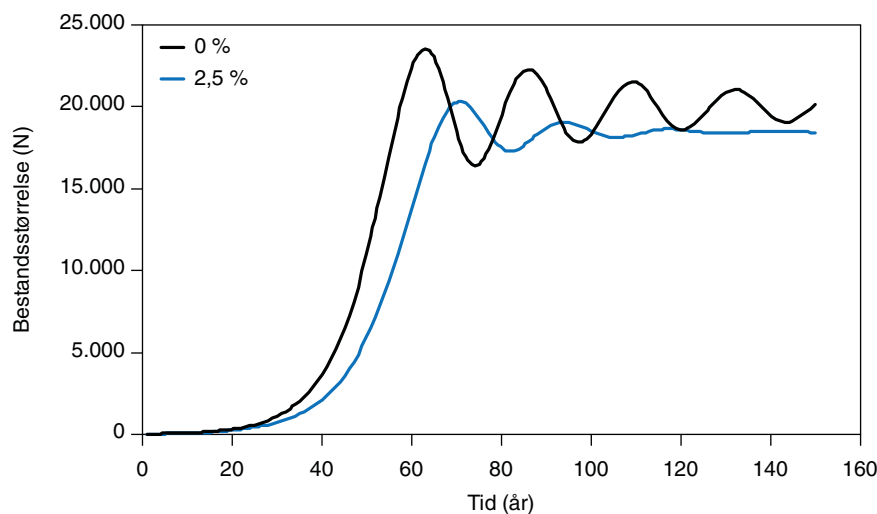
I denne situation går bestanden tilbage over en godt 50-årig periode, uanset hvilken jagtlig udnyttelse den er genstand for, og den stabiliserer sig efterfølgende på en ny, men lavere bestandsstørrelse. Jagten er per definition bæredygtig i hele perioden - dvs. også i de 50 år, hvor bestanden falder. For at indse dette må man tænke på, at det er faldet i bære-

kapacitet, der indskrænker bestandens evne til at forny sig – og ikke den jagtlige udnyttelse – og på, at der på intet tidspunkt i forløbet sker en jagtlig overudnyttelse af bestanden i forhold til bærekapaciteten.

Der kan rent faktisk også tænkes andre situationer, hvor jagt på en bestand i tilbagegang kan være bæredygtig. Logistisk vækst kan virke med tidsforsinkelser i tæthedsafhængigheden (såkaldte time-lags), hvor den eller de tæthedsafhængige faktorer først får effekt efter nogle år. Det kan fx være tilfældet for mange langt-levende fuglearter, hvor begrænsningen ikke virker gennem overlevelse, men gennem reproduktionen (mængden af ynglehabitat). Her vil det i mange tilfælde være sådan, at efterhånden som mængden af ynglehabitat "fyldes op" stiger den alder, hvor unge fugle yngler første gang, og der opbygges efterhånden en pulje af ikke-ynglende ungfugle, såkaldte "floaters".

Time-lags i tæthedsafhængigheden vil kunne give bestanden et såkaldt "overshoot" ift. bærekapaciteten og forlænge den tid, bestanden bruger på at stabilisere sig, idet bestandsstørrelsen udviser såkaldte "dæmpede" svingninger (Fig. 3.5.5). Et muligt eksempel på et sådant forløb kan være bestanden af mørkbuget knortegås, der efter 1972 voksede til ca. 300.000 individer, hvorefter den atter faldt til et niveau på ca. 200.000 og efterfølgende er vokset igen (jf. gennemgangen af arten i Afsnit 5). I et scenarie med time-lag kan jagt på en bestand med periodevis faldende størrelse også være bæredygtig.

Figur 3.5.5. Samme bestand som i Fig. 3.5.1, men med en tidsforsinkelse på 4 år i virkningen af tæthedsafhængigheden. Tidsforsinkelsen får bestanden til at svinge i størrelse, med op- og nedgange, men over tid vil den stabilisere sig på samme størrelse som vist i Fig. 3.5.1. En begrænset jagtlig udnyttelse fører i dette eksempel til, at svingningerne dæmpes og bestanden stabiliserer sig hurtigere - dog på det samme, lidt lavere niveau, som er vist i Fig. 3.5.1.



De nævnte eksempler er naturligvis forenklede. Men de tjener til at vise, at man i forholdsvis realistiske scenarier kan forestille sig en bæredygtig jagt på bestande, hvis størrelse falder. Man kan naturligvis også forestille sig situationer, hvor jagt på bestande med faldende størrelser ikke er bæredygtig, man behøver blot at tænke sig situationer med større jagttryk, end bestanden kan bære. Men eksemplerne er tilstrækkeligt realistiske til at vise, at en faldende bestandsstørrelse ikke nødvendigvis behøver at betyde, at jagten ikke er bæredygtig. Man kan først udtale sig med sikkerhed om dette, hvis og når man har et nærmere kendskab til årsags-sammenhængene.

I stort set alle de tilfælde, hvor man aktuelt har jagttid på vildtbestande i tilbagegang (fx hare, agerhøne, og ederfugl), er man rent faktisk ikke klar over, hvad årsagen er, og det er således ikke muligt at sige noget med sikkerhed om jagtens indflydelse på bestandens udvikling. I nogle tilfælde har man dog - mere eller mindre usikre - hypoteser om årsagerne. For bestande i tilbagegang, hvor man ikke har nogen begrundet formodning om årsagen, er jagtens bæredygtighed derfor betegnet som "usikker" i det nedenstående. For andre arter, hvor man har en formodning om årsagen til tilbagegangen, kan jagten - afhængigt af årsagen - være betegnet som enten "sandsynligvis ikke bæredygtig" eller "sandsynligvis bæredygtig".

3.5.4 Hvornår er en bestand så lille, at den ikke kan jages?

Små bestande vil alt andet lige have en større risiko for at uddø end store bestande. Tilfældigheder i livsvilkårene - fx en række hårde vintre eller tørre/våde somre - kan være det, bestanden ikke kan klare. Fænomener som indavl kan få betydning for meget små bestande.

I Lov om jagt og vildtforvaltning er det fastslået, at jagt på små og sårbare bestande ikke bør finde sted. Der er imidlertid ikke sat noget konkret tal på, hvornår en bestand må vurderes som lille og sårbar.

Inden for forskningsområdet "conservation biology" har man regnet meget på, hvad minimumsstørrelsen for en bestand skal være, for at dens langsigtede overlevelse er sikret eller i det mindste meget sandsynlig. Det har her vist sig, at den såkaldte "minimum viable population size" (MVP) - dvs. den mindste bestand, der kan forventes at overleve på langt sigt - vil afhænge af artens økologi, herunder overlevelse og bestandsstruktur, og at den kan variere fra nogle hundrede til nogle tusinde individer (f.eks. Fiedler & Jain 1992). Disse beregninger er baseret på teoretiske overvejelser, og i praksis er man derfor nødt til at holde en bred sikkerhedsmargen.

Arter, hvis bestande er - eller kan tænkes at være - i nærheden af MVP, må ikke gives en jagttid. Det gælder både i henhold til Habitat- og Fuglebeskyttelsesdirektiverne og i forhold til dansk jagtlovgivning (§1, stk 3). Dette princip er allerede brugt til anbefalinger af fredninger i en række tilfælde (den danske ynglebestand af stor skallesluger, den skandinaviske bestand af skovsædgås og den baltiske race af sildemåge). Den største bestand, for hvilken dette princip hidtil er blevet anvendt i DMU's vurderinger, er Svalbard-bestanden af knortegås (den lysbugede race *Branta bernicla hrota*), der aktuelt er på under 10.000 individer. Omvendt er den mindste naturligt forekommende bestand, der kan vurderes at tåle en jagtlig udnyttelse, krondyret, der er vurderet til aktuelt at have en samlet bestandsstørrelse på 15.000-20.000 individer). Dævildt og sika har endnu mindre bestande, men er introducerede, og for begges vedkommende findes der kerneområder, hvor de kun jages i kontrolleret omfang. Svalbard-bestanden af kortnæbbet gås havde omkring 1980 en bestand på godt 20.000 individer, og denne bestand har uanset en ganske stor afskydning formeret sig op til en bestandsstørrelse, der aktuelt er på 50.000-60.000 individer.

IUCN's rødlistekriterier, som beskrevet ovenfor, anvender ligeledes en bestandsstørrelse på 10.000 individer, men kun aktivt reproducerende

individer medregnes i bestandsstørrelsen. IUCN bruger dog ikke en bestandsstørrelse på 10.000 som eneste kriterium; bestanden skal også være i tilbagegang og eventuelt fragmenteret.

Anvendelsen af en total bestandsstørrelse på 10.000 (dvs. samtlige individer inkluderes) i denne rapport er dermed mindre konservativ, men baserer sig bl.a. på den konkrete udmøntning, der er givet i den afrikansk-eurasiske aftale om beskyttelse af migrerende vandfugle (AEWA, jf. Bekendtgørelse af aftale af 15. august 1996 om beskyttelse af afrikansk-eurasiske migrerende vandfugle, BKI nr. 18 af 18/07/2002).

For en vildtbestand i tilbagegang vil det dermed være vurderingen, at senest når bestanden er reduceret til ca. 10.000 individer (tallet afhænger også af artens økologi) bør den ophøre med at få en jagtlig udnyttelse. I praksis vil det dog blive anbefalet at overveje reduktioner i jagtudbyttet på et noget tidligere tidspunkt. Fx anbefales det i Afsnit 4 at sikre et mere reguleret jagtudbytte af hare og agerhøne, selv om begge arter har bestande, der endnu er noget over 100.000 individer.

IUCN lader rødlistevurderingen afhænge alene af den procentvise tilbagegang, uanset om der er tale om store eller små bestande (jf. Fig. 2.1). Men så længe der er tale om store bestande er der – også bedømt ud fra et forsigtighedsprincip – ingen større risiko forbundet med at have en jagtlig udnyttelse indtil en nærmere afklaring er opnået. Først når tilbagegangen fortsætter over en længere periode og bestanden begynder at blive så lille, at der opstår tvivl om dens muligheder for langsigtet overlevelse, må forsigtighedsprincippet bringes i anvendelse.

3.6 Andre forhold, der tages i betragtning

De foregående afsnit har formentlig tydeliggjort, hvor komplekse de faglige overvejelser omkring indflydelsen af jagt på vildtbestande rent faktisk er. Dertil kommer så endda en række yderligere forvaltningsmæssige og biologiske forhold, der også må tages i betragtning ved vurderingerne.

Generelle jagttider

I Danmark ønsker man generelt en bred og overordnet forvaltningsmæssig tilgang til jagttider. Det indebærer, at man i videst muligt omfang tilstræber ensartede og generelle - dvs. landsdækkende - jagttider for de forskellige vildtarter.

En sådan tilgang vil indebære, at udbyttet af en vildtart primært bestemmes af interessen for at udøve jagt på arten, af antallet af jægere samt naturligvis af bestandsstørrelsen. Den vil dermed også indebære, at en jagttid på en art i princippet ikke fastlægger nogen øvre grænse for udbyttets størrelse. De nedenstående vurderinger af jagttider er så vidt muligt givet ud fra denne overvejelse, men i situationer, hvor bestandsforholdene hos en vildtart er forskellige fra landsdel til landsdel, kan det være biologisk velbegrundet at anbefale mere differentierede jagttider. Alternativerne vil være enten at anbefale en generel jagttid, til trods for at bestandene i visse landsdele kan være på kanten af at kunne bære en sådan – eller at anbefale generelle indskrænkninger, til trods for at bestandene i andre landsdele stadig kan bære en jagtlig udnyttelse.

Et særligt hensyn til dette må naturligvis tages, når det skal overvejes, om der kan gives en jagttid for arter, der aktuelt er fredede. Her må det tages i betragtning dels, at den jagtlige interesse kan være særligt stor i en indledende periode, og dels, at artens individer ikke er vant til jagt. For nogle – men ikke alle – arter vil dette kræve en vis tilvænningsperiode.

Hvis det vurderes, at der er behov for at reducere jagtudbyttet af en vildtart, må det endvidere overvejes, hvordan dette gøres, så man opnår den ønskede virkning. Især for de jagtligt betydningsfulde vildtarter er der ikke nødvendigvis nogen simpel sammenhæng mellem jagttidens længde og jagtudbyttet. Hvis en art fx har jagttid fra 1. september til 31. december, og de jægere, der går på jagt efter den i gennemsnit deltager i 4 jagter, vil en fremrykning af sæsonens afslutning med fx 1 måned ikke nødvendigvis betyde, at jægerne så kun deltager i 3 jagter. Det er en konkret mulighed, at det gennemsnitlige antal jagter ikke ændres, men at man skifter til at gå på jagt en gang hver tredje uge i stedet for en gang om måneden. Det er dermed ikke sikkert, at en afkorting af jagttiden vil medføre en tilsvarende reduktion af udbyttet; tværtimod er det en konkret mulighed, at udbyttet ikke falder, og at den kortere jagttid i stedet øger forstyrrelsesniveauet, fordi det samme antal "jagtdage" nu koncentrerer sig over et kortere tidsrum.

Hvis man ønsker at afkorte jagttiden, er det heller ikke sådan, at det bare kan gøres vilkårligt. Der vil i mange tilfælde være forskel på, om man afkorter jagttiden ved at udskyde sæsonens start, eller om man i stedet gør det ved at fremrykke det tidspunkt, hvor den slutter. Sådanne forskelle kan fx skyldes, at udbyttets køns- og alderssammensætning for mange vildtarter er forskelligt i den første og sidste del af jagtsæsonen.

Trækkende fuglearter

I alt 30 af de 34 fuglearter, der har jagttid i Danmark, er trækfugle. For disse arter omfatter en jagtlig udnyttelse i Danmark ikke alene landets egne ynglebestande, men også bestande, der yngler i lande mod nord og nordøst, dvs. i bredeste forstand Norge, Sverige, Finland, Estland, Letland, Litauen, Hviderusland og Rusland. Størsteparten af disse arter/bestande udsættes også for en jagtlig udnyttelse i andre lande på deres efterårstrækruter og i vinterkvartererne.

En vurdering på nationalt niveau vil selvsagt have begrænset værdi, hvis en bestand også er genstand for en jagtlig udnyttelse i andre lande. Her må det samlede udbytte i hele artens udbredelsesområde indgå i en vurdering af den jagtlig udnyttelse. Ud fra en bestandsbiologisk betragtning bør forvaltning af trækfuglebestande derfor klart udføres på bestands- eller flyway-niveau (fx Elmberg m.fl. 2006).

I USA baseres jagttiderne for trækkende vandfuglearter på dette princip, men i Europa betyder opdelingen i selvstændige nationer, at der ikke umiddelbart er mulighed for at indføre sådanne principper. Fuglebeskyttelsesdirektivet fastlægger nogle generelle rammer (primært at der ikke kan gives jagttid under forårstrækket og i yngletiden), inden for hvilke de enkelte medlemsstater kan fastlægge deres egne jagttider iht. Artikel 7.4. Også i "Vejledning om jagt" slås det fast, at inden for de generelle rammer, der udstikkes af direktivet, er de enkelte medlemsstater frit stillet mht. at fastlægge jagttider.

Det er for indeværende heller ikke muligt at opgøre den samlede jagtlig udnyttelse af disse bestande, da der for de fleste medlemsstaters vedkommende ikke foreligger nogen jagtudbyttestatistik, som den kendes fra Danmark. For de fleste trækfuglearters vedkommende udgør udbyttet i Danmark kun en begrænset - i nogle tilfælde endog meget lille - del af det samlede udbytte i Europa. De vigtigste undtagelser er kortnæbbet gås og de fire arter havdykænder, hvor udbyttet i Danmark udgør en stor andel af det samlede udbytte.

Det såkaldte "sikkerhedsprincip"

I Lov om jagt og vildtforvaltning er der indbygget et såkaldt sikkerhedsprincip, ifølge hvilket små og sårbare bestande såvel og bestande, der nationalt eller lokalt har en utilfredsstillende status, ikke bør gives jagttid. Som det også er tilfældet med de andre lovgivningsmæssige bestemmelser er der dog ikke sat tal på, hvornår en bestand er "lille og sårbar".

Som tidligere nævnt findes der i nyere tid flere eksempler på vildtbestande, der er vokset så meget efter fredninger i Danmark, at der i princippet ikke er nogen bestandsmæssige problemer forbundet med atter at åbne for en jagtlig udnyttelse (fx mørkbuget knortegås). Det har dog i sådanne tilfælde efterfølgende vist sig at være forbundet med store politiske vanskeligheder at få genåbnet mulighederne for en jagtlig udnyttelse, når der først én gang er fredet.

Dette er imidlertid ikke et specielt dansk fænomen. I "Vejledning om jagt" udtaler Kommissionens embedsmænd således (2.4.29, p. 23), at: *Endelig må det bemærkes, at det kan være et stærkt middel, hvis medlemsstaterne i samarbejde med jægerforbundene indfører midlertidige jagtforbud for bestemte arter med ugunstig bevaringsstatus, selv om den ikke nødvendigvis skyldes jagt. En sådan fremgangsmåde kan, hvis den kombineres med et beskyttelsesprogram for arten, give forskellige interesser, herunder jægere, et incitament til at sikre arten en gunstig bevaringsstatus. En vigtig overvejelse for jægerne er, at sådanne forbud skal ses som midlertidige og ikke som noget, der mere eller mindre automatisk gøres til et permanent forbud".*

Af denne grund medfører indskrænkninger i jagttiderne i langt de fleste tilfælde stærke reaktioner fra jægerne. Denne modstand betyder, at der fagbiologisk skal foreligge et både omfattende og særdeles veldokumenteret grundlag, før der kan anbefales større indskrænkninger i jagttiderne eller egentlige fredninger.

Da man i de fleste tilfælde ikke ved med sikkerhed, hvorfor en bestand går tilbage, må en begrundelse for reduktion af jagttrykket som oftest findes alene i bestandsstørrelsen. Der er ovenfor, i Afsnit 3.5.4, gjort rede for, hvornår man kan begrunde et ophør af jagtlig udnyttelse alene i bestandsstørrelsen. For de fleste vildtarter ligger denne grænse ved ca. 10.000 individer - idet valget dog også vil afhænge af, hvor stor den jagtlig udnyttelse er. I praksis vil der naturligvis være fokus på vildtbestande i tilbagegang længe før denne grænse nås, men en rent biologisk begrundelse for, at det er uomgængeligt nødvendigt at den jagtlig udnyttelse ophører, kan ikke gives for bestande, der er væsentligt større.

En vigtig årsag til at man kan anlægge sådanne vurderinger er, at effekterne af jagt normalt er umiddelbart reversible. Der findes som tidligere nævnt en række eksempler på arter, der er gået betydeligt frem og har

mistet dele af deres skyhed over for mennesker i løbet af få år efter en fredning. I den samlede videnskabelige litteratur omkring jagtundersøgelser er der påvist mange effekter af jagt, men disse effekter har som hovedregel kun kunnet spores i kortere perioder efter fredninger. I modsætning til fx visse miljøfremmede stoffer, der potentielt kan have effekter på bestande i mange år efter, at man er ophørt med at bruge dem, kan man således vurdere jagt ud fra den antagelse, at effekterne er næsten umiddelbart reversible. Det er ikke mindst af denne grund, at der i vildtforvaltningen er mulighed for at se tiden an mht. at indskrænke den jagtlige udnyttelse af arter i tilbagegang.

"Look-alike" problematikken

Et særligt problem omkring jagt opstår, fordi nogle vildtarter kan forveksles med hinanden. Selv arter, der måske ikke er svære at bestemme, når man ser dem i kikkert og under gode lysforhold, kan være yderst vanskelige at skelne med sikkerhed i jagtlige situationer, hvor man ikke bruger kikkert, hvor lysforholdene måske ikke er optimale, og hvor man på meget kort tid skal beslutte sig for, om man vil skyde eller undlade at skyde.

For de arter, der behandles her, kan flg. artspar eller -grupper give bestemmelsesproblemer i jagtsituationer:

- Husmår og skovmår.
- Grå gæs (grågås, kortnæbbet gås, sædgås og blisgås).
- Svømmeænder (bl.a. krikand og atlingand).
- Dykænder (bl.a. hunner af stor og toppet skallesluger).
- Måger (svartbag, sildemåge og sølvmåge, især ungfugle).
- Gråsæl og spættet sæl.
- Vadefugle (hhv. almindelig hjejle og strandhjejle, dobbeltbekkasin og enkeltbekkasin, stor og lille regnspove, stor og lille kobbersneppe, islandsk ryle og andre mindre vadefuglearter og klirer).

Potentielle vanskeligheder med identifikation i jagtsituationer tages også i betragtning ved vurderingen af jagttider. I princippet er der tre mulige anbefalinger, hvis to eller flere arter ligner hinanden meget:

1. I nogle tilfælde er der kun et begrænset overlap mellem de habitater, hvor de to arter forekommer. I sådanne tilfælde kan der gives jagttid til den ene (typisk den mest almindelige) af de to arter, mens fredning af den anden opretholdes. Forvekslinger kan ikke fuldstændigt udelukkes, men vil have et meget begrænset omfang.
2. I andre tilfælde kan man vælge at give samme jagttid til alle involverede arter, idet den mest fåtallige vurderes at kunne bære en jagtlig udnyttelse. Dette er fx tilfældet for svømmeænder, hvor knarand i en årrække har været den mest fåtallige svømmeandart i Danmark. Selvom knarand har haft en jagttid siden 1994, går bestanden i Danmark frem, og det kan derfor vurderes at det ikke giver problemer, at arten har en jagttid.
3. Endelig kan der være tilfælde, hvor den mindst talrige art har en bestand, der er for lille til en jagtlig udnyttelse. I så tilfælde kan forvekslingsproblemer føre til anbefalinger af fredninger, i det mindste lokalt. Fredningerne af sædgæs i Jylland (af hensyn til den lille fenoskandiske ynglebestand), af skalleslugere (af hensyn til den lille danske ynglebestand af stor skallesluger) og af måger om efteråret i

Sydøstdanmark (af hensyn til den lille danske ynglebestand af baltisk sildemåge) er eksempler på dette.

4 Arter, der aktuelt har jagttid

4.1 Indledning

Inden de jagtbare arter gennemgås mere detaljeret skal der gives en oversigt over udviklingen i den samlede jagt i Danmark frem til og med jagtsæsonen 2007/08, dvs. den seneste sæson, for hvilken udbyttestatistikken p.t. er tilgængelig.

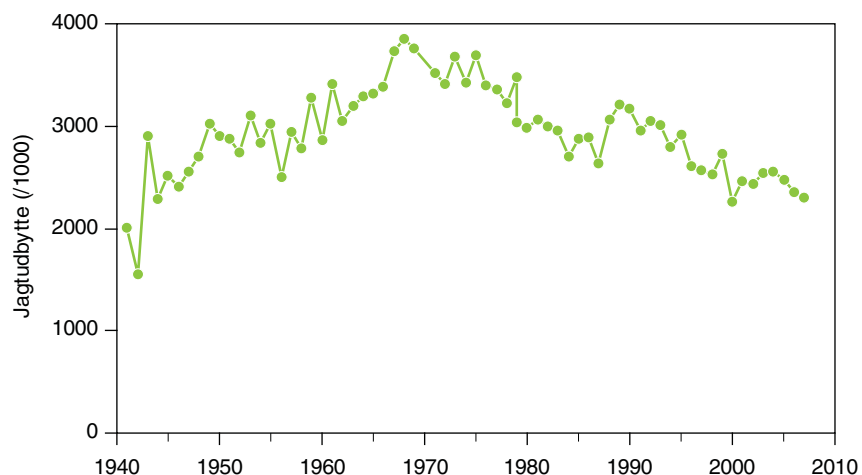
Udviklingen i det samlede jagtudbytte i Danmark 1941/42-2007/08

I Danmark har alle jagttegnsløbere skullet indberette deres årlige vildtudbytte siden jagtsæsonen 1941/42. Der foreligger dermed oplysninger om jagtudbyttet, der rækker næsten 70 år tilbage i tiden.

Antallet af jagttegnsløbere var i 1940'erne og 1950'erne godt 100.000. Derefter steg det i 1960'erne og 1970'erne, så det omkring 1980 var på 170.000. Siden da har det været ret konstant (Bregnballe m.fl. 2003), måske med en svagt faldende tendens i de senere år, så omkring 160.000 personer aktuelt løser jagttegn hvert år.

Af disse er det dog kun lidt over 110.000, der nedlægger vildt i den enkelte jagtsæson (Bregnballe m.fl. 2003). Den resterende tredjedel har enten ikke været på jagt (formentlig den største del), eller været på jagt uden at nedlægge vildt (jf. Asferg & Lindhard 2003).

Figur 4.1.1. Det samlede årlige antal stykker vildt nedlagt i Danmark i jagtsæsonerne 1941/42-2007/08.



Det samlede jagtudbytte har langt fra været konstant i de forløbne 70 år. Mellem 1940 og 1970 voksede det jævnt fra ca. 2 mio. til næsten 4 mio. stykker vildt årligt, dvs. næsten en fordobling (Fig. 4.1.1). Siden 1970 har det imidlertid været jævnt aftagende, og aktuelt udgør det lidt under 2,5 mio. stykker årligt. Bedømt ud fra Fig. 4.1.1 er denne trend fortsat i de seks år, der er forløbet siden den sidste faglige rapport om jagttider (Bregnballe m.fl. 2003). I de 70 år, der er dækket af vildtudbyttestatistik-

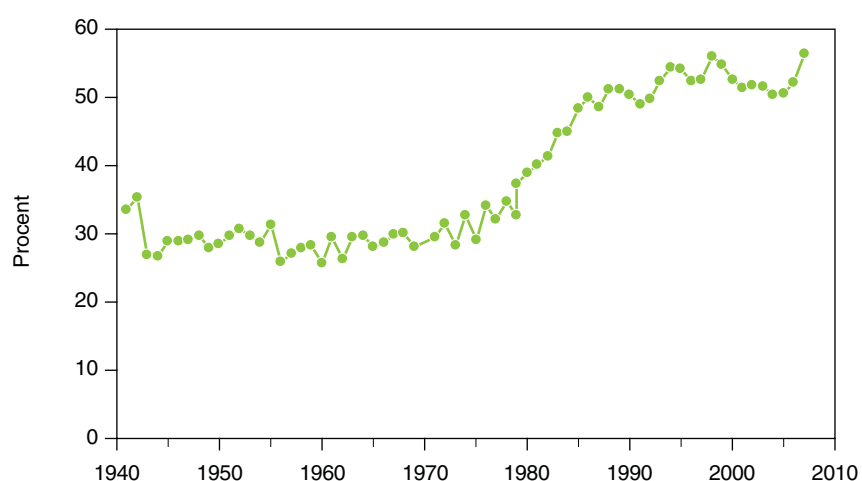
ken, er udbyttet altså indledningsvis vokset i næsten 30 år, mens det har været aftagende i de efterfølgende 40.

I begyndelsen af 1940'erne nedlagde jægerne i gennemsnit 20 stykker vildt per jagtsæson. Dette tal indeholder også jægere, der ikke havde udbytte. I 1970, hvor antallet af jagttegnslødere var steget til ca. 130.000, nedlagde hver jæger i gennemsnit lidt under 30 stykker vildt hver sæson, men efterfølgende er det gennemsnitlige udbytte per jæger faldet, så det aktuelt udgør ca. 14 stykker vildt per jagtsæson.

Disse ændringer afspejler ikke alene ændringer i vildtbestandene, men også i jagtinteresse og -udøvelse. For vildtbestandenes vedkommende er der dels tale om et fald i antallet af jagtbare arter, der siden jagtloven af 1967 er indskrænket fra over 80 til de nuværende 44, og dels om, at nogle af de vildtarter, der tidligere var talrige – først og fremmest hare og agerhøne – er gået meget tilbage og i dag udgør en langt mere beskedent del af det samlede jagtudbytte end tidligere. For jagtens vedkommende er der tale om forskydninger, der indebærer, at en langt større del af jagttegnsløserne (ca. 50% mod ca. 10% i 1940'erne) i dag bor i større byer (jf. diskussion i Bregnballe m.fl. 2003). Det er dermed sandsynligt, at "jægeren" i dag kommer på jagt færre gange pr. sæson end i de tidligere perioder, hvilket igen indebærer, at man ikke uden videre kan bruge antallet af jagttegnslødere som en indikator for det samlede jagttryk i Danmark.

På et mere detaljeret plan er der også sket væsentlige forskydninger i vildtudbyttets sammensætning. Udsatte fugle udgør i dag en langt større andel af udbyttet end førhen. Af de tre vildtarter, der må udsættes i Danmark (gråand, fasan og agerhøne), indtager agerhønen dog en særstilling. Indtil 1960 var det årlige udbytte af agerhøne på ca. 400.000 stk., og andelen af udsatte fugle i udbyttet var meget lille. I dag udgør udbyttet 20.000-25.000 agerhøns årligt, inklusive et betydeligt bidrag fra udsatte fugle. Ændringerne i den vilde bestands størrelse har således haft meget større betydning for udbyttet end ændringer i antallet af udsatte fugle, og agerhønen er derfor udeladt fra den efterfølgende drøftelse.

Figur 4.1.2. Andelen af fasaner og gråænder af det samlede vildtudbytte i Danmark, 1941/42-2007/08.



Fasan og gråand udsættes i langt større omfang end agerhøne. Disse to arter udgjorde frem til begyndelsen af 1970'erne ca. 35% af det årlige udbytte, men i løbet af 1970'erne og 1980'erne steg andelen til over 50% (Bregnballe m.fl. 2003), mens den siden 1990 har været næsten stabil eller højst svagt stigende (Fig. 4.1.2). Den stigende andel op til 1980 skyldes utvivlsomt en forøgelse af omfanget af udsætning (Vildtforvaltningsrådet 2006). For jagtsæsonerne 2000/01 til 2007/08 har fasan og gråand i gennemsnit udgjort 52% af det samlede udbytte, mens de øvrige 42 arter med jagttid tilsammen har udgjort 48%.

Sammenligner man udbyttet i 1970, hvor det samlede vildtudbytte i Danmark havde sit maksimum, med udbyttet i dag, dækker det samlede "netto"-fald på ca. 1,4 mio. stykker vildt over andre store forskydninger. Udbyttet af visse arter er betydeligt større i dag, end det var i 1970 (fasan ca. 50.000 flere, gråand ca. 200.000 flere, rådyr ca. 50.000 flere, gæs ca. 20.000 flere og skovsneppe ca. 25.000 flere). Udbyttet af hare og agerhøne er siden 1970 faldet med lidt over 400.000 stykker vildt årligt, mens det øvrige fald, der reelt udgør omkring 1,3 mio. stykker vildt, dækker fald i udbyttet af bl.a. dykænder, blichøns, måger, ringdue og kragefugle. For disse arter er bestandene i de fleste tilfælde i dag lige så store eller større end i 1970'erne, og det faldende udbytte må i stedet tilskrives en faldende jagtlig interesse, jf. afsnittene om de enkelte arter nedenfor. For ringduen er årsagen dog bortfaldet af jagten hhv. i august (1994) og i september (2007).

Hvis man fraregner fasan og gråand, hvor udsætninger udgør betydelige andele af udbyttet, udgjorde udbyttet af de øvrige arter i 1940'erne 1,3 mio. stk., eller ca. 13 stykker vildt pr. jæger. Omkring 1970 udgjorde det 2,5 mio. stk., eller ca. 19 stykker vildt pr. jæger, og siden da er det faldet til 1,1 mio. stykker vildt, eller knap 7 stykker vildt pr. jæger.

Samlet må det således – som en indledning til gennemgangen af de enkelte vildtarter – siges, at der gennem de knap 70 år med en landsdækkende vildtudbyttestatistik er sket store forandringer både i udbyttets størrelse og dets artssammensætning, og at disse forandringer skyldes såvel udviklingen i vildtbestandene som ændringer i antallet af jagtbare arter, i antallet af jagttegnsløsere, i jagtudøvelsen og i interessen for at drive jagt på de forskellige arter.

Jagtens bæredygtighed

Jagten i Danmark skal i henhold til Lov om jagt og vildtforvaltning reguleres, så den udøves efter økologiske og etiske principper og tilgodeser en fornuftig udnyttelse (dvs. er bæredygtig). De principper, der følges ved den biologiske vurdering af bæredygtighed for den enkelte bestand, er beskrevet ovenfor, i Afsnit 3.

Disse principper gælder imidlertid kun på bestandsniveau. For højere "niveauer", såsom "jagten på havdykænder", "hjørtevildt" eller i sidste instans "jagten i Danmark", er det ikke muligt at foretage nogen samlet, objektiv vurdering af bæredygtigheden af den simple grund, at der ikke findes regler for, hvordan en sådan vurdering skal foretages.

I de følgende afsnit er der givet vurderinger for i alt 42 vildtarter. Af disse er jagten i 31 tilfælde vurderet som bæredygtig. For 4 arter kan bære-

dygtigheden ikke vurderes, i tre tilfælde (gråand, fasan og agerhøne) fordi udsætning af fugle bidrager med større andele af udbytte, i det fjerde (canadagås), fordi der ikke foreligger noget nærmere kendskab til størrelsen af bestanden. For de sidste syv arter, hvor bestande eller i det mindste delbestande er i tilbagegang, er bæredygtigheden vurderet som usikker.

Problemerne omkring samlede vurderinger opstår allerede på artsniveau. Ganske mange af de behandlede arter kan opdeles i to eller flere delbestande, hvor bæredygtigheden må vurderes separat. Fx findes der to delbestande af sædgås, hhv. skovsædgås, der hovedsagelig forekommer i Nordjylland, og tundrasædgås, der hovedsagelig forekommer i det sydlige og sydøstlige Danmark. Bestanden af skovsædgås, der formentlig endda kan opdeles i flere mindre delbestande, er både forholdsvis lille og muligvis i tilbagegang, og på den baggrund må jagtens bæredygtighed iht. det ovenstående vurderes som usikker. Bestanden af tundrasædgås er meget større, og den er stigende, så for denne bestand eller underart kan jagten vurderes som bæredygtig. Når bæredygtigheden af den jagtlige udnyttelse af sædgås i Danmark samlet er vurderet som "usikker", skyldes det altså alene skovsædgås. Haren udgør et tilsvarende problem. Der er evidens for, at jagten på hare i dele af Jylland ikke er bæredygtig, mens den på Øerne, og ikke mindst på Bornholm, godt kan være det. For haren bliver vurderingen dermed, at jagten sandsynligvis ikke er bæredygtig i større dele af Jylland, mens den muligvis er bæredygtig på øerne. Når den samlede vurdering af jagtens bæredygtighed for hare er "usikker", skyldes det altså primært, at i dele af Jylland er bestandstæthederne lave og rekrutteringen dårlig.

Det må derfor understreges, at mens jagtens bæredygtighed kan vurderes for den enkelte bestand, vil enhver vurdering af større enheder – så længe der ikke findes nogen alment accepterede retningslinjer for sådanne vurderinger – være behæftet med en vis vilkårlighed og derfor være diskutabel.

Bregnballe m.fl. (2003) gav en samlet vurdering af jagtens bæredygtighed i Danmark og konkluderede, at på et overordnet niveau - dvs. dækkende hele landet og alle jagtbare vildtarter - er jagten blevet mere bæredygtig, efter den nuværende Lov om jagt og vildtforvaltning trådte i kraft i 1994. For at undgå misforståelser skal det fremhæves, at det ovenstående ikke betyder, at man ikke kan vurdere *tendenser* i bæredygtighed. Når det kan påvises, at jagttrykket på en lang række vildtarter er reduceret, både gennem indskrænkninger i jagttider, egentlige fredninger og i mange tilfælde en faldende jagtlig interesse, at det samlede forstyrrelsestryk på en række vandfuglearter er blevet reduceret gennem oprettelsen af jagt- og forstyrrelsesfri kerneområder, og at fx omfanget af anskydning af vildt er reduceret markant, kan det konkluderes, at jagten ud fra et overordnet synspunkt er blevet *mere* bæredygtig. Men dette er ikke det samme som at konkludere, at *den samlede jagt i Danmark er* – eller *ikke er* – bæredygtig.

4.2 Pattedyr



Foto: Michael Albert Schmidt.

Krondyr

Bestands- og jagtforhold	Status
Bestand i Danmark	Ca. 15.000. Stigende
Gældende jagttid	Hjorte: 1.9.-31.1. Hinder og kalve: 1.10.-31.1.
Jagtudbytte i Danmark	4.400, heraf ca. 84% fra den frie vildtbane
Jagtens indflydelse	Bæredygtig Lokalt begrænsende for spredning

Forekomst og bestandsudvikling

Fritstående krondyr forekom indtil midten af 1970'erne kun almindeligt i dele af Jylland, men siden har udsatte dyr, samt undslupne dyr fra dyrehaver og hjortefarme, opbygget mindre bestande på Sjælland (Asferg m.fl. 2004, Asferg & Olesen 2004, Asferg & Madsen 2007a).

I Jylland fandtes indtil midten af 1970'erne kun fritstående krondyr i Øst-, Midt- og Vestjylland. Siden har arten bredt sig dels til Sønderjylland, dels til Nordjylland nord for Limfjorden. Den sønderjyske bestand er opstået ved naturlig spredning. Det gælder i nogen grad også for den nordjyske bestand, men denne er suppleret med udsatte dyr (Nielsen m.fl. 2008). Først efter en periode med fredning har bestanden nord for Limfjorden udviklet sig og skønnes i dag at have nået et niveau på omkring 2.000 dyr (Olsen 2008). På Sjælland blev krondyret udryddet som fritlevende i 1854, men etablerede i 1971 igen en fritlevende bestand, startende med ni undslupne dyr og senere suppleret med udsatte dyr fra Jægersborg Dyrehave. I dag findes tre mindre bestande på Sjælland.

Der er store regionale forskelle i bestandstætheden, og ud fra en biologisk synsvinkel skønnes der at være levesteder til en væsentlig større bestand end den, vi har i dag. Størrelsen af den samlede, fritlevende bestand kendes ikke med sikkerhed. Et skøn på omkring 15.000 dyr kan anlægges ud fra antal nedlagte dyr samt generel viden om, hvor meget der årligt kan udtages af en kronvildtbestand, hvor jagten er den eneste betydende dødelighedsfaktor. Den årlige hjortevildtoversigt (Olsen 2008) angiver på basis af interview med grundejere bestanden til lidt over 10.000, men det må antages at være et minimumsskøn. De største fritlevende bestande, der vurderes til omkring 1.200 dyr hver, findes i dag i områderne omkring Ulfborg og Oxbøl.

Jagten i Danmark

Jagttid

Hjorte har jagttid fra 1.9. til 31.1., hinder og kalve fra 1.10. til 31.1. Derudover må kronvildt reguleres hele året i erhvervsmæssigt drevne gartnerier, frugthaver, frugtplantager og planteskoler, som er forsvarligt indhegnede. Der kan desuden gives dispensation til regulering ved skader på landbrugsarealer.

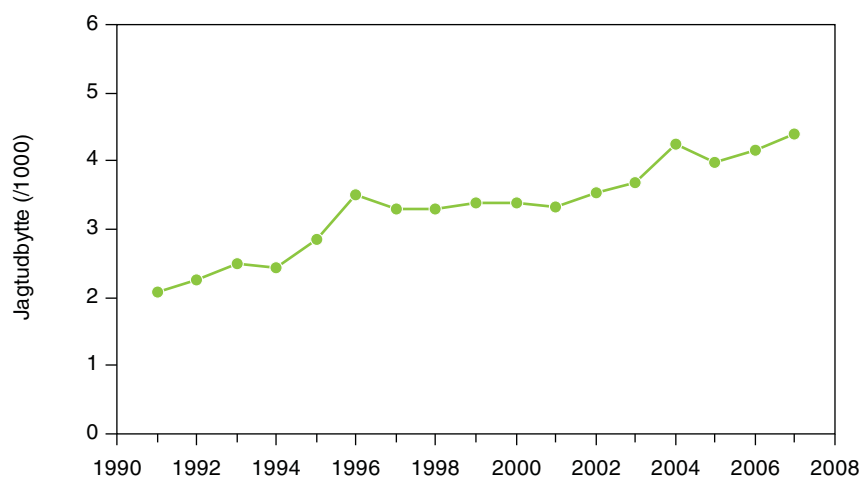
Jagtudbytte

Fra slutningen af 1940'erne til begyndelsen af 1970'erne lå det årlige jagtudbytte stabilt på 500-1.000 dyr. Siden er udbyttet steget med et gennemsnit på 4,6% årligt og nåede det højeste niveau nogensinde på 4.400 for jagtsæsonen 2007/08 (Fig. 4.2.1). Ud af det samlede udbytte stammer

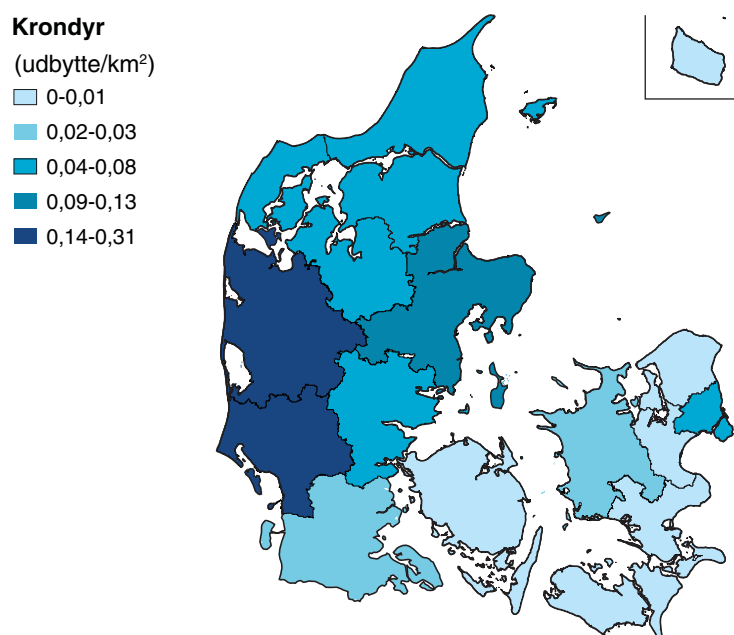
ca. 84% fra den frie vildtbane og ca. 16% fra indhegnede dyrehaver (Asferg m.fl. 2004). I udbyttet indgår også fejlagtigt indberettede kron dyr nedlagt i hjortefarme, men disse svarer dog kun til 0,6% af jagtudbyttet.

Over 90% af det totale kron dyrudbytte nedlægges i Jylland. De største udbytter tages i de tidligere Ribe, Ringkøbing og Århus Amter. Københavns Amt er repræsenteret i statistikken på grund af kron dyr nedlagt i Jægersborg Dyrehave (Fig. 4.2.2).

Figur 4.2.1. Det årlige jagtudbytte af kron dyr i Danmark, 1991/92-2007/08.



Figur 4.2.2. Den gennemsnitlige geografiske fordeling af jagtudbyttet af kron dyr per km² i Danmark i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Jagts indflydelse på bestanden

I og med at bestanden er stigende kan den samlede jagtlige udnyttelse af kron dyr i Danmark vurderes som bæredygtig. Bestandsniveauet er primært et spørgsmål om, hvordan bestandene beskydes. Såvel lokalt som på landsbasis er jagt i øjeblikket den eneste bestandsbegrænsende faktor af betydning (Sunde m.fl. 2008). Biologisk set bør grundlaget for bæredygtig jagt gælde både lokalt og nationalt. I henhold til dette burde der

ikke nedlægges mere vildt end et givet jagtareal understøtter rent fødemæssigt. I den danske jagtlov er der imidlertid ingen binding mellem udbytte og areal. Det betyder, at fx kron dyr, der har et individuelt arealbehov på mellem 600 og 1.500 ha (Olesen m.fl. 2009), kan nedlægges på arealer ned til 1 ha. Dette er afgørende for mulighederne for at få spredt den danske kronvildtbestand til større dele af landet. Det nationale forvaltningsmål om at sprede kronvildtet og forhindre for høj tæthed i de kendte kerneområder vanskeliggøres ved en markant afskydning i randområderne.

På grund af stor jagtlig efterstræbelse efter trofæbærende dyr er der, for øjeblikket, en skæv aldersfordeling med forholdsvis få gamle, veludviklede hjorte i bestandene (Asferg m.fl. 2004). Den biologiske betydning af en skæv aldersfordeling blandt hjortene er ikke fuldt klarlagt, men amerikanske resultater viser, at tilstedeværelsen af ældre hjorte fremskynder tidspunktet for befrugtning og dermed tidligere fødsel samt forbedrede overlevelsesmuligheder for kalvene (Noyes m.fl. 1996, 2002). Den rekreative værdi af at kunne se store gamle hjorte i naturen er måske af lige så stor betydning som den biologisk-bestandsmæssige.

Forvaltningsmæssige problemer

Kron dyr forvolder skader på landbrugsafgrøder og skrælleskader på nåletræer. Kron dyrenes størrelse samt deres sociale levevis gør det bekosteligt at have dem på kost i landbrugsområder gennem længere tid. Traditionelt har jagtmuligheden tjent som en form for kompensation for de skader, som kronvildtet forvolder. Skader på landbrugsarealer synes dog at være stigende og forekommer ofte uden for jagtsæsonen, og mulighederne for at skræmme dyrene væk fra attraktive afgrøder er begrænsede. Økonomisk kompensation kan opnås omkring to statsskovdistrikter, men der er endnu ikke opnået enighed om en national ordning.

Vurdering af gældende jagttid

Den nuværende bestand er begrænset, men ikke truet af jagten. Bestanden vil kunne øges kraftigt ved et formindsket jagttryk, ligesom spredning og etablering af nye bestande vil kunne reguleres gennem lokale aftaler om afskydningen. Mange mellemstore hjorte nedlægges formentlig i september, så hvis der ønskes en større andel af ældre hjorte i bestanden, vil dette muligvis kunne opnås gennem en begrænsning af septemberjagten. Mange statsskovdistrikter og privat organiserede kron dyrlaug har de senere år opnået en større andel ældre hjorte ved lokal fredning af mellemaldrende hjorte. På Djursland er der indført midlertidig fredning af spidshjorte. Effekten af dette tiltag kendes endnu ikke.

Jagtstart på hinderne 1. oktober er næppe et bestandsmæssigt problem, men afskydning af diegivende hinder tidligt i jagtsæsonen vil alt andet lige forringe kalvenes chance for at overleve deres første vinter. Der foreligger ingen undersøgelser over, hvornår en kalv er i stand til at klare sig uden mælk fra moderen, men en senere jagtstart for hinder, fx 1. november, kunne overvejes. I mange større jagtområder skydes hinder aldrig før november eller december måned, netop for at minimere risikoen for at få moderløse kalve, som endnu ikke kan klare sig selv.

Dådyr

Bestands- og jagtforhold	Status
Bestand i Danmark	Ca. 9.000. Stigende
Gældende jagttid	Hjorte: 1.9.-31.1. Hinder og kalve: 1.10.-31.1.
Jagtudbytte i Danmark	4.000, heraf ca. 49% fra den frie vildtbane
Jagtens indflydelse	Bæredygtig Lokalt begrænsende for spredning

Forekomst og bestandsudvikling

Dåvildtet er indført, antagelig i vikingetiden, og findes i dag i alle landsdele (Asferg & Madsen 2007b).

Indtil slutningen af 1970'erne fandtes dåvildt overvejende på Øerne og i det østlige Jylland. I 1980'erne blev der etableret et betydeligt antal hjortefarme, primært med dåvildt (Hansen 1988). Undslupne dyr har gennem årene spredt sig, så i dag findes arten i fritlevende småbestande i alle landsdele, også i Vest- og Nordjylland. I Jylland ekspanderer den fritlevende dåvildtbestand, som ud fra jagtudbyttet må vurderes at have nået en bestandsstørrelse på omkring 2.000 dyr. En række udsætninger af dåvildt, som netop er igangsat i Vestjylland, vil øge artens udbredelse mod vest. På landsplan kan den fritlevende bestand vurderes til et niveau omkring 9.000 dyr. Den største dyrehavebestand, ca. 1.600 dyr, findes i Jægersborg Dyrehave.

Jagten i Danmark

Jagttid

Hjorte har jagttid fra 1.9. til 31.1., dåer og kalve fra 1.10. til 31.1. Derudover må dåvildt reguleres hele året i erhvervsmæssigt drevne gartnerier, frugthaver, frugtplantager og planteskoler, som er forsvarligt indhegnede. Der kan desuden gives dispensation til regulering ved skader på landbrugsarealer.

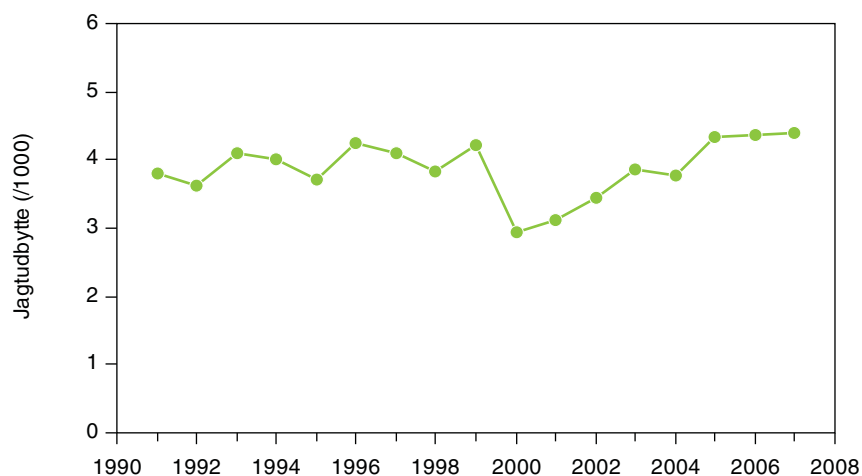
Jagtudbytte

Det årlige jagtudbytte lå indtil midt i 1980'erne i størrelsesordenen 1.500 dyr. Derefter steg udbyttet kraftigt til omkring 4.000 i begyndelsen af 1990'erne og har siden holdt sig på dette niveau (Fig. 4.2.3). Omkring 75% af det totale udbytte bliver nedlagt på Øerne, flest i de tidligere Storstrøms og Frederiksborg Amter samt i Københavns Amt inkl. Jægersborg Dyrehave (Fig. 4.2.4). Lidt over halvdelen af udbyttet nedlægges under hegn, dvs. i dyrehaver (50%) og hjortefarme (1%) (Asferg m.fl. 2004).

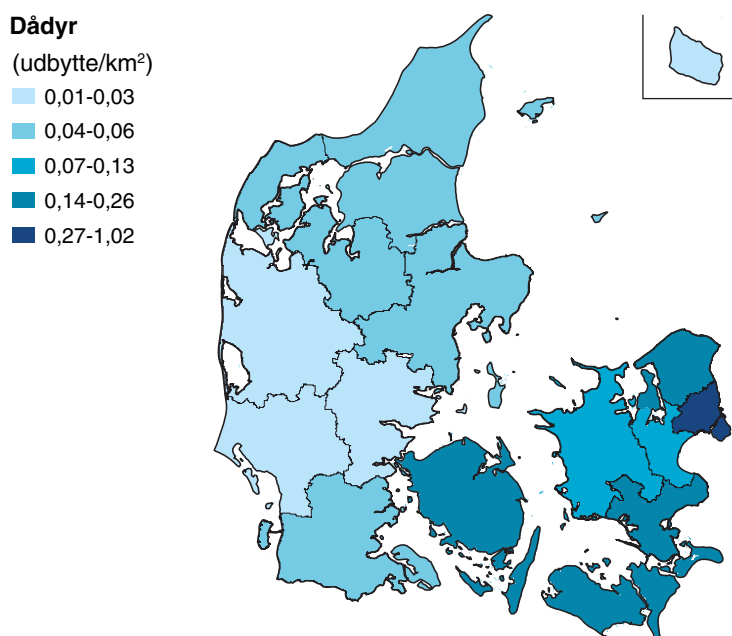
Jagtens indflydelse på bestanden

Jagten anses for at være en væsentlig begrænsende faktor for dådyrbestandens størrelse og udbredelse. Da den samlede bestand er stigende, kan jagten dog vurderes som bæredygtig.

Figur 4.2.3. Det årlige jagtudbytte af dådyr i Danmark, 1991/92-2007/08.



Figur 4.2.4. Den gennemsnitlige geografiske fordeling af jagtudbyttet af dådyr per km² i Danmark i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Vurdering af gældende jagttid

Jagten vurderes nationalt set at være bæredygtig, men lokalt begrænsende for spredning. Jagtstart på dåerne 1. oktober er næppe et bestandsmæssigt problem, men afskydning af diegivende dåer tidligt i jagtsæsonen vil alt andet lige forringe kalvenes chance for at overleve deres første vinter. Der foreligger ingen undersøgelser over, hvornår kalvene er i stand til at klare sig uden mælk fra moderen, men en senere jagtstart for dåer, fx 1. november, kunne overvejes. I mange større jagtområder skydes dåer aldrig før november eller december måned, netop for at minimere risikoen for at få moderløse kalve, som endnu ikke kan klare sig selv.

Sika

Bestands- og jagtforhold	Status
Bestand i Danmark	Ca. 900. Stabil?
Gældende jagttid	Hjorte: 1.9.-31.1. Hinder og kalve: 1.10.-31.1.
Jagtudbytte i Danmark	200-500, heraf ca. 74% fra den frie vildtbane
Jagtens indflydelse	Bæredygtig Lokalt begrænsende for spredning

Forekomst og bestandsudvikling

Sikavildtet er indført år 1900 til Svenstrup på Sjælland og er ret sjældent forekommende i de fleste landsdele (Asferg & Madsen 2007c).

De største fritlevende bestande findes på Frijsenborg i Østjylland, Katholm på Djursland og i Gribskov. Derudover holdes sika i en række dyrehaver. Den samlede fritstående bestand kan ud fra udbyttet vurderes til omkring 900 dyr.

Jagten i Danmark

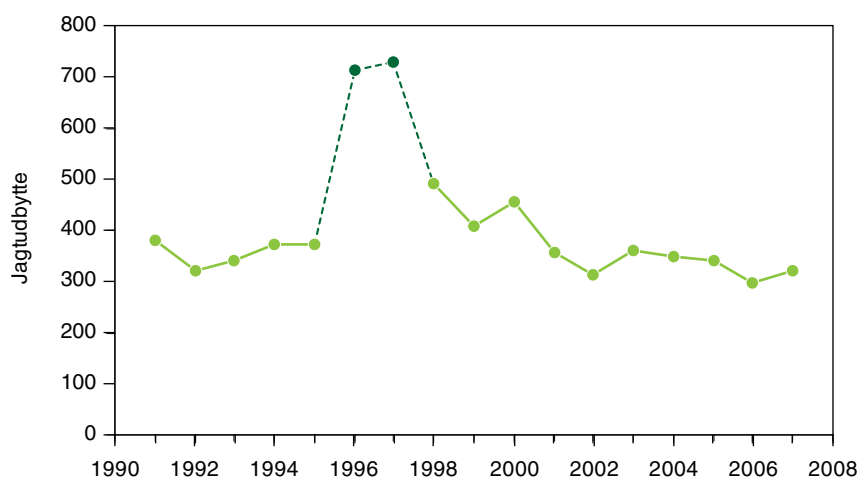
Jagttid

Hjorte har jagttid fra 1.9. til 31.1., hinder og kalve fra 1.10. til 31.1. Derudover må sikavildt reguleres hele året i erhvervsmæssigt drevne gartnerier, frugthaver, frugtplantager og planteskoler, som er forsvarligt indhegnede.

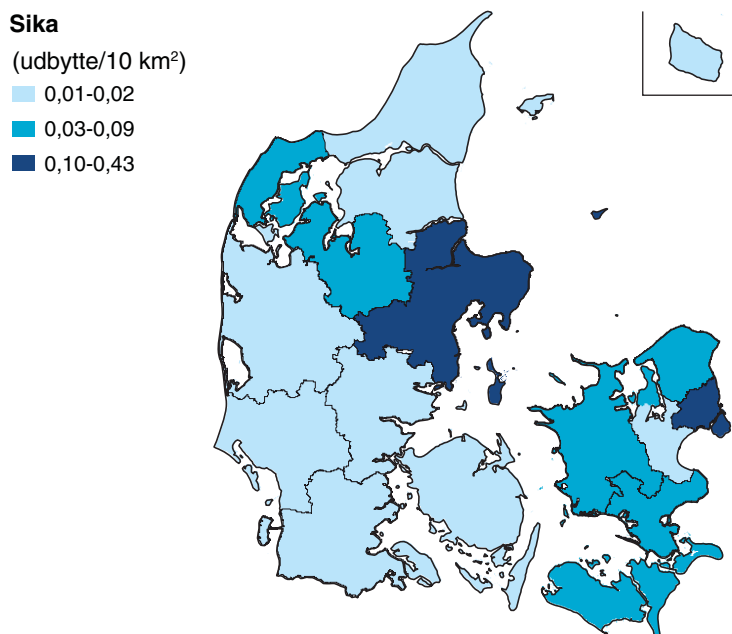
Jagtudbytte

Det årlige jagtudbytte har siden vildtudbyttestatistikens start i 1941 ligget mellem 200 og 500. Siden 1991 har det udgjort mellem 300 og 400 dyr (Fig. 4.2.5). Det registrerede udbytte på godt 700 dyr i sæsonerne 1996/97 og 1997/98 er formentlig for høje pga. usikkerhed i vildtudbyttestatistikken. Som for kronstyr og dådyr er det ikke alle indberettede dyr, der nedlægges på den frie vildtbane. Af nedlagte sika stammer 25% fra dyrehaver og knap 1% fra hjortefarme (Asferg m.fl. 2004). Det største udbytte på den frie vildtbane tages i Århus Amt (Fig. 4.2.6).

Figur 4.2.5. Det årlige jagtudbytte af sika i Danmark, 1990/91-2007/08. Tallene for 1996 og 1997 er formentlig for høje pga. usikkerhed i vildtudbyttestatistikken.



Figur 4.2.6. Den gennemsnitlige geografiske fordeling af jagtudbyttet per 10 km² af sika i Danmark i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Jagten indflydelse på bestanden

Jagten anses for at være en væsentlig begrænsende faktor for sikabestandens størrelse og udbredelse. Da bestanden tilsyneladende er stabil, kan jagten dog overordnet vurderes som bæredygtig.

Forvaltningsmæssige problemer

Sika og kronvildt er i stand til at bastardere, men det er hidtil ikke med sikkerhed konstateret i Danmark, muligvis fordi det næsten udelukkende er den japanske race af sika, der indtil nu er indført til Danmark. Denne race er mindre end andre og er samtidig den, der er fjernest beslægtet med kronvildt. I forbindelse med etablering af hjortefarme er der indført enkelte sika af andre og større racer. Det kan på længere sigt øge risikoen for opblanding. Den sikreste måde at imødegå bastardering vil være bortskydning af sika i alle egne, hvor der forekommer kronvildt.

Vurdering af gældende jagttid

Jagten vurderes overordnet set at være bæredygtig, men lokalt begrænsende for spredningen. Jagtstart på hinderne 1. oktober er næppe et bestandsmæssigt problem, men afskydning af diegivende hinder tidligt i jagtsæsonen vil alt andet lige forringe kalvenes chance for at overleve deres første vinter. Der foreligger ingen undersøgelser over, hvornår kalvene er i stand til at klare sig uden mælk fra moderen, men en senere jagtstart for hinder, fx 1. november, kunne overvejes. I mange større jagtområder skydes hinder aldrig før november eller december måned, netop for at minimere risikoen for at få moderløse kalve, som endnu ikke kan klare sig selv.

Rådyr

Bestands- og jagtforhold	Status
Bestand i Danmark	Ukendt. Stabil/stigende
Gældende jagttid	Bukke: 16.5.-15.7. og 1.10.-31.1. Råer og lam: 1.10.-31.1.
Jagtudbytte i Danmark	110.000
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

Forekomst og bestandsudvikling

Rådyret er almindeligt forekommende over hele landet (Asferg & Madsen 2007d).

I slutningen af 1800-tallet var rådyret udryddet i mange egne af landet. Efter år 1900 begyndte bestanden igen at brede sig, men omkring 1940 var der stadigvæk landsdele, hvor rådyret ikke fandtes. I dag forekommer rådyret over hele landet, de fleste steder i ganske talstærke bestande. Stigningen har været særlig kraftig efter 1970, og den har været ved indtil begyndelsen af 1990'erne. I sidste halvdel af 1990'erne begyndte stigningen i udbyttekurven for flere amter at flade ud. I de vest- og nordjyske amter, hvor bestandstætheden er forholdsvis lav, er bestanden stadig stigende (Olesen m.fl. 2002).

Bestandens vækst kan delvis forklares med et forbedret fødeudbud i kraft af det stigende areal med vintergrønne marker, en række milde vintre og en faldende prædation, især på grund af udbrud af ræveskab i Jylland og på Bornholm i midten af 1980'erne. De jyske rævebestande blev mærkbart reduceret i perioden 1985-1995, og den bornholmske bestand forsvandt - muligvis med undtagelse af nogle få dyr - efter 1990. Det har formentlig også spillet en væsentlig rolle for rådyrbestandens udvikling, at jægerne i stigende grad har udvist forståelse for, at jagt-udbyttet ikke må overstige, hvad der er grundlag for i den årlige produktion af lam i bestanden, og fordi der har været en generel tilbageholdenhed hos de fleste jægere med hensyn til at nedlægge voksne råer (Olesen m.fl. 2002).

Landsdækkende forandringer af landskabet, såsom fordobling af skovarealet over de næste 50-75 år, vil med sikkerhed forbedre levevilkårene for råvildtet og dermed skabe grundlaget for en endnu større og tættere bestand af rådyr i Danmark.

På Fyn er rådyrbestanden gennem de seneste år blevet kraftigt reduceret pga. sygdom. Hvilken type sygdom, der er tale om, og hvordan smitten spredes, vides endnu ikke, men dyrene dør i dårlig kondition og med diarré. Lokalt meldes om nedgange i bestanden på op til 85%.

Jagten i Danmark

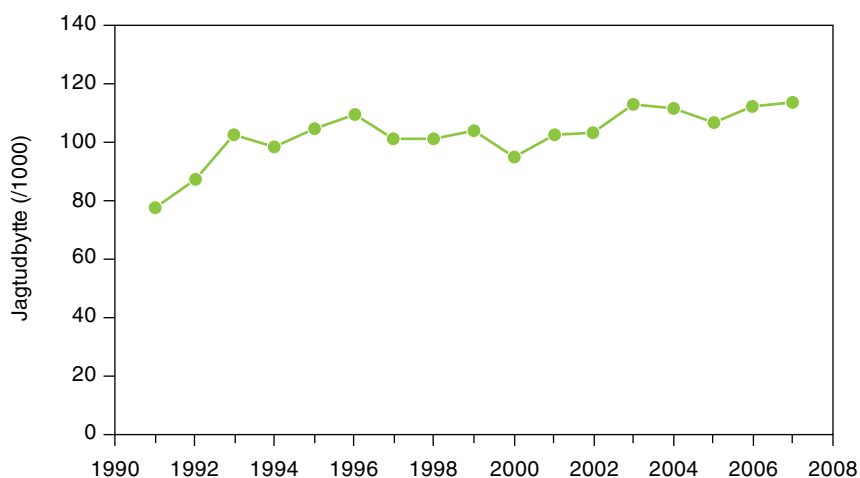
Jagttid

Bukke har jagttid fra 16.5. til 15.7, og bukke, råer og lam fra 1.10. til 15.1. Derudover må råvildt reguleres hele året i erhvervsmæssigt drevne gartnerier, frugthaver, frugtplantager og planteskoler, som er forsvarligt indhegnede.

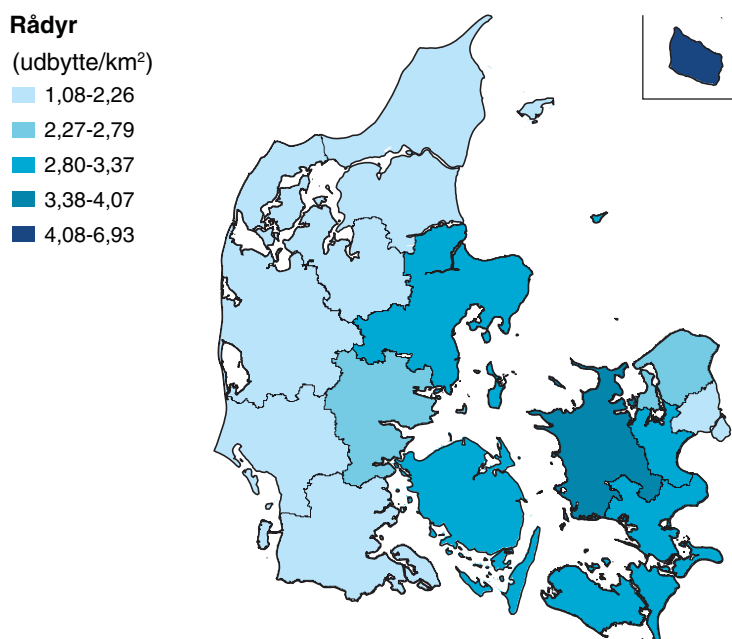
Jagtudbytte

Det årlige jagtudbytte har været jævnt stigende fra ca. 20.000 i begyndelsen af 1940'erne til godt 110.000 i dag. Stigningen var særlig kraftig i perioden 1987-1993, hvor den gennemsnitlige årlige tilvækst i udbyttet var så høj som 15% i Ringkøbing Amt og 14% på Bornholm. Selv om der er store geografiske forskelle mellem landsdelene med hensyn til landskabstyper, arealanvendelse, udbyttelniveau og jagtlige traditioner, er stigningen i udbyttet forløbet meget parallelt på Øerne og i Jylland. Mere end 60% af det samlede udbytte nedlægges i Jylland. Udbyttet per km² er størst på Bornholm med næsten 7 nedlagte dyr per km². I de tidligere Roskilde og Vestsjællands Amter er det på 4 dyr/km², og i Nord- og Vestjylland på omkring 2 dyr/km² (Fig. 4.2.8). De geografiske forskelle i udbyttestørrelse afspejler med god sikkerhed reelle forskelle i bestandstætheden.

Figur 4.2.7. Det årlige jagtudbytte af rådyr i Danmark, 1990/91-2007/08.



Figur 4.2.8. Den geografiske fordeling af jagtudbyttet af rådyr per km² i Danmark i sæsonen 2007/08.



På Fyn er udbyttet reduceret til omkring halvdelen af, hvad det var før 2002, hvor sygdommen for første gang blev bemærket. Nu er bestandstætheden, bedømt ud fra udbyttet, reduceret til samme niveau som i Nord- og Vestjylland, hvor bestandstætheden traditionelt har været den laveste i Danmark.

Køns- og aldersfordelingen i udbyttet af råvildt er stærkt præget af ønsket om at skyde en buk med opsats. Hvis der ses bort fra lammene, udgør bukke 2/3 dele af det årlige udbytte. Dette selektive jagtmønster har betydet en optimering af råvildtbestandens produktion. En buk kan bedække flere råer, men hvis andelen af bukke i udbyttet stiger yderligere, vil der være risiko for, at der bliver for få bukke i bestanden, og en del kønsmodne råer derfor ikke bliver bedækket.

Jagts indflydelse på bestanden

Den fremgang, som rådyrbestanden har udvist gennem det 20. århundrede, tyder ikke på, at jagttrykket generelt har været for højt. Men rådyrbestandens fremtidige udvikling vil bl.a. afhænge af jagtudbyttets køns- og aldersmæssige sammensætning. Bæreevnen for en sund og velreproducerende råvildtbestand vil formentlig snart være nået i de fleste egne af landet, og derefter vil opretholdelsen af det høje bestandsniveau og dermed det høje jagtudbytte formentlig afhænge af, at der bliver en bedre balance mellem køns- og aldersklasserne i jagtudbyttet, især gennem en øget afskydning af gamle råer. Der findes dog stadig revirer, hvor jagen drives så hårdt, at opretholdelsen af den lokale bestand er afhængig af indvandring fra naborevirer. Endelig er det sandsynligt, at det hæmmer lammenes udvikling og forringer deres chancer for at overleve deres første vinter, hvis råen skydes bort i begyndelsen af jagtsæsonen, men det er endnu ikke undersøgt i detaljer.

Vurdering af gældende jagttid

Jagten vurderes at være bæredygtig. Jagtstart på råerne 1. oktober er næppe et bestandsmæssigt problem, men afskydning af diegivende råer tidligt i jagtsæsonen vil alt andet lige forringe lammenes chance for at overleve deres første vinter. Der foreligger ingen undersøgelser over hvornår lammene er i stand til at klare sig uden mælk fra moderen, men en senere jagtstart for råer, fx 1. november, kunne overvejes.

Ræv

Bestands- og jagtforhold	Status
Bestand i Danmark	Ukendt. Stabil
Gældende jagttid	1.9.-31.1.
Jagtudbytte i Danmark	Ca. 40.000
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

Forekomst og bestandsudvikling

Ræven er almindeligt forekommende over hele landet med undtagelse af enkelte mindre øer (Pagh m.fl. 2007).

De fleste danske rævebestande har været ramt af ræveskab inden for de seneste tre årtier. Sygdommen blev konstateret i det sydøstlige Jylland i 1984, på Bornholm i 1986 og på Amager i 2003. Der er endnu ikke konstateret ræveskab på Fyn. Der er ikke gennemført egentlige undersøgelser af skabens effekt på rævebestanden, men udviklingen har i store træk kunnet følges gennem vildtudbyttestatistikken. På Bornholm blev rævebestanden i løbet af få år reduceret til ganske få dyr, og siden 1990 har ræven været totalfredet på øen. I Jylland bredte skaben sig først til Vest- og Midtjylland, derefter til Nord- og Østjylland og sidst til Djursland. I de jyske amter er udbruddet af skab næsten overalt blevet fulgt af en mærkbar nedgang i rævebestandene, som lokalt kan have været lige så stærk som på Bornholm. Nedgangen er dog i nogen grad blevet sløret af, at der til stadighed har kunnet vandre ræve ind fra tilstødende områder. I de fleste amter begyndte bestandene at vokse igen i første halvdel af 1990'erne, men i Nordjyllands Amt fortsatte nedgangen helt frem til omkring år 2000. Af ukendte årsager ser skaben ud til at være mere vedholdende i Nordjylland end andre steder, og her i begyndelsen af 2009 kommer der stadig nye meldinger om skabræve. Det gennemsnitlige jagtudbytte i Jylland ligger i dag på et niveau omkring 75% af niveauet forud for det første udbrud af skab. Kort tid efter fundet af de første skabede ræve på Amager i 2003 blev der fundet skabræve på Sjælland, først i Københavnsområdet og i Nordsjælland og derefter over det meste af det øvrige Sjælland. Størrelsen af tilbagegangen i bestandene kendes ikke, men der er fx konstateret en nedgang i jagtudbyttet fra 2005 til 2007 på 49% i Københavns Amt og 62% i Frederiksborg Amt.

Jagten i Danmark

Jagttid

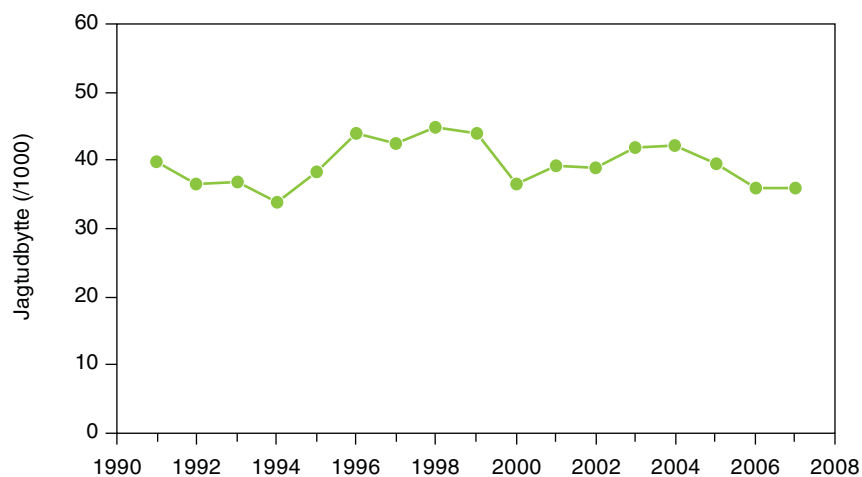
Ræven har jagttid fra 1.9. til 31.1. Regulering er tilladt i februar måned i egne, hvor ræven volder skade på den øvrige fauna, og derudover på en række mere specifikke steder såsom i og ved bygninger, i og ved indhegninger med fjerkræ, herunder fasaner, agerhøns og andefugle, samt i indhegninger med frilandsgribe, i indhegnede haver og i pelsdyrfarme. Rævehvalpe må reguleres uden for graven i perioden 16. juni - 31. august. På ejendomme, hvor der er gennemført naturforbedringer iht. biotopplaner, må ræven reguleres hele året ved hjælp af fælder.

Det samlede årlige jagtudbytte har ligget ret stabilt mellem 35.000 og 45.000 i perioden 1991-2007 (Fig. 4.2.9), men med en faldende tendens efter 2000, primært på grund af faldende udbytter på Sjælland som følge af

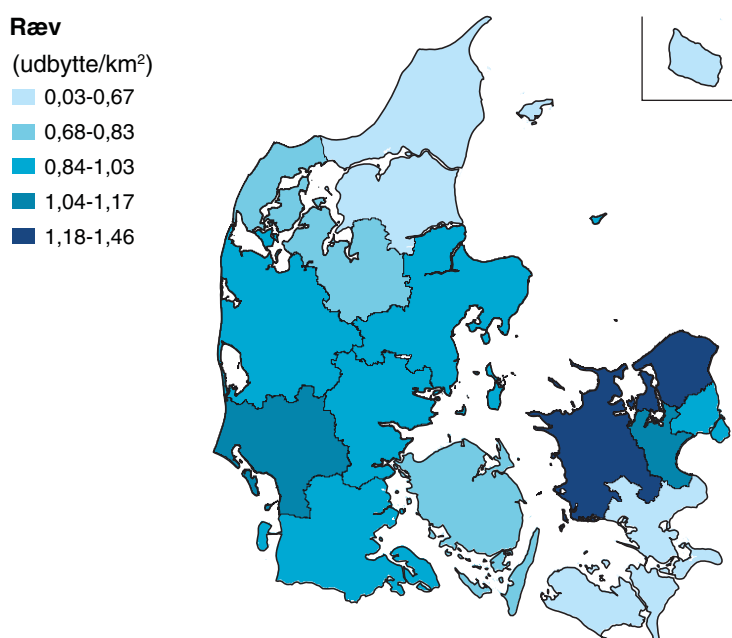
ræveskab (Fig. 4.2.9). Jagtudbyttet per km² har gennem de seneste sæsoner været størst i Vest- og Nordsjælland og lavest i Nordjylland og det tidligere Storstrøms Amt (Fig. 4.2.10).

Der foreligger kun en enkelt ældre undersøgelse, der kan belyse jagtudbyttets fordeling over sæsonen og anvendelsen af forskellige jagtformer. I begyndelsen af 1970'erne blev størstedelen af udbyttet skudt enten på specielle rævejagter, især gravjagt i vintermånederne, eller på efterårets klap-, driv- og trykjagter, som primært var rettet mod andre vildtarter. Den aktuelle fordeling kendes ikke, men gravjagten har formentlig et betydeligt mindre omfang i dag end tidligere.

Figur 4.2.9. Det årlige jagtudbytte af ræv i Danmark, 1991/92-2007/08.



Figur 4.2.10. Den gennemsnitlige geografiske fordeling af jagtudbyttet af ræv per km² i Danmark i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Jagtens indflydelse på bestanden

Det generelle indtryk er, at ræven er udsat for et højt jagttryk i de fleste egne af landet. Der foreligger imidlertid ingen danske undersøgelser af jagtens indflydelse på bestandsstørrelsen. De sønderjyske rævebestande blev reduceret betydeligt, måske med mere end 80%, ved intensiv jagt og gasning af ræve- og grævlingegrave under rabieskampagnerne i perio-

den 1965-1982, men det er næppe muligt at opnå samme reduktion gennem 'almindelig jagt', dvs. jagt i overensstemmelse med nugældende lovgivning. Det er dog sandsynligt, at jagten kan have en vis begrænsende effekt på bestanden i lokale områder, hvis den drives intensivt og vedvarende. Det vides ikke, i hvor stort omfang mulighederne for at regulere ræve uden for jagttiden bliver udnyttet. Den regulering, der sker i februar, dvs. i begyndelsen af rævens yngletid, vurderes p.t. at være uden betydning for bestanden. Derimod vides det endnu ikke, om muligheden for at regulere ræve året rundt på ejendomme med naturplaner vil blive udnyttet i et omfang, som vil have mere end lokale bestandsmæssige effekter.

Forvaltningsmæssige problemer

Ræven kan forvolde skade i forhold til menneskelige interesser, dels gennem prædation på den øvrige vilde fauna (især harekillinger samt fasaner, agerhøns og gråænder), dels ved at tage fjerkræ i hønsehuse og på opdrætspladser eller smågrise i indhegninger med frilandsgrise. Den eksisterende lovgivning giver mulighed for regulering i disse tilfælde. De stadig stigende bestande af byræve udgør flere steder et forvaltningsmæssigt problem, fordi det er vanskeligt at gennemføre en effektiv bestandsregulering i bymæssige områder.

Vurdering af gældende jagttid

Ræven må jages gennem hele den egentlige jagtsæson, og der er mange muligheder for regulering uden for jagttiden. Bestandene ser generelt ud til at kunne bære det aktuelle jagttryk, ligesom potentialet for genetablering efter sygdomsbetingede nedgange har vist sig at være stort.

Husmår

Bestands- og jagtforhold	Status
Bestand i Danmark	Ukendt. Stabil
Gældende jagttid	1.9.-31.1.
Jagtudbytte i Danmark	Ca. 4.000
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

Forekomst og bestandsudvikling

Husmåren er almindeligt forekommende over hele landet med undtagelse af Bornholm, Læsø, Anholt og Fanø samt de fleste mindre øer (Madsen m.fl. 2007a).

Bestanden var faldende i 1940'erne og i første halvdel af 1950'erne, formentlig på grund af en særdeles intensiv jagt, men steg igen gennem 1960'erne og 1970'erne. Husmåren bredte sig i denne periode fra sine traditionelle biotoper, dvs. skov og åbent land, til bebyggede områder, især parcelhuskvarterer og sommerhusområder, men også til egentlig bymæssig bebyggelse.

Jagten i Danmark

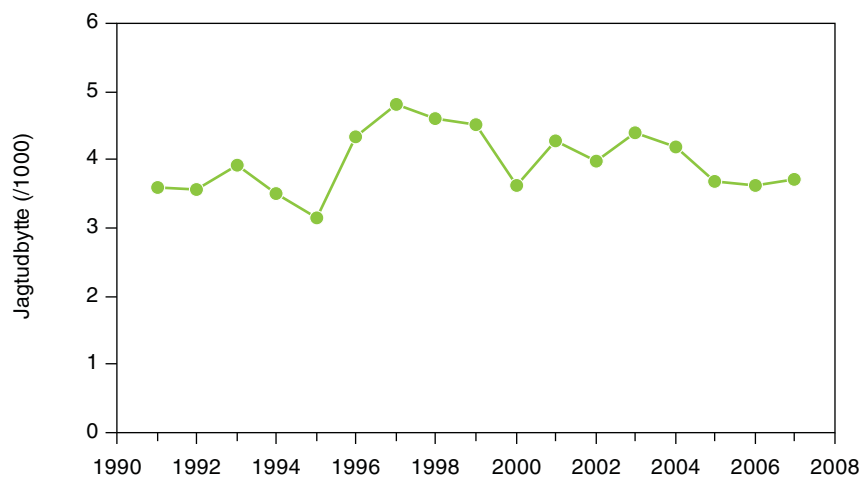
Jagttid

Husmåren har jagttid fra 1.9. til 31.1. Den må derudover reguleres (også ved brug af fælder) hele året i og ved bebyggelse, forsvarlige indhegninger med fjerkræ, indhegnede haver og pelsdyrfarme.

Jagtudbytte

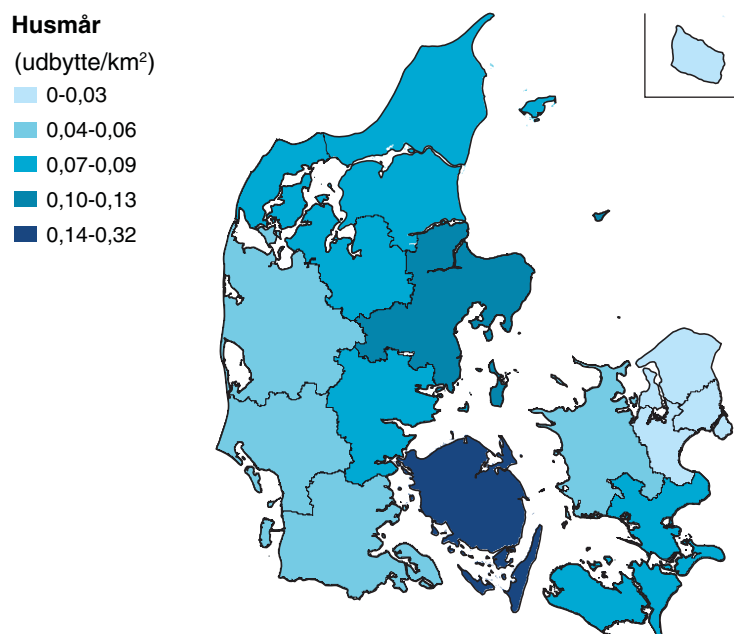
Det årlige jagtudbytte steg kraftigt op gennem 1970'erne og nåede omkring 1980 et niveau omkring 6.000. Frem mod 1990 faldt udbyttet markant, og det har i perioden 1991-2007 ligget forholdsvis stabilt omkring 4.000 (Fig. 4.2.11). Stigningen op gennem 1970'erne skyldes formentlig en kombination af en vækst i bestanden og en forøget direkte jagt på mår, især ved brug af fælder. Faldet frem mod 1990 skyldes næppe en tilbagegang i bestanden, men nok snarere forringede jagtmuligheder efter 1982 som følge af forbuddet mod at bruge fælder til jagt.

Figur 4.2.11. Det årlige jagtudbytte af husmår i Danmark, 1991/92-2007/08.



Udbyttet per km² er højest på Fyn og lavest i Nordsjælland (Fig. 4.2.12). Traditionel, direkte jagt rettet mod husmår foregår formentlig kun i ringe omfang i forhold til for 50 år siden, så den geografiske fordeling af udbyttet afspejler snarere nogle relative forskelle i forekomsten af husmår i bebyggede områder end forekomsten i almindelighed. Formentlig tages mindst 85% af udbyttet i og ved bebyggelse, og mindst 81% af udbyttet fanges i fælder, hovedsageligt i efterårs- og vintermånederne (Madsen m.fl. 2007a).

Figur 4.2.12. Den gennemsnitlige geografiske fordeling af jagtudbyttet af husmår per km² i Danmark i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Jagts indflydelse på bestanden

Efter forbuddet mod at fange husmår ude i terrænet efter 1982 er det næppe muligt at drive husmårjagt i et omfang, der påvirker bestanden. Regulering efter de gældende bestemmelser vil formentlig højst kunne have en begrænset lokal effekt.

Forvaltningsmæssige problemer

Husmåren kan forvolde skade ved at ødelægge isoleringsmaterialer i beboelseshuse og ved at tage fjerkræ, herunder fasaner, agerhøns og ænder, i hønsehuse og på opdrætspladser. Den eksisterende lovgivning giver mulighed for regulering i disse tilfælde. Den regulering, der efter de nugældende regler sker i husmårens yngletid, vurderes at være uden betydning for bestanden.

Under feltforhold kan det være svært at skelne husmår og skovmår fra hinanden. Der er derfor en vis risiko for, at der som følge af forveksling kan blive nedlagt skovmår under jagt. Risikoen vurderes imidlertid at være meget lille. Dels fanges mindst 81% af husmårudbyttet i fælde, dels fanges/skydes mindst 85% af udbyttet i og ved bygninger. Højst 15% af udbyttet nedlægges med skydevåben. På denne baggrund vurderes det, at det er en meget lille andel af husmårudbyttet (formentlig mindre end 10%), der skydes i skov/plantage, hvor skovmår potentielt kunne forekomme.

Vurdering af gældende jagttid

Der er muligheder for regulering uden for jagttiden i de situationer, hvor husmåren kan volde problemer. Bestandene ser generelt ud til at kunne bære det aktuelle jagttryk.

Hare

Bestands- og jagtforhold	Status
Bestand i Danmark	Ukendt. Faldende siden 1960
Gældende jagttid	1.10.-15.12.
Jagtudbytte i Danmark	50.000-60.000. Faldende
Jagtens indflydelse	Usikker Sandsynligvis ikke bæredygtig i større dele af Jylland Muligvis bæredygtig på øerne

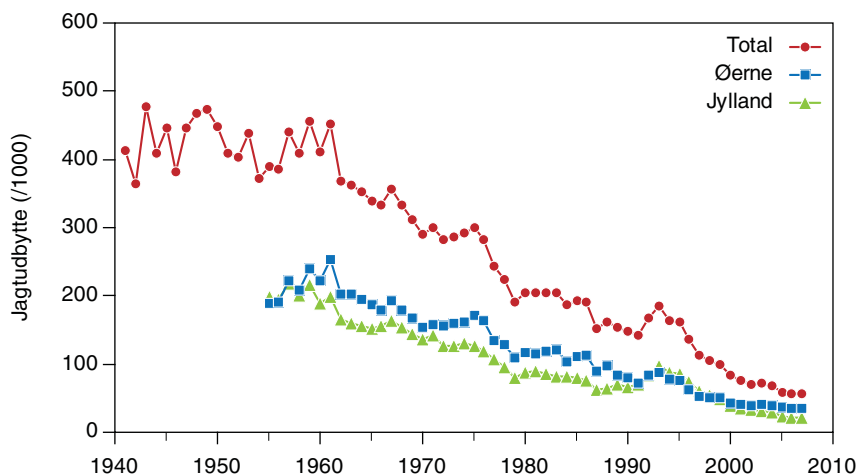
Udbredelse og bestandsudvikling

Haren er udbredt over hele landet (Asferg & Madsen 2007e). Bestanden voksede i første halvdel af det 20. århundrede (Andersen 1957), men efterfølgende er den gået konstant tilbage. Asferg & Madsen (2007e) bemærker, at haren ikke længere synes at forekomme "overalt" i landskabet, men snarere forekommer mere pletvis i og omkring de foretrukne biotoper. Tilbagegangen er ikke kun sket i Danmark, men er foregået i hele Vesteuropa (Edwards m.fl. 2000, Smith m.fl. 2005).

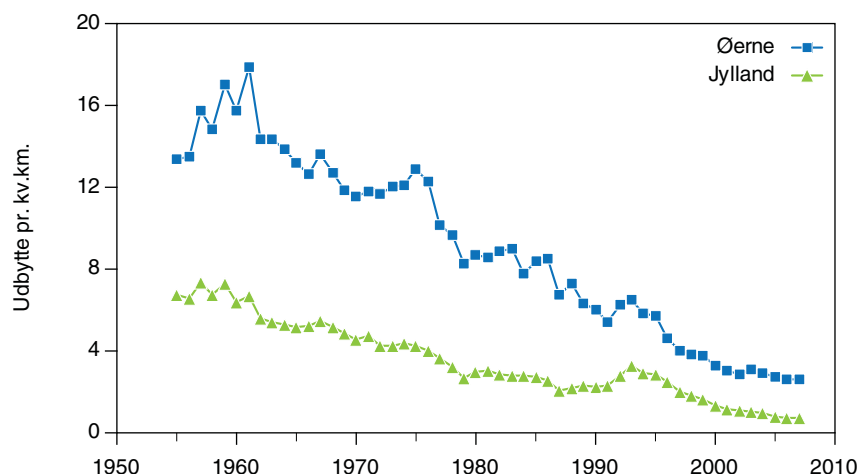
I Danmark er bestandsudviklingen foreløbig kun dokumenteret via jagtudbyttet. Bedømt ud fra dette er bestandens tilbagegang fortsat i årene efter år 2000, hvor jagtudbyttet på landsplan er faldet fra knap 100.000 til godt 50.000 (Fig. 4.2.13). De seneste års udbyttet kan dog være påvirket af, at der efterhånden er en del jægere, der på grund af harebestandens dårlige status undlader at nedlægge harer. I det omfang dette er tilfældet, kan udbyttet udvise et større fald end den faktiske bestand.

I antal er udbyttets størrelse næsten det samme i Jylland og på Øerne, og tilbagegangen er den samme over næsten hele landet (Fig. 4.2.13). Omregnes udbyttet til antal nedlagte harer per km², er udbyttet i Jylland under det halve af, hvad det er på øerne (Figur 4.2.14). Det indikerer, at tæthederne af harer i Jylland er lavere end tæthederne af harer på øerne.

Figur 4.2.13. Det årlige jagtudbytte af hare i Danmark, 1955/56-2007/08, hhv. på landsplan, i Jylland og på øerne.



Figur 4.2.14. Det årlige jagtudbytte per km² af hare i Danmark, 1955/56-2007/08, hhv. på Øerne og i Jylland.



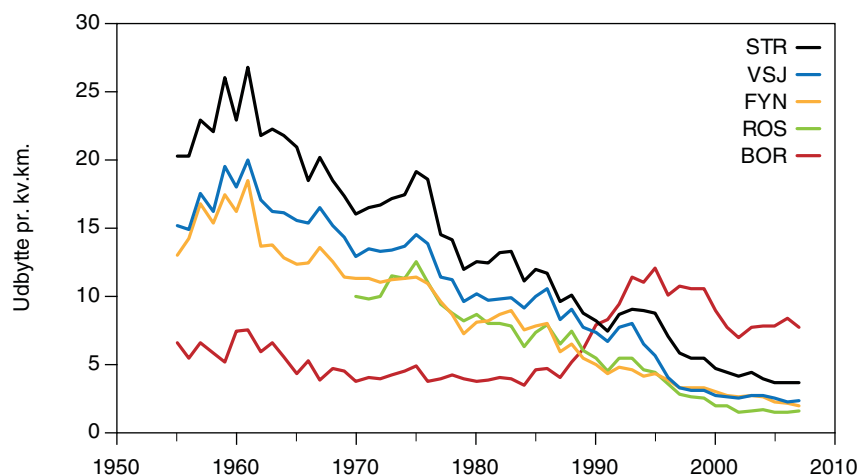
Udbyttestatistikken kan dokumentere harebestandens tilbagegang, men den kan ikke bruges til at vurdere bestandens aktuelle størrelse. Med henblik på at bestemme bestandstætheder blev der i 2005 og 2006 talt harer i fire områder, hhv. i Vesthimmerland (100 km²), på Djursland (50 km²), og i to områder på Lolland (hhv. 20 og 10 km²). De optalte antal blev korrigeret vha. metoden "Distance Sampling" (Wincentz & Noer 2009, Noer m.fl. 2009). De resulterende forårstætheder (marts/april) var:

- Himmerland 3 individer per km² optalt agerland
- Djursland 6 -
- NV-Lolland 65 -
- S-Lolland 110 -.

De to optællingsområder på Lolland blev udvalgt for at understøtte udviklingen af metoden, og fordi der angiveligt var mange harer. De repræsenterer derfor sandsynligvis nærmere den maksimale end den gennemsnitlige tæthed på Lolland. Resultaterne for de to områder i Jylland kan på den anden side have været påvirket af, at harerne undgår at opholde sig for tæt på stærkt trafikerede veje. En række såkaldte sensitivitetssanalyser viser, at tæthederne i optællingsområdet i Himmerland kan have været op til ca. 7 harer per km² og på Kalø op til 12. De mest sandsynlige værdier vurderes at være ca. 5 i Himmerland og 8 på Djursland, dvs. tætheden af harer i de to jyske områder var højst 10% af, hvad den var på Lolland (Noer m.fl. 2009).

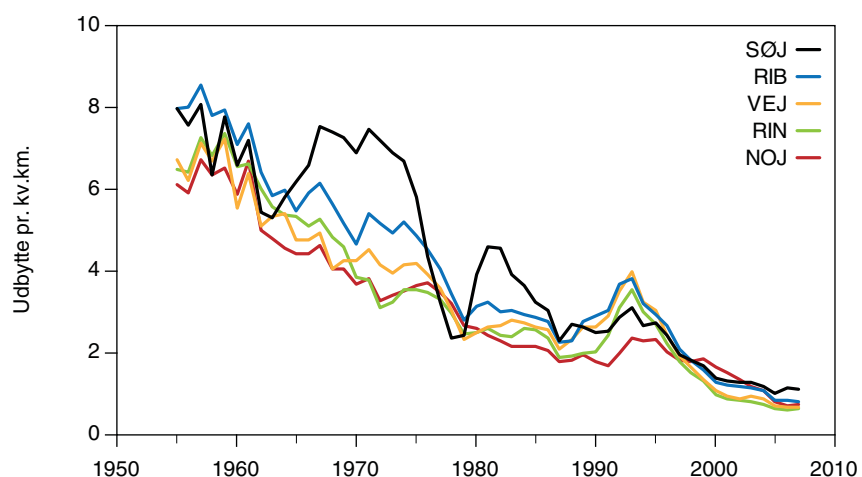
En mere detaljeret analyse af tallene fra vildtudbyttestatistikken viser, at udviklingen på Bornholm adskiller sig fra udviklingen i resten af landet (Fig. 4.2.15). På Bornholm standsede harens tilbagegang i slutningen af 1980'erne, efter at ræven var forsvundet fra øen pga. skab. Udbyttet steg derefter til midten af 1990'erne, men er muligvis atter faldende (Fig. 4.2.15).

Figur 4.2.15. Det årlige jagtudbytte per km² af hare, 1955/56-2007/08, i de tidligere Storstrøms, Vestsjællands, Fyns, Roskilde og Bornholms Amter.



Indflydelsen af ræv på harebestandens tæthed fremgår også af udviklingen i udbytte per km² i Jylland. Specielt i det tidligere Sønderjyllands Amt er tætheden i harebestanden steget tre gange i de seneste 35 år, hhv. efter bekæmpelse af ræve i forbindelse med forekomsten af rabies i perioden 1965-1982 og efter udbruddet af ræveskab sidst i 1980'erne (Fig. 4.2.16).

Figur 4.2.16. Det årlige jagtudbytte per km² af hare, 1955/56-2007/08, i de tidligere Sønderjyllands, Ribe, Vejle, Ringkøbing og Nordjyllands amter.



Overlevelse og reproduktion

Haren har en årlig overlevelse af udvoksede dyr på 50-60% og et stort reproduktivt potentiale. En hunhare kan i princippet sætte 15 killinger om året, og disse kan reproducere sig det efterfølgende år. Enkelte tidligt satte killinger kan endda reproducere sig i samme år, som de er født. Det betyder, at en harebestand kan vokse hurtigt, hvis forholdene er gunstige, og en stor andel af killingerne overlever. Som udgangspunkt vil en harebestand derfor være meget robust over for en jagtlig udnyttelse.

At en bestand går tilbage er ensbetydende med, at der fødes færre individer, end der dør (jf. Afsnit 3.4.1). I forhold til en stabil eller stigende bestand må reproduktion og/eller overlevelse derfor være lavere i en bestand i tilbagegang. For haren tyder alle resultater på, at problemerne først og fremmest knytter sig til rekrutteringen. Der er sket et markant

fald i andelen af unge harer i jagtudbyttet, fra over 50% ungharer i 1950'erne til under 30% i 2003-2004 (Wincentz & Sunde 2009). Men der kan ikke konstateres større ændringer i antallet af placentale ar hos hunnene, og undersøgelser tyder ret klart på, at der stadig fødes ganske mange killinger per hun i de fleste landsdele (Jensen 2009, Jensen m.fl. 2009, Wincentz m.fl. 2009). Det tyder stærkt på, at det er killingernes overlevelse, der er årsag til den lave rekruttering, snarere end det antal killinger, der sættes.

Materialet tyder samtidig på, at der kan være forskelle mellem øerne og i hvert fald dele af Jylland ikke alene mht. tætheder, men også rekrutteringens størrelse. Jensen (2009) fandt et statistisk signifikant fald i andelen af unge harer i udbyttet langs en gradient fra det sydøstlige til det nordvestlige Danmark. Mens andelen af unge harer i udbyttet varierede mellem 35% og 60% på lokaliteter på Lolland, Falster og SV-Sjælland, var den i gennemsnit kun 20% på en række lokaliteter i det nordlige Jylland.

Overlevelsen af voksne harer er tilsyneladende normal. Tandsnit af indsamlede harer har vist, at der findes en ganske stor andel af ældre harer i bestandene, og den fundne aldersfordeling svarer til en årlig overlevelse på ca. 60% (Wincentz 2009). Marboutin & Peroux (1995) fandt overlevelser på ca. 48 og 56% for franske bestande, mens Abildgaard m.fl. (1972) fandt en overlevelse på 60% på Illumø (i Lillebælt), hvor der hverken var jagt eller rovdyr. Dette indikerer klart, at den aktuelle voksenoverlevelse i danske harebestande ikke er lav.

Fremskrivninger af bestandens størrelse med den aktuelle rekruttering giver som prognose, at harebestandens tilbagegang vil fortsætte også i de kommende år (Wincentz & Sunde 2009).

Årsager til tilbagegangen

Samlet må disse data fortolkes sådan, at haren går tilbage primært pga. en for lav rekruttering. Der er ikke noget i materialet, der tyder på, at voksenoverlevelsen eller antallet af fødte killinger er for lavt til at opretholde bestanden, men den lave andel af unge harer i udbyttet tyder til gengæld stærkt på, at overlevelsen af harekillinger er lav i løbet af sommeren.

Årsagssammenhænge er komplekse. Intensivering af landbruget og prædation har været fremsat som mulige forklaringer (Olesen & Asferg 2006). Modellering af bestandsudviklingen (Odderskær m.fl. 2009) peger på, at bærekapaciteten i nutidens scenarier bestemmes af en "flaskehals" i sommerperioden, formentlig først og fremmest på grund af fødemangel som følge af en stærkt reduceret mængde af ukrudt i landbrugslandskabet pga. pesticidanvendelse. Hertil kommer så formentlig en større dødelighed af killinger, der kan skyldes øget prædation, landbrugsredskaber og dyrkningsformer. Begge muligheder er konsistente med en lav rekruttering, og mens det ligger ret fast, at rekrutteringen er lav, er det mindre klart, i hvilket omfang de to mulige forklaringer bidrager til dette.

Jagten i Danmark

Jagttid

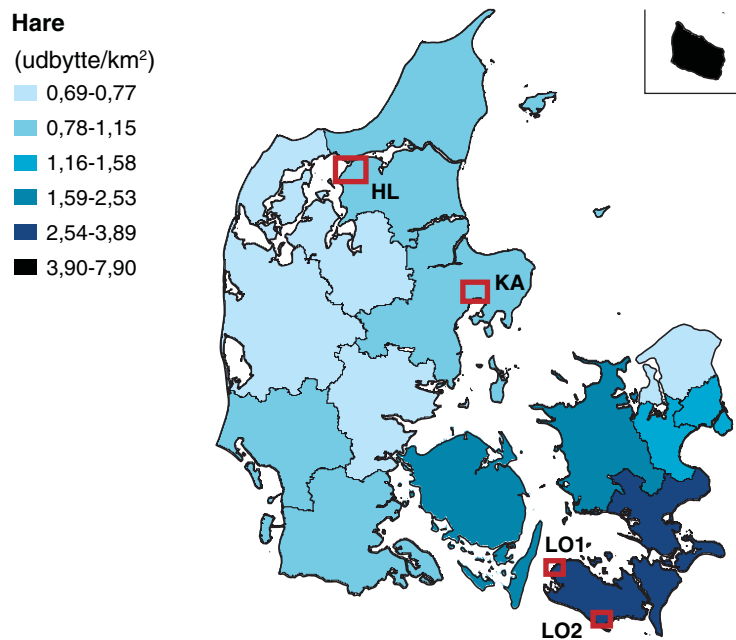
I Danmark som helhed har haren jagttid fra 1.10. til 15.12. For en række øer er der dog fastlagt særlige bestemmelser, der rækker fra totalfredning (Strynø) til en fastholdelse af den tidligere jagttid 1.10.-31.12. (Bornholm). Usikkerheden omkring jagt på hare afspejles formentlig i, at man nogle steder har valgt en tidlig jagttid (Ærø, 1.10.-31.10., Nyord 16.10.-31.10.), andre en sen (Fejø, 16.10.-15.12. og Sejerø, Femø og Als 1.11.-15.12.). Det er uvist, om der er noget nærmere fagligt belæg for disse valg - eller om de snarere afspejler forskelle i de lokale jagtkulturer.

Ud over den egentlige jagttid må harer reguleres hele året i erhvervs-mæssig drevne gartnerier, frugthaver, frugtplantager og planteskoler, som er forsvarligt indhegnede.

Jagtudbytte

Udviklingen i jagtudbyttet er vist ovenfor i Fig. 4.2.13-4.2.16. Den geografiske fordeling viser, at der stadig nedlægges 1,5 til 8,0 harer per km² på øerne, med undtagelse af NØ-Sjælland (Fig. 4.2.17). De meget lave udbytter i dele af Jylland er sammenfaldende med de områder, hvor atlasundersøgelsen af danske pattedyr havde flest kvadrater uden observationer af hare (Asferg & Madsen 2007e). Dette understøtter de øvrige observationer af, at tæthederne i dag er meget lave i større dele af Jylland.

Figur 4.2.17. Den geografiske fordeling af jagtudbyttet per km² af hare i jagtsæsonen 2005/06. Bemærk, at areal-beregningen er udført for det totale areal, og at udbyttet per km² agerland vil være ca. 50% højere. De fire områder, hvorfra der foreligger tæthedsberegninger, er markeret med røde rammer.



Jagtens indflydelse på bestanden

Både danske (Odderskær m.fl. 2009) og udenlandske (Marboutin & Peroux 1995, Marboutin m.fl. 2003) analyser indikerer klart, at jagtmortaliteten er additiv for hare. Da der ud fra en bestandsmæssig betragtning ikke er nogen umiddelbar forskel på, om en hare nedlægges af en jæger eller tages af en ræv, må indflydelsen af rævebestanden på harebestandens udvikling (Fig. 4.2.15 og 4.2.16) siges at understøtte dette.

Dertil kommer, at resultater af både modellering og feltundersøgelser peger på, at bærekapaciteten i dag afgøres af forhold i sommerperioden - i modsætning til tidligere, hvor bestanden formentlig var begrænset af forholdene i vinterperioden (Olesen & Asferg 2006, Jensen m.fl. 2009, Wincentz m.fl. 2009). Det indebærer, at den jagtlige udnyttelse i dag sker efter den største del af ungharernes dødelighed har fundet sted - i modsætning til tidligere, hvor vinteren som "økologisk flaskehals" betød, at bestandsregulerende faktorer kunne virke efter jagten.

Selv om udbyttet formentlig udgør en faldende andel af bestanden, vil disse forhold indebære, at "faldet" næppe er stort nok til at opveje de ændrede økologiske forhold. Harebestandens udvikling er derfor sandsynligvis konsistent med de principper, der er illustreret i Fig. 3.4 - vel at mærke i en situation, hvor bærekapaciteten stadig er faldende, og det aktuelle niveau er meget lavt.

Individ-baseret modellering, der tager højde for dette, indikerer en væsentlig reduktion af forårsbestanden ved en jagtlig udnyttelse på 20% af efterårsbestanden (Odderskær m.fl. 2009). Tilsvarende resultater er opnået gennem populationsdynamiske analyser, der angiver 20% som en maksimal udnyttelse, dog således at 20% indebærer en - omend begrænset - risiko for lokal uddøen, når bestandstætheden (om efteråret) falder til under 3 individer per km² (Marboutin & Peroux 1995, Marboutin m.fl. 2003). Disse beregninger blev dog udført for bestande, hvor rekrutteringen var højere end den, der aktuelt er fundet for harebestande i Jylland (Jensen 2009, Wincentz m.fl. 2009).

Vurdering af gældende jagttid

Med undtagelse af Bornholm går haren tilsyneladende tilbage med samme rate i alle landsdele. Der er dog store forskelle i tætheder mellem Jylland og Øerne. På Lolland findes lokale tætheder på op til 100 individer per km², i Jylland kan tæthederne lokalt være så lave som 3 individer per km². Samtidig er rekrutteringen faldet, og andelen af unge harer i udbyttet er, specielt i dele af Jylland, for lav til at kunne opretholde bestanden.

På øerne er der for indeværende ingen grund til at ændre de eksisterende jagttider. I Jylland kan det derimod ikke udelukkes, at haren kan forsvinde lokalt inden for en ikke særlig lang årrække. Selv om skønnede bestandstætheder i to områder er en meget lille stikprøve i forhold til det samlede areal, må det klart vurderes, at i hvert fald i dele af Jylland er der med de nuværende bestandstætheder og rekrutteringsrater mere end 10% sandsynlighed for, at større harebestande uddør inden for de næste 100 år (jf. Wincentz & Sunde 2009). Dermed må harebestanden bedømmes som sårbar iht. IUCN's rødlistekriterier (pkt. E som beskrevet ovenfor), og ift. §3 stk. 2 i Lov om jagt og vildtforvaltning.

Aktuelt nedlægges mellem 0,69 og 8,00 harer per km² i de forskellige landsdele (Fig. 4.2.17). Arealet er imidlertid beregnet for det samlede areal, dvs. inkl. fx byområder og skove. Hvis man går ud fra, at ca. 60% af bruttoarealet er landbrugsarealer, og at de fleste harer nedlægges der, vil udbyttet af harer i Himmerland og på Djursland overstige 1 hare per km². Sammenholdes det med bestandstæthederne, kan det derfor ikke udelukkes, at den jagtlige udnyttelse nærmer sig - eller måske endda

overstiger - de ca. 20% af bestanden, som modelberegningerne indikerer er en øvre grænse for, hvad den kan bære. Denne vurdering bliver understøttet af, at andelen af unge harer i udbyttet netop er lavest i Jylland (Jensen 2009, Wincentz m.fl. 2009).

For Jylland må det derfor vurderes, at den jagtlige udnyttelse kan være problematisk, i hvert fald i nogle områder, og at der i det mindste lokalt er behov for at reducere jagtudbyttet. Der kan være flere måder at opnå sådanne reduktioner på. De vil i princippet kunne opnås gennem indskrænkninger af jagttiden, men medmindre man totalfreder haren i visse dele af Jylland, er det uvist, i hvilket omfang sådanne indskrænkninger vil afspejles i udbyttets størrelse. En mere hensigtsmæssig måde vil formentlig være at udarbejde en egentlig forvaltningsplan for haren i Jylland. En sådan forvaltningsplan burde baseres på registreringer af bestandstætheden i flere områder end de hidtil undersøgte, og med udgangspunkt i disse kan der så tages stilling til, hvor stor en afskydning bestanden vil kunne bære.

Vildkanin

Bestands- og jagtforhold	Status
Bestand i Danmark	Ukendt. Stabil udbredelse, stærkt svingende bestande
Gældende jagttid	1.9.-31.1.
Jagtudbytte i Danmark	5.000
Jagtens indflydelse	Usikker. Sandsynligvis bæredygtig

Forekomst og bestandsudvikling

Vildkaninen har en meget begrænset udbredelse i Danmark. Arten forekommer primært i det sydøstlige Sønderjylland og på en række øer, således i 2006 på Fanø, Als, Endelave, Lolland og Bornholm (Jensen 2007).

Den sønderjyske bestand er etableret ved indvandring fra Tyskland i 1920'erne. De fleste ø-bestande stammer derimod fra udsatte dyr; bestandene på Lolland og Bornholm skyldes ulovlige udsætninger i henholdsvis 1974 og 1980 (Jensen 2007).

I de første 30 år efter indvandringen bredte vildkaninen sig især i det østlige Sønderjylland. For at forhindre yderligere spredning blev der fra 1952 til 1962 foretaget en intensiv bekæmpelse i Sønderjylland. Bekæmpelsen blev opgivet i 1964, og siden er der sket en vis spredning, men ikke nær så kraftig som ventet.

Nordgrænsen for vildkaninens naturlige udbredelse går gennem Danmark. Bestandene er forholdsvis følsomme over for strenge vintre, så kaninen er en af de arter, der kan blive favoriseret af kommende klimaændringer. Bestandene er desuden følsomme for prædation, især fra ræv og ilder, og udbrud af forskellige virussygdomme, især kaninpest (myxomatose) og RVHD (rabbit viral haemorrhagic disease), der oftest bryder ud, når tætheden i bestanden bliver høj.

Jagten i Danmark

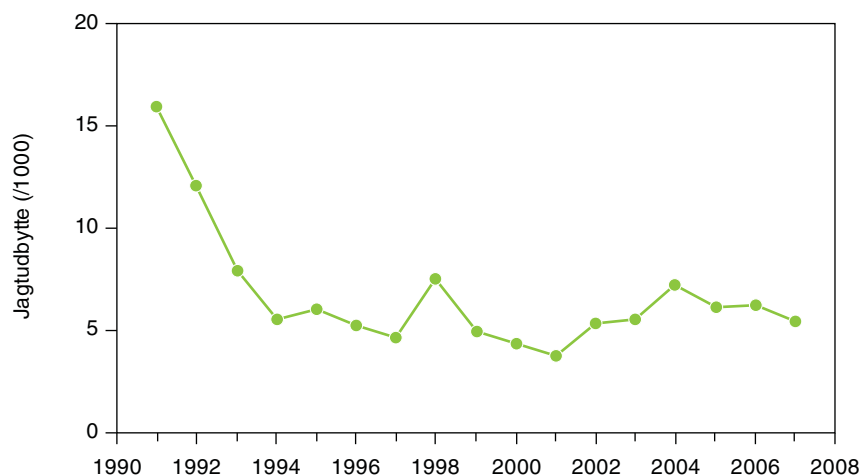
Jagttid

Vildkaninen har jagttid fra 1.9. til 31.1. og må derudover reguleres hele året i egne, hvor den forvolder skade.

Jagtudbytte

Det årlige jagtudbytte har varieret betydeligt gennem tiden, primært som følge af store, naturlige vejr- og sygdomsbetingede svingninger, der rammer bestandene med jævne mellemrum. Det årlige udbytte har i perioden 1993-2007 ligget ret stabilt på lidt over 5.000 (Fig. 4.2.18), hvilket er næsten en halvering i forhold til det gennemsnitlige niveau i perioden fra begyndelsen af 1950'erne til 1990 (kaninudbyttet kom først med i Vildtudbyttestatistikken i 1952). I de seneste sæsoner er over halvdelen af det samlede udbytte kommet fra Endelave (i det tidligere Vejle Amt), mens udbyttet fra Sønderjylland og Fanø har ligget betydeligt under tidligere sæsoners niveau.

Figur 4.2.18. Det årlige jagtudbytte af vildkanin i Danmark, 1991/92-2007/08. Det årlige jagtudbytte af vildkanin i Danmark, 1991/92-2007/08.



Jagstens indflydelse på bestanden

Sygdomme, vejrforhold, prædation, landbrugsaktiviteter og afgrødevalg er formentlig de mest afgørende bestandsregulerende faktorer for vildkaninen. En lokal bestand kan måske reduceres gennem intensiv jagt, men generelt spiller jagten næppe nogen rolle i forhold til etablerede bestande. Selv om jagstens indflydelse på bestandene af vildkanin i Danmark er usikker, kan den betegnes som sandsynligvis bæredygtig.

Ifølge gældende lovgivning er det tilladt at regulere vildkaniner i yngleperioden. Det vides ikke, i hvor stort omfang denne mulighed bliver benyttet, men det sker formentlig kun i ringe omfang og vurderes at være uden betydning for bestanden.

Forvaltningsmæssige problemer

Behovet for at regulere vildkaniner synes at være størst i områder, hvor der ikke kan drives egentlig jagt, fx i bynære omgivelser og sommerhusområder. Det sker fra tid til anden, at kaniner (ulovligt) bliver sat ud på lokaliteter, hvor de ikke forekommer i forvejen, som det fx er sket på Bornholm og Lolland. I sådanne situationer kan de forvaltende myndigheder vælge at sætte ind med regulære udryddelseskampagner.

Vurdering af gældende jagttid

Jagten vurderes generelt som værende bæredygtig, men der mangler detaljeret viden om bestandsregulerende faktorer og jagstens bæredygtighed i situationer med stærkt faldende bestande, som det aktuelt ser ud til at være tilfældet i Sønderjylland og på Fanø. Det er begrundelsen for usikkerheden omkring vurderingen af jagstens bæredygtighed. Den nu gældende jagttid omfatter i øvrigt den sidste del af yngleperioden, idet der bliver født kaninunger i august, som først bliver uafhængige i september. Det har dog næppe bestandsmæssige effekter.

4.3 Gæs



Foto: Arne Vanemo.

Fem af de gåsearter, der forekommer i Danmark, har jagttid. Det er grågås, sædgås, blisgås, kortnæbbet gås og canadagås. Derudover forekommer bramgås og knortegås i større antal, og en vurdering af mulighederne for at give disse to arter en jagttid gives nedenfor, i afsnit 5. Derudover forekommer snegås, dværggås og rødhalset gås uregelmæssigt, som enkeltindivider eller i småflokke.

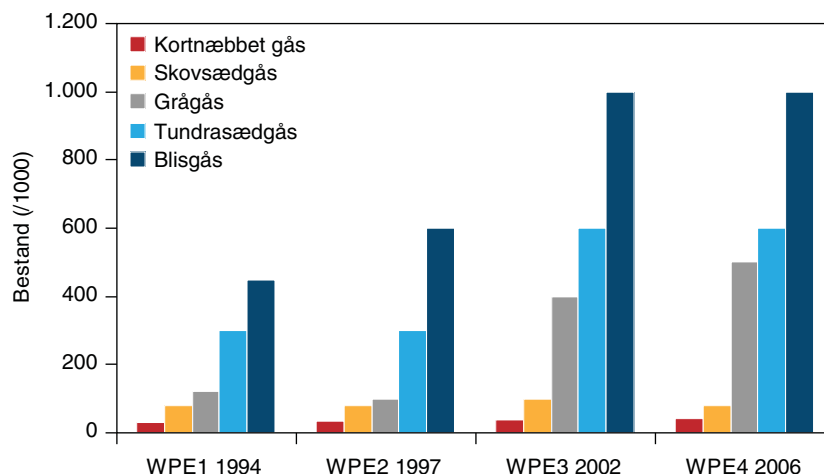
To af arterne forekommer desuden i flere velafgrænsede bestande i Danmark. Sædgås kan underopdeles i to racer, hhv. skovsædgås og tundrasædgås, og knortegås forekommer ligeledes i to racer, hhv. mørk- og lysbuget knortegås.

Grågås, bramgås og enkelte par canadagæs yngler i Danmark, men hovedparten af gæssene er trækgæster fra nordligt beliggende yngleområder, der for de jagtbare bestande strækker sig fra Svalbard i vest til den centrale del af Sibirien i øst. For nogle bestande er Danmark det vigtigste rasteområde i en del af efteråret, i senvinteren og om foråret (kortnæbbet gås, lysbuget knortegås) – for andre er forekomsten perifer, fordi hovedtrækket af bestandene foregår syd om Østersøen (blisgås og tundrasædgås). Danmark er også overvintringsområde for canadagås og i stigende omfang også grågås, tundrasædgås, blisgås og kortnæbbet gås.

Bestandene af de jagtbare arter af gæs, der trækker gennem Danmark, har været i fremgang siden 1960'erne. Væksten tilskrives forbedret overlevelse, der kan forklares både ved et reduceret jagttryk og ved, at gæssene i udpræget grad har skiftet fra at fouragere i naturlige habitater til at fouragere på dyrkede marker (Madsen m.fl. 1999). Det betyder, at de har skiftet fra habitater, som har været genstand for opdyrkning eller tilgroning, til habitater, hvor føden udgør en ubegrænset ressource overalt i Europa. De mange milde vintre siden slutningen af 1980'erne har sikkert også bidraget til væksten, fordi fx kortnæbbede gæs og lysbugede knortegæs har en betydeligt højere overlevelse i milde vintre end i kolde (Madsen m.fl. 2005, Clausen m.fl. 2001). Det skal dog bemærkes at nogle bestande aktuelt synes at have faldende overlevelse, måske som følge af begyndende tæthedsregulering (se grågås og canadagås nedenfor).

Væksten i de bestande, der jages i Danmark, kan illustreres med et uddrag af bestandsestimaternes udvikling i rapportserien Waterbird Population Estimates (WPE). WPE udarbejdes af Wetlands International på baggrund af de internationalt koordinerede midvinteroptællinger af vandfugle samt andre internationalt koordinerede specialtællinger, fx af bramgæs i marts og grågæs i september. Heraf ses, at tre af de fire arter (og fire af fem bestande) af grå gæs har været i fremgang siden begyndelsen af 1990'erne (Fig. 4.3.1), idet bestanden af grågås er firedoblet, bestandene af tundrasædgås og blisgås er fordoblet og bestanden af kortnæbbet gås er steget med 40%. Bestanden af skovsædgås er muligvis i tilbagegang. Bestanden af canadagås præsenteres ikke i WPE, fordi det er en introduceret art, men denne bestand er også i vækst (se nedenfor).

Figur 4.3.1. Udviklingen i bestandsstørrelserne for de jagtbare bestande af grå gæs, der trækker igennem og/eller overvintrer i Danmark. Søjlerne viser antallet, der er oplyst i Waterbird Population Estimates (WPE) (1: Rose & Scott 1994; 2: Rose & Scott 1997; 3: Wetlands International 2002; 4: Wetlands International 2006).



Gæs er følsomme over for forstyrrelser og har i lighed med svømmeænderne reageret positivt på etableringen af de mange nye reservater, de såkaldte "jagt- og forstyrrelsesfrie kerneområder", som blev udlagt i Danmark i perioden fra 1994 til 2000 (Clausen m.fl. 2004). En mere uddybende omtale af dette er givet i introduktionen til Afsnit 4.4 nedenfor.

De største antal gæs forekommer for de fleste af de jagtbare arters vedkommende på træk om efteråret. Canadagås er talrigest om vinteren, kortnæbbet gås, bramgås og de to racer af knortegæs om foråret.

Populationsdynamisk er gæs karakteriseret ved en meget høj voksenoverlevelse, forsinket reproduktionsalder (de yngler tidligst, når de er 2 år, og de fleste undersøgte arter har størst reproduktiv succes, når de er mellem 5 og 12 år gamle) og lave reproduktionsrater. Gæssene danner par for livet og opfostrer gæslingerne sammen, oftest er det hunnen der udruger æggene og hannen der holder vagt og foretager afværgeforvar over for mindre rovdyr. Svingfjerene fældes om sommeren, hvorefter gæssene med fornyede svingfjer efter en opfedningsperiode i sensommeren indleder efterårstrækket. Grågåsen er den eneste af gåsearterne, der fælder svingfjer her i landet, med større fældepladser på Saltholm, ved Saltbækvig og i Vejlerne. Par med gæslinger følges ad til vinterkvarteret som familier, og hos nogle arter holder disse familier sammen frem til foråret.

Gæs forårsager jævnligt skader på markafgrøder. For 30-40 år siden opholdt gæssene sig typisk på naturlige habitater som ferske og salte enge, højmoser og ålegræsbede. Var de på dyrkede marker, var det typisk på arealer som stubmarker og permanente græsarealer eller på høstede rodfrugtmarker, hvor de ikke gav anledning til problemer. I løbet af 1980'erne og 1990'erne er et stadigt stigende antal gæs skiftet til andre afgrødetyper, og mange gæs går i dag på vinter- og vårsædmarker samt på rapsmarker. Undersøgelser har vist, at afgræsning af korn og raps kun påvirker høstudbyttet, hvis den er meget kraftig og/eller sker på bestemte tidspunkter af vinteren. Om efteråret kan jagt fungere som afværgeforanstaltning, der kan medvirke til at afholde gæssene fra at søge føde på sårbare afgrøder. Problemet er imidlertid, at disse afgrøders næringsværdi er så meget større end fødeemneres næringsværdi på de tid-

ligere tilholdssteder, at gæssene ved en bortskræmning blot flytter til naboens mark.

Bortskræmning af kortnæbbede gæs om efteråret har i enkelte tilfælde forårsaget, at de trak hurtigere gennem Danmark til Holland. Om foråret søger de kortnæbbede gæs føde på nysåede marker med vårsæd og ærter, hvor de kan forvolde skade. Dette problem blev førhen delvist afhjulpet ved fodring med korn på fem rasteplasser, men med henvisning til, at de kortnæbbede gæs, som fodringen blev indført for at "styre", i dag har spredt sig over langt større arealer, og at fodring i dag kan have den utilsigtede effekt, at man i stedet tiltrækker bramgæs, har DMU anbefalet at fodring indstilles.

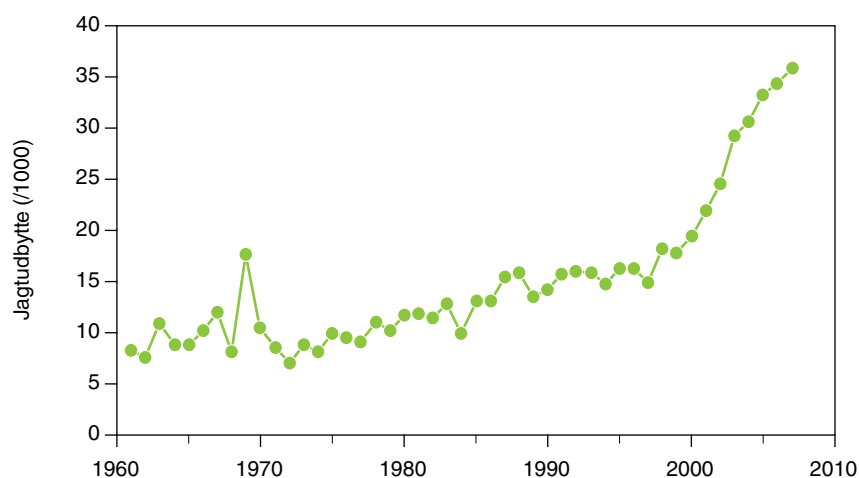
Jagtlig udnyttelse

I jagtudbyttestatistikken er "gæs" samlet i en enkelt rubrik. Udbyttets artsfordeling har været undersøgt ved spørgebrevsanalyser i 1960'erne og siden 1982 ved vingeanalyser. Da udbyttetallene for gæs er beskedne i forhold til udbyttet af fx ænder, er det samlede antal indsendte vinger forholdsvist beskedent. Det betyder, at skønnene over de antal, der nedlægges af de enkelte gåsearter, er behæftet med nogen usikkerhed.

Det samlede udbytte af gæs er steget markant fra 1960'erne til i dag. Ser man isoleret på perioden fra 1990-2007, der er omtrentligt sammenfaldende med de år, bestandsudviklingerne fra WPE1 til WPE4 beskriver, så er udbyttet steget med en faktor 2,5 fra ca. 14.000 til knap 36.000 fugle (Fig. 4.3.2).

Den tidsmæssige fordeling af udbyttet gennem jagtsæsonen viser for nogle af arterne en vis forskydning. En større andel af udbyttet nedlægges i dag senere på efteråret og om vinteren end tidligere. For fx grågåsens vedkommende kan dette forklares ved, at arten er begyndt at opholde sig længere i landet om efteråret, muligvis som følge af reservatoprettelser. Men stadigt stigende antal overvintrer også i Danmark, formentlig som respons på de mange milde vintre siden slutningen af 1980'erne.

Figur 4.3.2. Det årlige jagtudbytte af gæs i Danmark, 1961/62-2007/08.

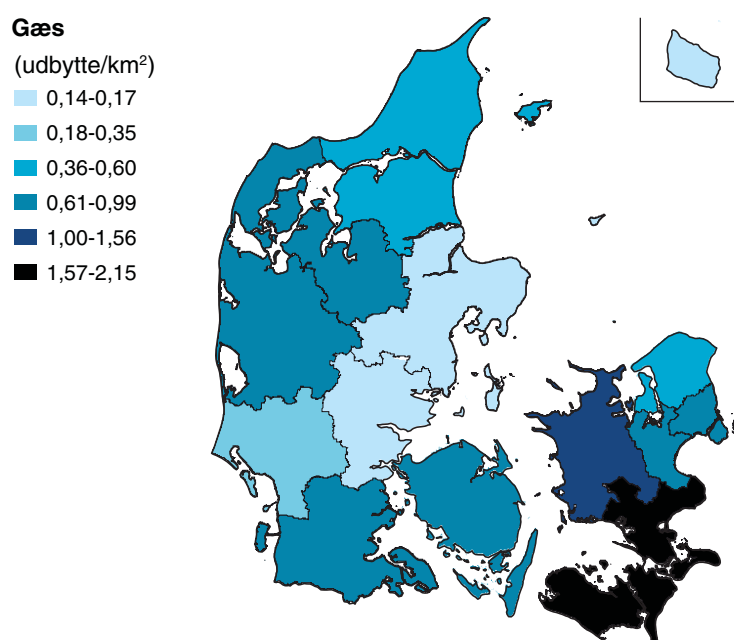


Regionalt opnås de største udbytter per km² på Lolland-Falster, Møn og Vestsjælland, og færrest i Østjylland (Fig. 4.3.3). Der er dog artsspecifikke forskelle i disse fordelinger, som omtales nedenfor.

I Bregnballe m.fl. (2003) blev der givet nogle skøn over det internationale udbytte i de bestande, der beskydes. Dette er ikke forsøgt i denne rapport, hvor artsbehandlingerne nedenfor generelt kun forholder sig til udviklingerne i det danske jagtudbytte set i forhold til bestandenes udvikling internationalt og nationalt. Argumenterne for dette er uddybet i afsnittet om svømmeænder nedenfor.

Sammenholdes vækstraterne i bestandene med jagtudbyttets udvikling over de sidste knap 20 år fra 1990-2007, når man frem til, at jagten på gæs i Danmark generelt er bæredygtig i dag, i modsætning til, hvad den var for 40-50 år siden. Dog er der enkelte arter eller delbestande, der kræver særlig opmærksomhed (se nedenfor).

Figur 4.3.3. Den gennemsnitlige geografiske fordeling af jagt udbyttet af gæs per km² i Danmark i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Grågås

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	6.000-10.000 par. Stigende
Flyway-bestand	Vurderet til 500.000. Stigende
Gældende jagttid	1.9.-31.12.**
Jagtudbytte i Danmark	Ca. 25.000. Stigende
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

* Af disse vurderes det, at 75.000-150.000 individer fra de norske og svenske ynglebestande passerer Danmark på træk eller overvintrer her.

** På fiskeriterritoriet til 15.1.

Forekomst og bestandsudvikling

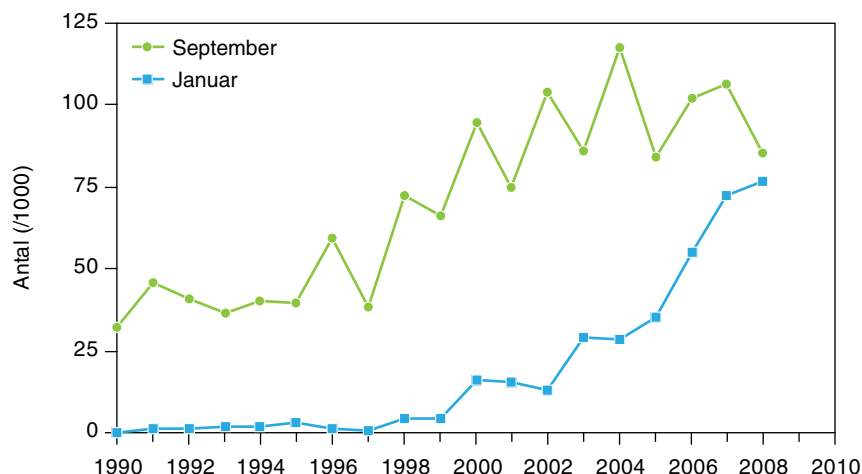
Grågås er en almindelig ynglefugl i Danmark (Grell 1998). De danske ynglefugle trak tidligere til Frankrig og Spanien, men gennem de sidste ca. 50 år er overvintringsområderne gradvist flyttet mod NØ (Bønløkke m.fl. 2006), og i dag overvintrer størsteparten af bestanden formentlig i Holland, Tyskland og Danmark.

Fugle fra ynglebestandene i Norge og Sverige optræder på træk i Danmark forår og efterår, og en del af den svenske bestand fælder formentlig deres svingfjer i Danmark. Fra Danmark trækker gæssene videre til overvintringsområder i Holland og Spanien, men især den svenske bestand har med sikkerhed ændret trækmønster, så stadigt flere fugle overvintrer i Holland og Tyskland (Bønløkke m.fl. 2006, Nilsson 2008). Det er formentlig også svenske grågæs, der i stigende antal ses i Danmark om vinteren.

Den samlede nordvesteuropæiske ynglebestand har været i kraftig vækst og er alene inden for de sidste 20 år firedoblet (Fig. 4.3.1). Ynglebestanden i Danmark er ligeledes i vækst og er senest vurderet til 6.000-10.000 par (Birdlife International 2004). De norske og de svenske ynglebestande er også i vækst og er senest vurderet til hhv. 10.000-12.000 og 15.000-20.000 par (Birdlife International 2004). Da tallene er fra slutningen af 1990'erne, og væksten er fortsat siden da, er bestandene formentlig en del større i dag. Den samlede størrelse af de bestande, der passerer Danmark på træk eller overvintrer her, var dermed 21.000-42.000 par i 2000, hvilket vurderes at svare til en efterårsbestand på 75.000-150.000 individer.

I de sidste ca. 10 år er antallet af grågæs, der opholder sig i Danmark om vinteren, vokset markant, og ved midvintertællinger 2007 og 2008 er over 75.000 grågæs blevet optalt (Fig. 4.3.4). Denne forøgelse må tilskrives de generelt mildere vintre siden 1990'erne.

Figur 4.3.4. Udviklingen i antallet af rastende grågæs i Danmark, optalt ved landsdækkende optællinger af gæs i januar og september, 1990-2008. Antallet fra september 2008 foreligger endnu ikke; den viste værdi omfatter alene det antal grågæs, der er optalt reservaterne.



Jagten i Danmark

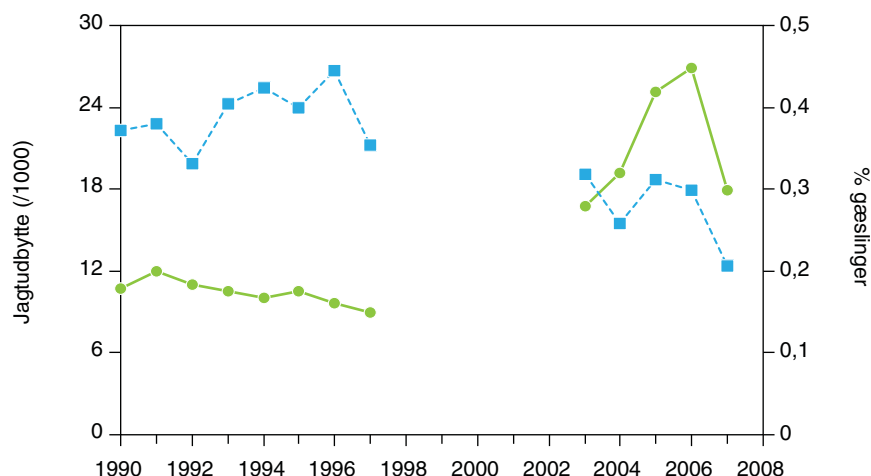
Jagttid

Grågås har aktuelt jagttid fra 1.9 til 31.12, på fiskeriterritoriet frem til 15.1. Den må desuden reguleres efter forudgående tilladelse fra Skov- og Naturstyrelsen i perioden 1.7.-31.8. på ikke-høstede marker, når den er i flok.

Jagtudbytte

Det årlige jagtudbytte af grågæs var i 1960'erne på ca. 4.000 fugle (Bregnballe m.fl. 2003). Det har siden da været jævnt stigende og er siden 1991 steget fra 10.000-11.000 til 25.000-26.000 (Fig. 4.3.5). Faldet fra 2007 til 2008 er næppe reelt, men skyldes en overrepræsentation af canadagæs i vingeindsamlingen i denne sæson, hvilket bevirker, at udbyttet af canadagås overestimeres, og formentlig især grågås og sædgås, der forekommer i samme region af landet som vingerne kom fra (Sydøstdanmark), underestimeres.

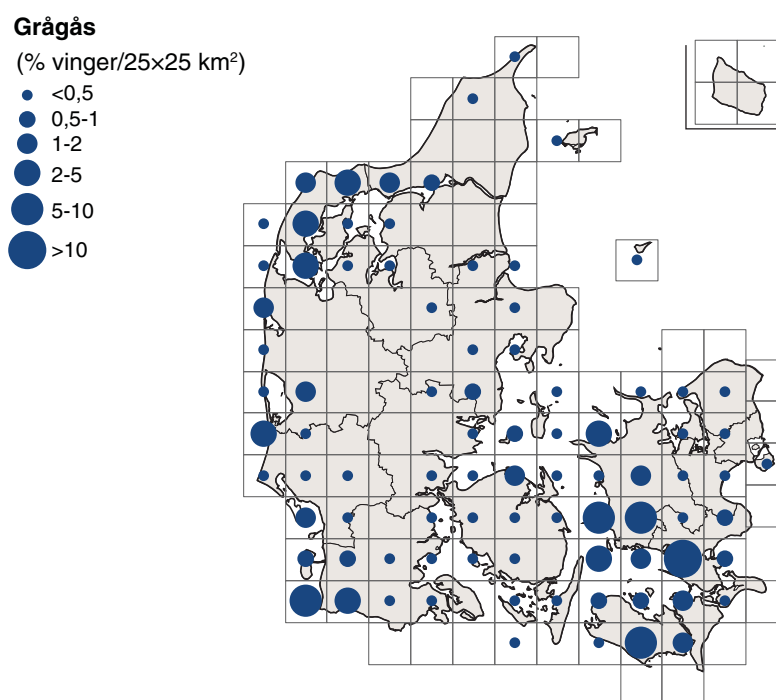
Figur 4.3.5. Det årlige jagtudbytte af grågæs i Danmark, 1990/91-2007/08 (optrukket linje), beregnet ud fra antal indsendte vinger, samt procentandelen af gæslinger i udbyttet (stiplet linje). Udbyttet i perioden 1998-2002 er ikke beregnet, fordi der blev indsendt for få vinger til vingeindsamlingen. Se også kommentar om det sidste år i teksten oven for figuren.



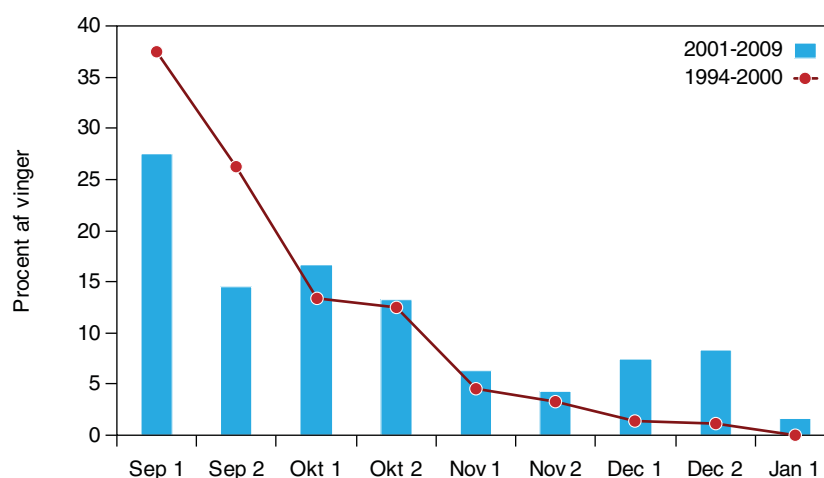
De fleste grågæs nedlægges i SØ-Danmark (Sydvestsjælland, Lolland-Falster og Møn) samt langs Vestkysten, der også er de områder, hvor de største antal forekommer om efteråret (Fig. 4.3.6, Søgaard m.fl. 2005). Udbyttet i SØ-Danmark omfatter især østdanske og svenske ynglefugle, mens udbyttet langs Vestkysten primært omfatter danske og norske ynglefugle.

Alderssammensætningen af udbyttet i sæsonerne 2004/05-2007/08 var 74% gamle fugle og 26% 1.-års fugle. Andelen af sidstnævnte er faldende (Fig. 4.3.5), hvilket kunne tyde på, at tæthedsregulerende mekanismer aktuelt påvirker bestandenes reproduktion. Hovedparten af grågæssene nedlægges i september, men en stigende andel nedlægges senere på året (Fig.4.3.7).

Figur 4.3.6. Den geografiske fordeling (i procent) af 3.943 vinger fra grågæs indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Figur 4.3.7. Den tidsmæssige fordeling af 5.800 vinger fra grågås indsendt i sæsonerne 2001/02-2008/09. Den tidsmæssige fordeling af 567 vinger indsendt i sæsonerne 1994/95-1999/00 er vist til sammenligning.



Jagtens indflydelse på bestandene

Det danske udbytte af grågås er steget med 250% siden begyndelsen af 1990'erne. Samtidig er den nordeuropæiske bestand firedoblet, og ynglebestandene i Danmark, Norge og Sverige, som jagten i Danmark først og fremmest omfatter, er også i kraftig vækst. Det kan derfor konkluderes, at jagten er bæredygtig.

Tidligere blev der nedlagt mange grågæs fra de danske og svenske ynglebestande i Frankrig og Spanien. Med det markante skift i vinterkvarter, disse bestande har foretaget, overvintrer en betydelig del af bestandene i dag i Holland, hvor der ikke er jagt på grågås. Uanset det stigende danske udbytte er det derfor muligt, at det samlede jagttryk på arten ikke er øget – men måske endda aftaget.

Forvaltningsmæssige problemer

Grågæs kan forårsage skader på afgrøder, hvor de fouragerer i store flokke og/eller længere perioder.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en bestandsbiologisk vurdering er der ingen anledning til at ændre på jagttiden for grågås.

Grågæs er årsag til markskader på endnu ikke høstede marker, og arten kan derfor reguleres i juli og august. Bregnballe m.fl. (2003) fremførte at bestanden vurderedes at kunne bære en fremrykning af tidspunktet for jagtstart til 1. august, men ønskes negative konsekvenser for andre arter (som følge af forstyrrelser) undgået, må denne jagt begrænses til landbrugsarealer, som ligger mindst 500 m fra kyster eller søer med en vandflade over 1 ha. Denne vurdering er stadig gældende. Den oversigt over forårstræk og yngleperioder, der af udarbejdet af DG Environment i Bruxelles i forhold til Fuglebeskyttelsesdirektivets bestemmelser (de såkaldte "Key concepts", omtalt ovenfor i Afsnit 2.2) angiver starten på forårstrækket i Danmark til 21.1. og vil dermed kunne forhindre udvidelser af jagttiden på grågås i januar.

Blisgås

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark
Flyway-bestand	1.000.000. Stabil.
Gældende jagttid	1.9.-31.12.*
Jagtudbytte i Danmark	700-1.300
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

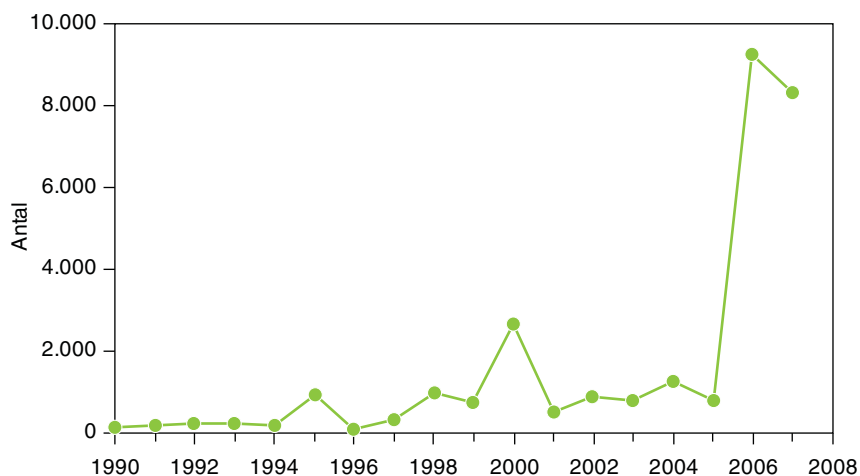
* På fiskeriterritoriet til 15.1.

Forekomst og bestandsudvikling

Blisgås er trækfugl fra yngleområder i Rusland og det vestlige Sibirien. Hovedtrækket om efteråret går syd om Østersøen, til overvintringsområder i det vestlige Tyskland, Holland og Belgien. I de senere år har de ellers ret beskedne antal i Danmark dog været stigende, særligt i Sønderjylland (Fig. 4.3.8). Et beskedent antal overvintrer på Nordfyn. Dette antal har været faldende over en længere årrække, men er steget til op mod 400 individer inden for de sidste få år.

Den samlede bestand af blisgås er senest estimeret til 1.000.000 individer, et niveau som den nåede i slutningen af 1990'erne (Madsen m.fl. 1999, Wetlands International 2006, Fig. 4.3.1).

Figur 4.3.8. Udviklingen i antallet af rastende blisgæs i Danmark, optalt ved landsdækkende optællinger af gæs i januar 1990-2007.



Jagten i Danmark

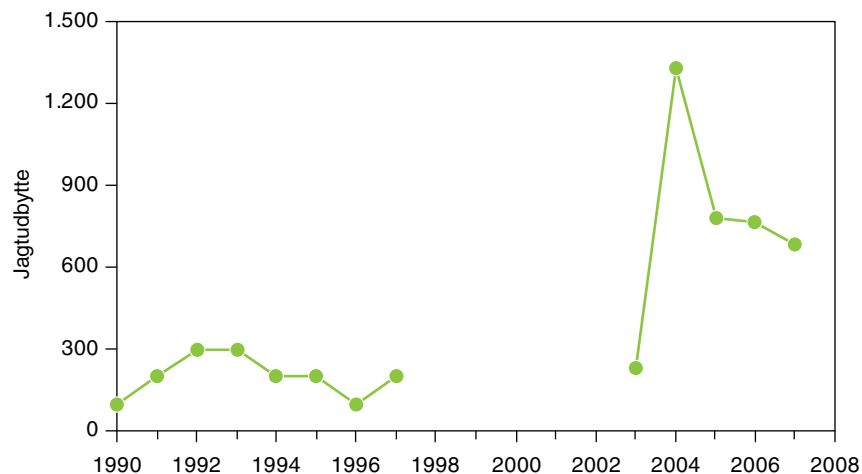
Jagttid

Blisgås har aktuelt jagttid fra 1.9. til 31.12., og frem til 15.1 på fiskeriterritoriet. Den er dog særfredet i Nordfyns kommune samt på den del af fiskeriterritoriet, der indgår i EF-fuglebeskyttelsesområde nr. 76.

Jagtudbytte

Det årlige jagtudbytte af blisgås har været lille, men svagt stigende, siden 1960'erne (Bregnballe m.fl. 2003). Mens der i begyndelsen af 1990'erne årligt blev nedlagt 100-300 individer, udgør udbyttet aktuelt 700-1.300 individer (Fig. 4.3.9). Estimerterne er dog behæftet med betydelige usikkerheder, fordi de er baseret på små antal vinger.

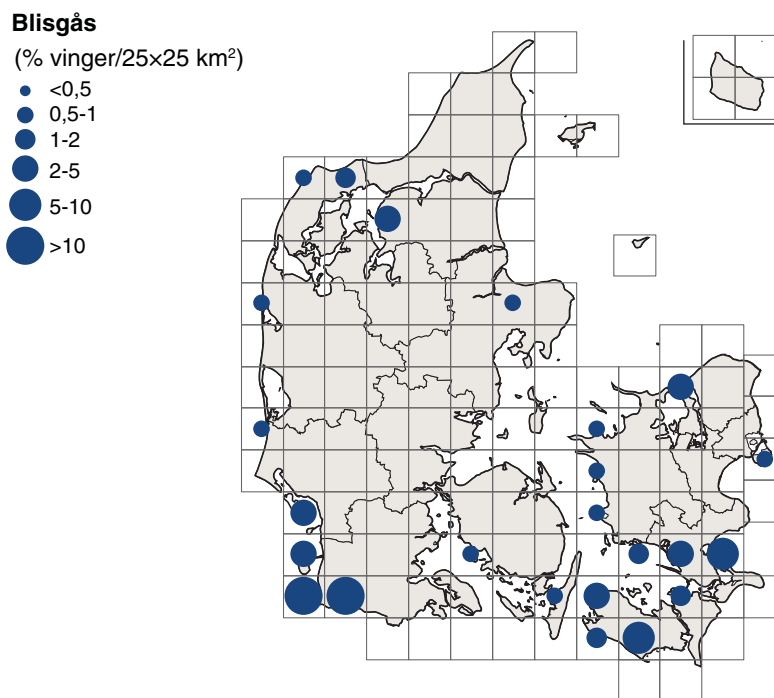
Figur 4.3.9. Det årlige jagtudbytte af blisgæs i Danmark, 1990/91-2007/08, beregnet ud fra antal indsendte vinger. Udbyttet 1998/99-2001/2002 er ikke beregnet, fordi der blev indsendt for få vinger.



De fleste blisgæs nedlægges i Sydvestsjælland, på Lolland-Falster og Møn og i Vadehavsregionen (Fig. 4.3.10), der også er de områder, hvor de største antal forekommer om vinteren (Søgaard m.fl. 2005).

Der indsendes for få vinger fra blisgæs til at års- og aldersvariation i udbyttet kan vurderes.

Figur 4.3.10. Den geografiske fordeling (i procent) af 131 vinger fra blisgæs indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Jagtens indflydelse på bestanden

Ud fra bestandens størrelse og stabilitet samt det stigende antal blisgæs, der raster i Danmark, kan jagten vurderes som bæredygtig.

Vurdering af gældende jagttid

Bestands- og udbytteudviklingen nationalt og internationalt giver ingen anledning til bemærkninger om jagttiden, udover at særfredningen på Nordfyn bør opretholdes med henvisning til at bestanden fortsat er lille og udgør en særlig overvintrende bestand.

Sædgås

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark
Flyway-bestand	Skovsædgås: 80.000? Faldende? Tundrasædgås: 600.000 [*] . Stigende
Gældende jagttid	1.9.-31.12. ^{**}
Jagtudbytte i Danmark	1.400-1.600
Jagtens indflydelse	Skovsædgås: Usikker Tundrasædgås: Bæredygtig

^{*} Af denne bestand forekommer kun begrænsede antal i Danmark.

^{**} På fiskeriterritoriet til 15.1.

Forekomst og bestandsudvikling

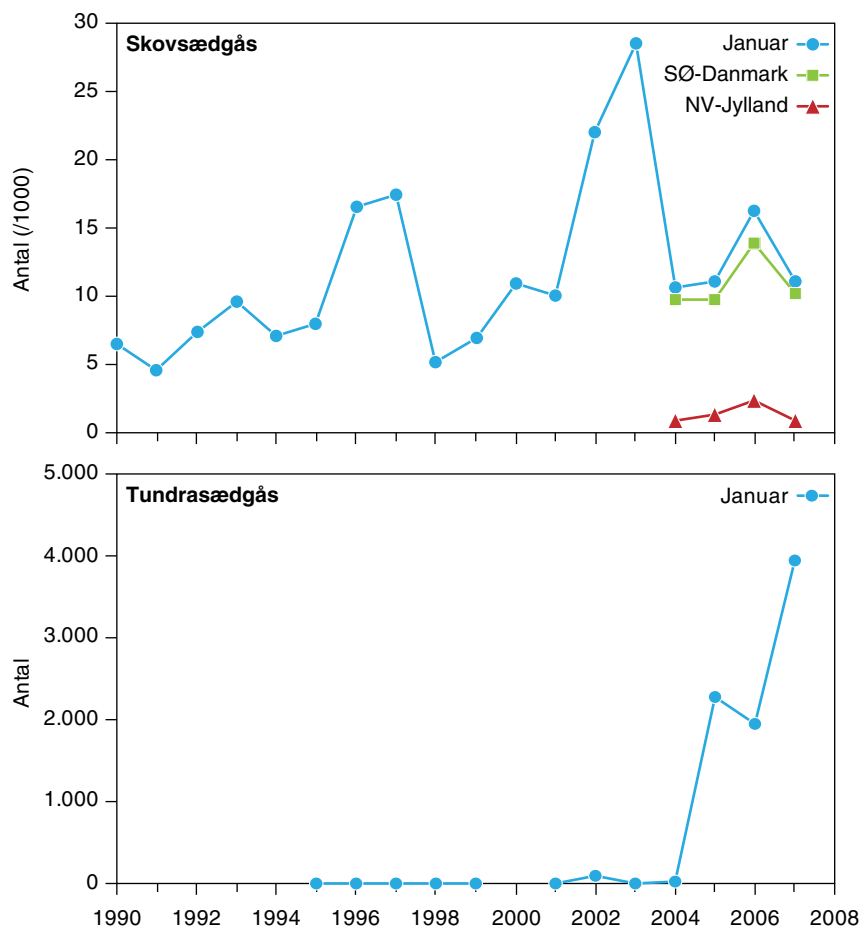
Sædgås yngler ikke i Danmark, men ynglebestande fra Norge, Sverige, Finland, Rusland og det vestlige Sibirien passerer landet på efterårstræk og overvintrer her. Der forekommer to racer i landet, skovsædgås (*Anser fabalis fabalis*), der yngler ved moser i den boreale zone i Fennoskandien og Rusland samt tundrasædgås (*Anser fabalis rossicus*), der yngler på tundraen i Nordrusland og Sibirien.

Bestanden af skovsædgås nåede et maksimum omkring 1990, og faldt nogle år derefter. Selvom nyere efterårstal fra Sverige kunne tyde på, at bestanden atter er i vækst (Nilsson 2008), giver summeringer af de danske og svenske januar-tal fra 2004-2007 (jf. Nilsson 2008 og Pihl m.fl. 2009) ikke over 50.000-60.000 individer, hvilket tyder på et yderligere fald i bestanden sammenlignet med WPE4. Skovsædgås har ikke i samme omfang som de andre gåsebestande skiftet til at fouragere på vinterafgrøder, og det er muligt, at den vigende bestandsstørrelse skyldes denne manglende tilpasning. Det kan dog ikke fuldstændigt udelukkes, at en større andel af bestanden er begyndt at overvintrere i Tyskland end førhen. Bestanden af tundrasædgås har været i kraftig vækst og er fordoblet inden for de sidste 20 år (Fig. 4.3.1).

Antallet af overvintrende skovsædgæs i Danmark er stærkt varierende. Flest ses i hårde vintre, færre i milde vintre. For denne race er det vigtigt at sondre mellem forekomster i den nordlige del af Jylland samt resten af landet. Bregnballe m.fl. (2003) gav en grundig redegørelse for dette forhold. Her skal det blot bemærkes, at de skovsædgæs, der overvintrer i Nordjylland, med sikkerhed udgør en mindre, isoleret trækvejsbestand, der kun har begrænset udveksling med de store antal, der forekommer i Sydøstdanmark. Der er måske endda tale om to delbestande i Nordjylland. Under alle omstændigheder er antallene i den del af landet små (Fig. 4.3.11) og de har været faldende over en årrække, hvilket har ført til en særfredning af sædgås i dele af Jylland. Antallene i SØ-Danmark er meget større (Fig. 4.3.11).

Antallet af tundrasædgæs i Danmark er i vækst (Fig. 4.3.11). Racen var for år tilbage sjælden, muligvis fordi den til dels var overset, men der er ingen tvivl om at der i dag ses langt flere end førhen både efterår og vinter. Hovedtrækket passerer syd om Danmark til overvintringsområder i Niedersachsen, Holland og Belgien, og de fleste flokke ses derfor også i den sydlige del af landet.

Figur 4.3.11. Antallet af rastende sædgæs i Danmark optalt ved landsdækkende optællinger af gæs i januar 1990-2007. Øverste figur viser antallet af skovsædgæs. For perioden 2004-2007 er der endvidere sondret imellem flokke optalt i NV-Jylland og SØ-Danmark (Pihl m.fl. 2009). Nederste figur viser antallet af tundrasædgæs.



Jagten i Danmark

Jagttid

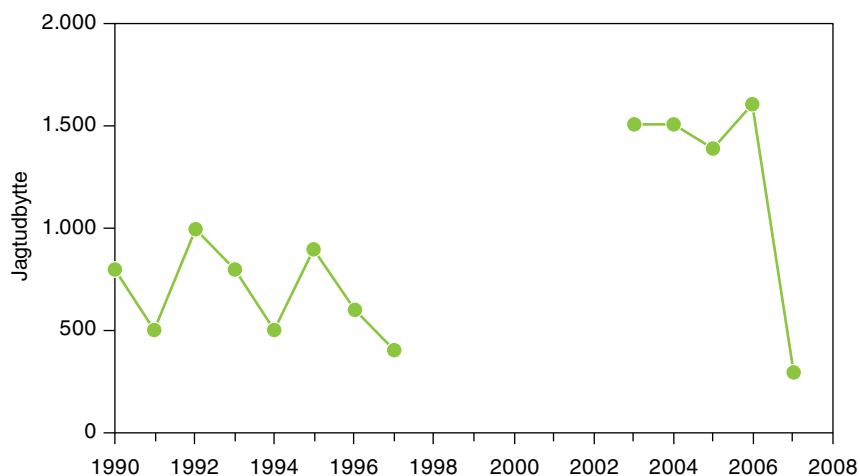
Sædgås har aktuelt jagttid fra 1.9. til 31.12., på fiskeriterritoriet frem til 15.1. Den er særfredet i region Nordjylland og i Viborg og Skive Kommuner.

Jagtudbytte

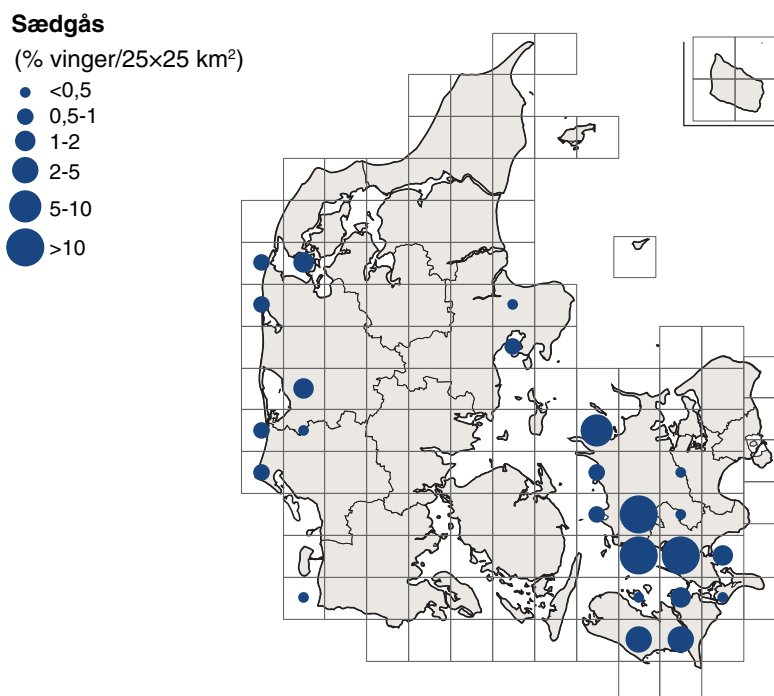
Det årlige jagtudbytte af sædgås var i 1960'erne på ca. 1.100 fugle (Bregnballe m.fl. 2003). Efterfølgende var det jævnt faldende frem til 1980'erne, men siden 1990 er det igen steget, fra 400-1.000 individer i begyndelsen af 1990'erne til 1.400-1.600 individer aktuelt (Fig. 4.3.12). Faldet fra 2007 til 2008 er næppe reelt, men kan skyldes en overrepræsentation af canadagæs i vingeindsamlingen i den sæson, hvilket bevirker, at udbyttet af canadagæs overestimeres og udbyttet af sædgås formentlig underestimeres.

De fleste sædgæs nedlægges i Sydvestsjælland og på Lolland-Falster og Møn (Fig. 4.3.13), der også er de områder, hvor de største antal forekommer om vinteren (Pihl m.fl. 2009).

Figur 4.3.12. Det årlige jagtudbytte af sædgæs i Danmark, 1990/91-2007/08, beregnet ud fra antal indsendte vinger. Der er ikke sondret mellem racerne. Udbyttet i sæsonerne 1998/99-2002/03 er ikke beregnet, fordi der kom for få vinger fra jægerne til vingeindsamlingen. Se kommentar om det sidste år i teksten ovenfor figuren.



Figur 4.3.13. Den geografiske fordeling (i procent) af 293 vinger fra sædgæs indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Der indsendes for få vinger fra sædgæs til, at aldersfordelingen af udbyttet kan vurderes.

Jagten indflydelse på bestanden

Jagtudbyttets fordeling på hhv. skovsædgæs og tundrasædgæs kendes ikke, men hovedparten af udbyttet må formodes at være skovsædgæs. Pga. den aktuelle usikkerhed om udviklingen i bestanden af skovsædgås vurderes bæredygtigheden som usikker.

Tundrasædgås udgør en ukendt, men utvivlsomt mindre, del af det danske udbytte, og bestandsstørrelsen er stabil. For denne race kan det derfor konkluderes, at jagten i Danmark er bæredygtig.

Vurdering af gældende jagttid

Med henvisning til Bregnballe m.fl. (2003) og redegørelsen ovenfor bør særfredningen i den nordlige del af Jylland udvides, så den også omfatter region Midtjylland, især for at tilgodese delbestande i Kronjylland, der p.t. ikke er omfattet af særfredningen. For bestanden i resten af landet er det formentlig stadig muligt at have en jagttid i betragtning af bestandens størrelse, men der er behov for at følge udviklingen nøje, da bestanden synes faldende og jagtudbyttet stigende. Det er derfor sandsynligt, at jagtmortaliteten aktuelt er additiv. Hvorvidt noget af stigningen i udbyttet skyldes stigninger i forekomsten af tundrasædgæs er uvist.

Kortnæbbet gås

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark
Flyway-bestand	60.000. Stigende
Gældende jagttid	1.9.-31.12.*
Jagtudbytte i Danmark	1.800-2.800
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

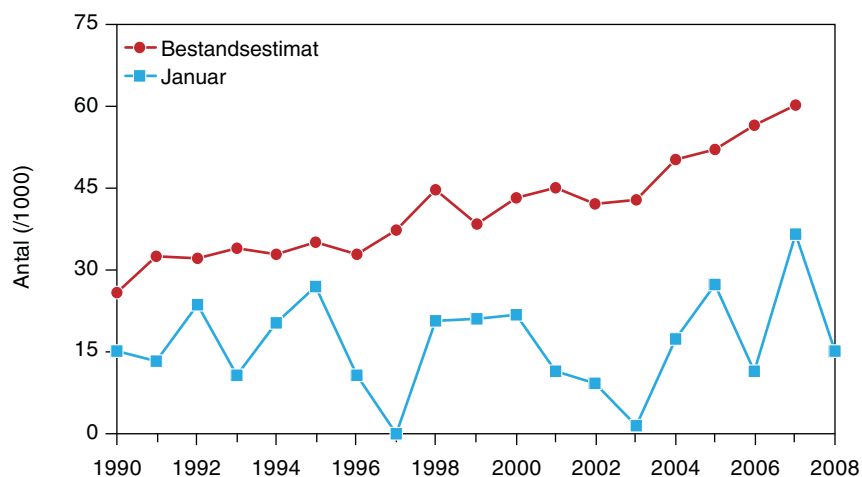
* På fiskeriterritoriet til 15.1.

Forekomst og bestandsudvikling

Den bestand af kortnæbbet gås, der forekommer i Danmark, yngler på Svalbard. Førhen var artens forekomst i Danmark stort set begrænset til en smal korridor i Vestjylland, i dag optræder den over en noget bredere front i Jylland, særligt i Nordjylland, hvor den er udbredt østover næsten til Ålborg. Gæssene ankommer fra yngleområderne på Svalbard i slutningen af september. Førhen trak langt de fleste hurtigt gennem Danmark til Holland og Belgien, men i de senere år har et stadigt stigende antal opholdt sig længere, fx var der i november 2008 mere end 17.000 i Vestjylland. Allerede i slutningen af december vender større antal tilbage, og om foråret samles hele bestanden i Danmark.

Den samlede bestand er firedoblet siden 1960'erne, hvor den var på 12.000-18.000 fugle. I perioden fra 1990 til i dag er efterårsbestanden vokset fra 26.000 til 60.000 individer (Fig. 4.3.14).

Figur 4.3.14. Udviklingen i antallet af rastende kortnæbbede gæs i Danmark, optalt ved landsdækkende optællinger af gæs i januar, 1990-2008 samt udviklingen i den samlede bestand i perioden 1990-2007.



Jagten i Danmark

Jagttid

Kortnæbbet gås har aktuelt jagttid fra 1.9 til 31.12., på fiskeriterritoriet til 15.1.

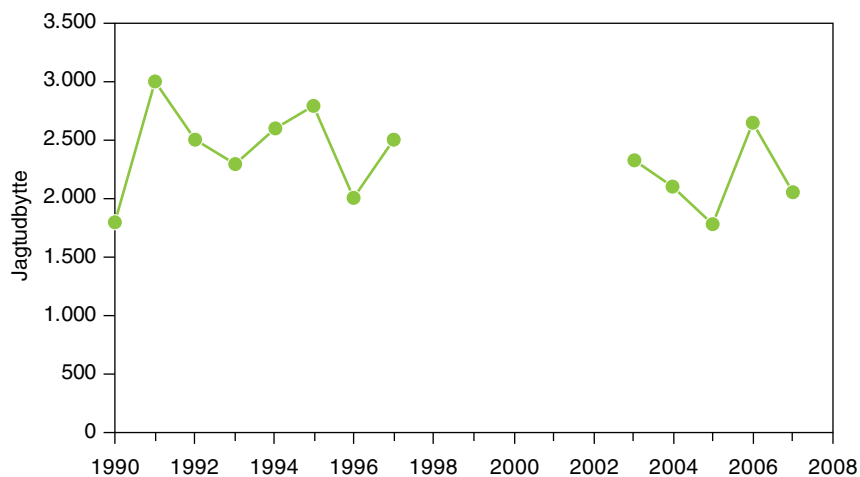
Jagtudbytte

Jagtudbyttet i Danmark har ifølge vingeundersøgelserne i perioden fra 1990/91 til i dag varieret mellem 1.800 og 2.800 fugle uden nogen tydelig vækst (Fig. 4.3.15). Noer m.fl. (2007) bemærkede, at udbyttet kan være underestimeret ud fra vingeundersøgelserne og måske er stigende. I

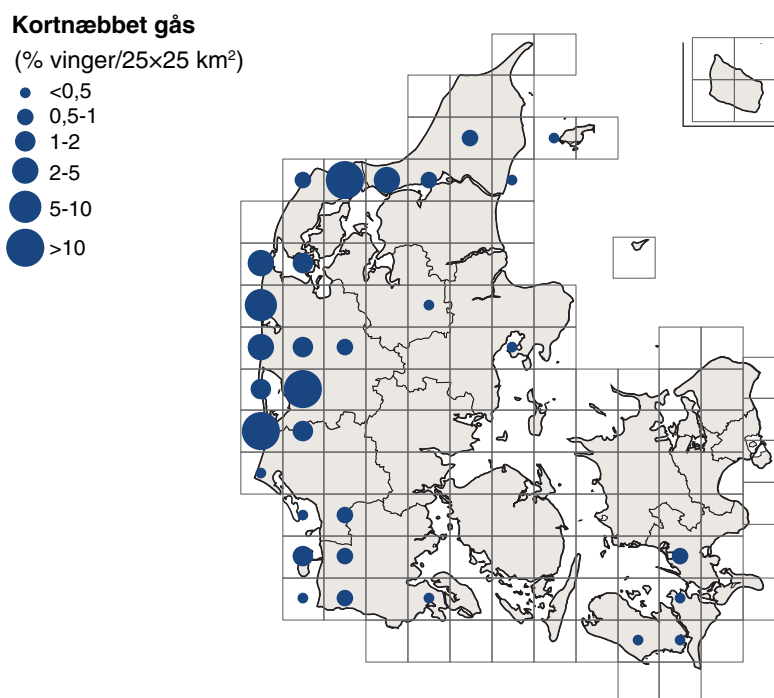
Norge er udbyttet stigende, og udgør aktuelt mellem 2.000 og 3.000 fugle (Punsvik 2009).

De fleste kortnæbbede gæs nedlægges ved vestkysten (Fig. 4.3.16), der også er det område, hvor de største antal forekommer om efteråret.

Figur 4.3.15. Det årlige jagtudbytte af kortnæbbet gås i Danmark, 1990/91-2007/08, beregnet ud fra antal indsendte vinger. Udbyttet i perioden 1998-2002 er ikke beregnet, fordi der kom for få vinger fra jægerne til vingeindsamlingen.



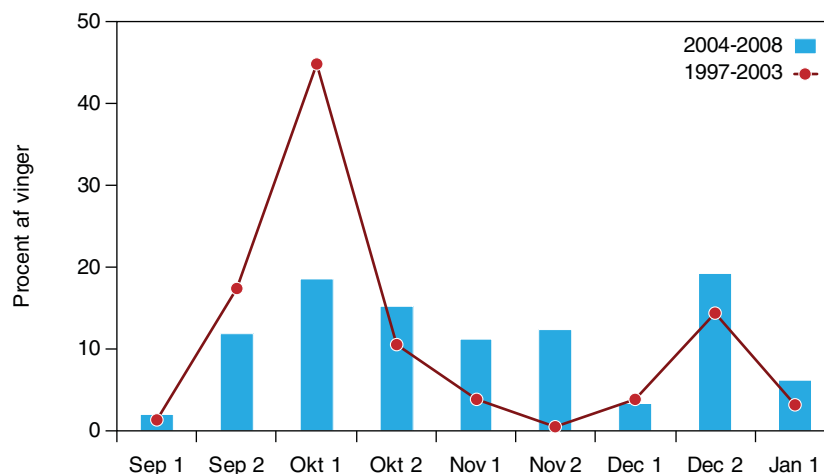
Figur 4.3.16. Den geografiske fordeling (i procent) af 374 vinger fra kortnæbbet gås indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Der indsendes for få vinger af kortnæbbede gæs til at aldersvariation i udbyttet kan vurderes. DMU's monitoring viser dog, at ungeproduktionen i bestanden er faldende, uden det nødvendigvis kan forklares ved tæthedsafhængighed (Trinder & Madsen 2008).

Den største del af de kortnæbbede gæs nedlægges i oktober, men der er en tendens til, at stadig flere nedlægges senere på året. Forandringen skal dog tages med forbehold på grund af et begrænset materiale (Fig.4.3.17).

Figur 4.3.17. Den tidsmæssige fordeling af 453 vinger af kortnæbbet gås indsendt i sæsonerne 2004/05-2008/09. Den tidsmæssige fordeling af 368 vinger indsendt 1997/98-2003/04 er vist til sammenligning.



Jagtens indflydelse på bestanden

Forårsjagt på kortnæbbet gås på Svalbard ophørte i 1975, og arten blev fredet i Holland i 1976, i Tyskland i 1977 og i Belgien i 1981. I dag har kortnæbbet gås jagttid i Danmark og Norge. Med væksten i det antal, der nedlægges i Norge, udgør det danske udbytte aktuelt formentlig halvdelen af det samlede udbytte, mod to tredjedele tidligere.

Bestanden er stigende, og jagten kan derfor umiddelbart vurderes som bæredygtig. I årene 1991-1996 voksede bestanden med ca. 1% om året, men fra 1997 har vækstraten været ca. 4% (Fig. 4.3.13). Den øgede vækstrate kan i det mindste delvist skyldes effekter af et reduceret antal anskydninger (jf. Noer m.fl. 2007).

Forvaltningsmæssige problemer

Kortnæbbede gæs kan pga. deres antal og forholdsvis koncentrerede forekomster i Vest- og Nordjylland forårsage markskader.

Vurdering af gældende jagttid

Med henvisning til at bestanden er stigende, vurderes det, at der ikke umiddelbart er problemer i forhold til jagttiden på kortnæbbet gås. Trinder & Madsen (2008) påpegede, at en stigning i udbyttet i forhold til bestandsstørrelsen vil kunne have betydende effekter på bestanden. Det er derfor vigtigt at opretholde en detaljeret monitoring af såvel bestandens som jagtudbyttets størrelse.

Canadagås

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	25-50 par
Flyway-bestand	Mindst 65.000. Stigende
Gældende jagttid	1.9.-31.1.
Jagtudbytte i Danmark	2.000-7.000
Jagtens indflydelse	Kan ikke vurderes, men sandsynligvis bæredygtig

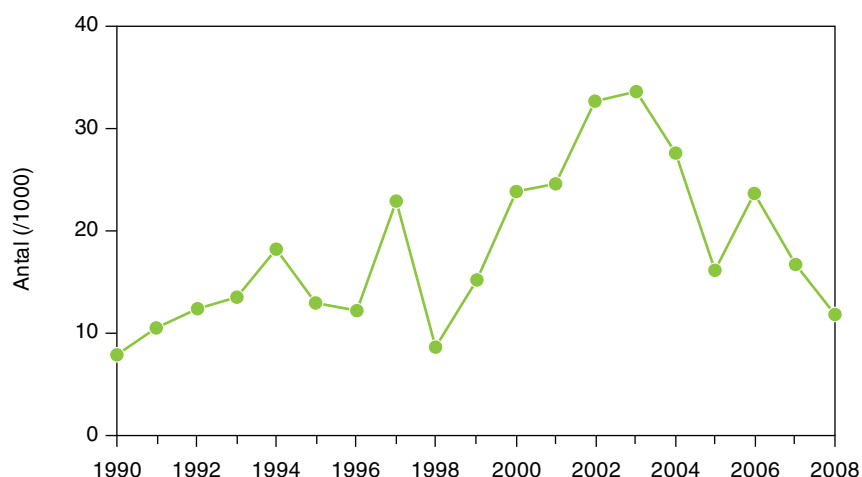
Forekomst og bestandsudvikling

Canadagås er ikke hjemmehørende i Europa, men vidt udbredt i USA og Canada. Den blev udsat på De Britiske Øer i 1600-tallet og i Sverige i 1930'erne, og har begge steder i dag etableret sig med store ynglebestande (Bønløkke m.fl. 2006).

Canadagås er en fåtallig ynglefugl i Danmark (25-50 par, Grell 1998), men almindelig vintergæst fra store ynglebestande i Norge og Sverige. Canadagæssene ankommer til Danmark i stort tal i begyndelsen af november og de fleste har forladt landet ved udgangen af marts. Det største antal træffes i Sydøstdanmark (svenske fugle) og i Nordjylland, hvor norske fugle dominerer i Nordvestjylland, mens fugle fra begge bestande forekommer i Nordøstjylland (Bønløkke m.fl. 2006).

Den samlede bestand har været i kraftig vækst. Bestandsstørrelsen opgøres ikke af Wetlands International, fordi det er en ikke-hjemmehørende bestand i Europa, men antallet i Danmark i januar steg jævnt fra begyndelsen af 1990'erne til 2003, hvorefter det atter er aftaget (Fig. 4.3.18). Den svenske vinterbestand er i samme periode vokset fra knap 15.000 til 55.000 individer (Nilsson 2008). Den samlede bestand kan ikke opgøres uden data fra Tyskland, men de aktuelle danske og svenske tal giver en bestand på mindst 65.000 fugle.

Figur 4.3.18. Antallet af rastende canadagæs i Danmark, optalt ved landsdækkende optællinger i januar, 1990-2008.



Jagten i Danmark

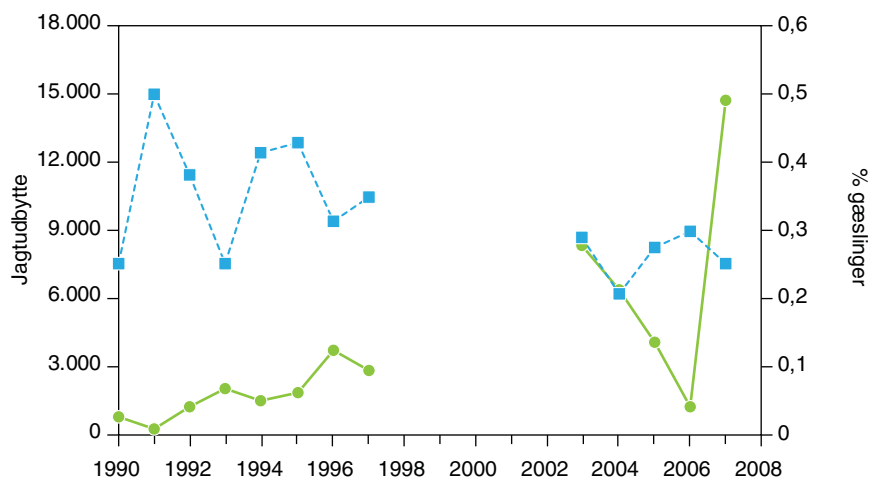
Jagttid

Canadagås har aktuelt jagttid fra 1.9. til 31.1. Den må desuden jages på fiskeriterritoriet til 31.1. og reguleres i perioden 1.2.-29.2. på marker med vinterafgrøder, hvis vildtafværgemidler har vist sig utilstrækkelige.

Jagtudbytte

Det årlige jagtudbytte af canadagæs har været stigende over en længere årrække, og er steget fra omkring 2.000 i første del af 1990'erne til måske 7.000 i dag (gennemsnit af de seneste fem år, Fig. 4.3.19). De meget store fluktuationer i udbyttet skal tages med forbehold, da de formentlig skyldes tilfældige svingninger i mængden af indsendte vinger fra canadagæs i vingeindsamlingen.

Figur 4.3.19. Det årlige jagtudbytte af canadagæs i Danmark, 1990/91-2007/08 (optrukket linje), beregnet ud fra antal indsendte vinger, samt procentandelen af 1.-års fugle i udbyttet (stiplet linje). Udbyttet 1997/98-2002/03 er ikke beregnet, fordi der kom for få vinger fra jægerne til vingeindsamlingen. Se kommentar om de store svingninger i udbyttet i teksten ovenfor.

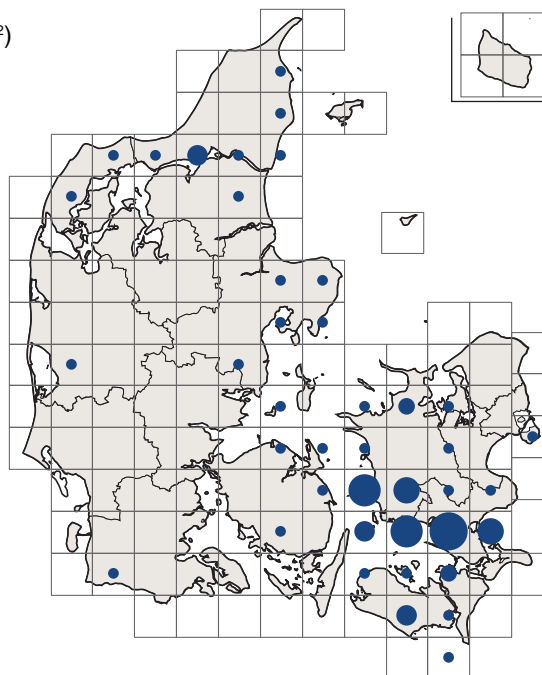


Figur 4.3.20. Den geografiske fordeling (i procent) af 2.457 vinger af canadagås indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.

Canadagås

(% vinger/25x25 km²)

- <0,5
- 0,5-1
- 1-2
- 2-5
- 5-10
- >10

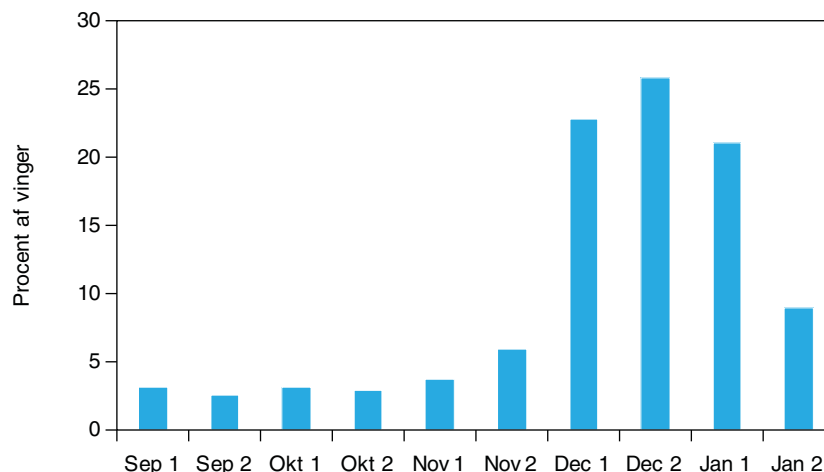


De fleste canadagæs nedlægges i Sydvestsjælland (Fig. 4.3.20), men kortet repræsenterer formentlig en underrepræsentation af vinger fra Nordjylland og en overrepræsentation af vinger fra Sydøstdanmark. Ringmærkning viser således en mere jævn fordeling af mærkede fugle over de to landsdele (Bønløkke m.fl. 2006).

Alderssammensætningen af udbyttet i 2004/05-2007/08 var 76% voksne gæs og 24% 1.-års fugle. Udbytteandelen af sidstnævnte er faldende (Fig. 4.3.19), hvilket kunne tyde på, at tæthedsregulerende mekanismer aktuelt påvirker bestandens reproduktion.

Hovedparten af canadagæssene nedlægges i december og januar (Fig.4.3.21).

Figur 4.3.21. Den tidsmæssige fordeling af 2.453 vinger fra canadagås indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Jagten indflydelse på bestanden

Bedømt ud fra de foreliggende tal står det samlede jagtudbytte af canadagås ikke i noget rimeligt forhold til bestandens størrelse. I Sverige, hvor der iht. Svenska Jägareförbundets hjemmeside yngler 28.000 fugle, er det årlige udbytte 20.000, og sammen med udbyttet i Danmark nedlægges altså 22.000-27.000 canadagæs årligt. Ud fra disse tal må det stærkt formodes, at 65.000 er et alt for lavt tal for den samlede bestandsstørrelse.

Omvendt er der sikre indikationer på, at bestanden har været stigende gennem en længere periode, og muligvis endda på et fald i den reproduktive succes som følge af tæthedsafhængighed. Da væksten i bestanden er langt bedre dokumenteret end bestandsstørrelsen må det derfor vurderes, at jagten efter al sandsynlighed er bæredygtig.

Forvaltningsmæssige problemer

Canadagæs kan forårsage markskader lokalt.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en bestandsbiologisk synsvinkel er der ikke grund til at ændre på den gældende jagttid.

4.4 Svømmeænder



Foto: Michel Collard.

Der optræder regelmæssigt syv arter af svømmeænder i Danmark, som alle er jagtbare. Hovedparten af de fugle, der forekommer i Danmark, yngler i Skandinavien, Finland, Nordrusland og Sibirien. Danmark ligger centralt på svømmeændernes trækvej fra ynglepladserne til overvintningsområder i Vesteuropa, og da bestandene for de fleste arter tæller flere millioner individer, er det ensbetydende med, at meget store antal særligt om efteråret passerer landet på vej fra ynglepladserne til vinterkvartererne.

Danmark er også overvintringsområde for især gråand og pibeand, men i stærkt varierende antal afhængigt af vinterens strenghed.

Bestandene af de arter, der trækker gennem Danmark, har generelt været stabile eller i fremgang. Trendanalyser baseret på de internationale midvintertællinger viser for perioden 1974-2005 en årlig vækst i antallet af pibeand på 3,6%, krikand 2,6%, knarand 9,4% og skeand 9,1%, hvorimod bestandene af spidsand og gråand har været stabile (Delany m.fl. 2008). Disse udviklingstendenser gælder de flyway-bestande, som primært overvintrer i Nordvesteuropa. Udviklingen for atlingand, der overvintrer i Afrika, er dårligt kendt, men antallet har sandsynligvis været faldende (Delany m.fl. 2008).

Svømmeænders økologi

Svømmeænderne har et diverst fødevalg, der er forskelligt fra art til art. De søger alle føde ved at snadre efter fødemener på lavt vand eller i pytter på oversvømmede enge eller marker eller ved at pille i plantemateriale. De må alle betegnes som omnivore, idet de både lever af frø og andet plantemateriale og smådyr, men deres fødevalg er både årstids- og lokalitetsbetinget. Eksempler på diversiteten kan beskrives ved at sammenligne fødevalget hos fire af de almindelige arter. Pibeand er den mest udprægede herbivor og om efteråret æder den stort set udelukkende plantemateriale, først og fremmest ålegræs, vandaks og havgræsser. Krikand lever mest af små frø fra planter, der vokser på lavt vand, i strandsumpe og på strandenge. Skeand lever mest af smådyr, fx dafnier i lavvandede ferske eller svagt saline områder. Gråand er den mest altædende svømmeandart og tager plantemateriale (både frø, blade og rødder) og smådyr (fx snegle og muslinger). Gråander foretager gerne fourageringstræk ind på nyhøstede marker for at søge efter spildkorn. En god svømmeandelokalitet med plads til alle arter kræver således en meget varieret habitatsammensætning, som man fx ser det ved Ulvshale-Nyord, i Vejlerne og i Ringkøbing Fjord.

Som nævnt ovenfor forekommer de største antal af svømmeænder i Danmark om efteråret. Trækket om foråret er ikke helt så stort, dels fordi mange individer er døde i løbet af vinteren af naturlige årsager eller som følge af jagt, men også fordi alle arterne foretager et "løkketræk", hvor Danmark om efteråret ligger centralt på trækvejen, men ligger mere perifert om foråret, fordi flere fugle trækker syd om Østersøen (Bønløkke m.fl. 2006). Førhen var der også større antal af svømmeænder, især andrikker, der trak til Danmark for at fælde deres svingfjer i juni-august, og især Ringkøbing Fjord og Vejlerne var vigtige fældeområder. Antallet af fældende fugle har imidlertid været vigende, og antallet af svømmeænder, der tælles i august i reservaterne, er i dag langt mindre end i 1970'erne.

Populationsdynamisk er arternes karakteristika formentlig nogenlunde ens. Sammenlignet med havdykænderne har svømmeænder en lavere årlig overlevelse, men til gengæld et tilsvarende større reproduktivt potentiale. Den laveste overlevelse findes hos krikand, hvor ca. 50% af fuglene overlever det enkelte år. Hunnerne gennemfører ynglecyklus alene, mens hannerne forlader ynglepladserne for at trække til fældepladserne, så snart rugningen påbegyndes. Det afspejler sig generelt i en lidt lavere årlig overlevelse af hunner end af hanner, hvilket igen betyder, at der er en overvægt af hanner i ynglebestandene hos stort set alle arter. Denne overvægt er dog ikke så markant som hos havdykænderne.

Jagtlig udnyttelse

I den danske vildtudbyttestatistik var svømmeænder samlet i én rubrik indtil 1959, hvor gråand blev skilt ud og fik en selvstændig rubrik. De øvrige svømmeandearter forblev samlet under betegnelsen "Andre svømmeænder". Udviklingen i udbyttet af Andre svømmeænder blev i perioden 1969-1976 belyst ud fra spørgebrevsanalyser og fugle indhandlet til vildthandlere. Efter 1976 blev disse analyser indstillet, men i 1982 begyndte DMU indsamling af vinger, og på grundlag af dette materiale har det siden været muligt at følge udviklingen i jagtudbyttet af de enkelte arter. Gruppen Andre svømmeænder består af pibeand, krikand, spidsand, skeand, knarand og atlingand. De første to arter forekommer talrigt overalt i landet, de midterste to er talrige, men lokalt forekommende, og de sidste to er fåtallige. Alle seks arter har små ynglebestande her i landet.

Det samlede udbytte af svømmeænder domineres af gråænder. I 1960'erne og 1970'erne blev der nedlagt 400.000-500.000 svømmeænder årligt, hvoraf 70-80% var gråænder. En markant fremgang i udbyttet af svømmeænder fra slutningen af 1970'erne skyldes udelukkende en stigning i udbyttet af gråænder (Fig. 4.4.2) og skete især som følge af en forøget udsætning af gråænder, hvilket bevirkede, at gråænder midt i 1990'erne udgjorde næsten 90% af det samlede svømmeandeuudbytte. Siden 2000 har udbyttet af gråænder tilsyneladende været faldende, men se under gråand nedenfor.

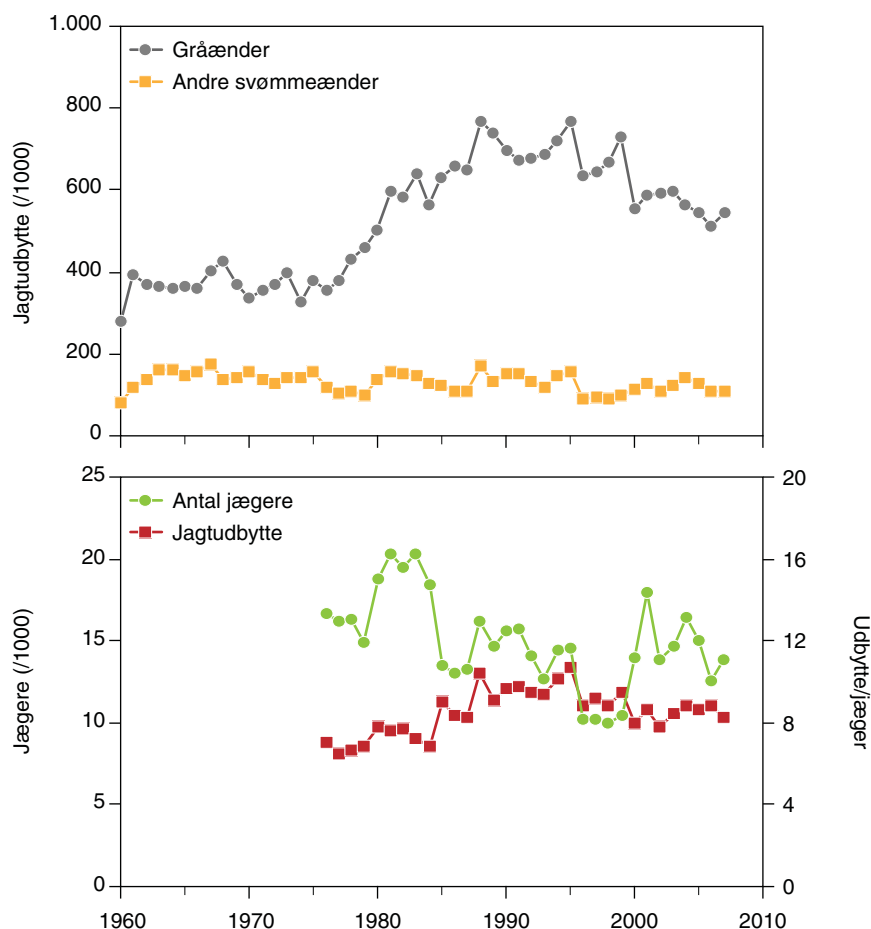
Det samlede udbytte af Andre svømmeænder har varieret mellem 100.000 og 160.000 fugle siden 1960'erne uden entydige frem- eller tilbagegang. Men den overordnede stabilitet skjuler forskydninger i de enkelte arters andele af udbyttet, som omtales nedenfor, samt i et faldende antal af jægere, der nedlægger disse ænder (Fig. 4.4.1).

Den tidsmæssige fordeling af udbyttet gennem jagtsæsonen viser for de fleste arter af svømmeænder, at sæsonfordelingen i udbyttet er forskudt inden for de sidste 20 år, så flere svømmeænder nu nedlægges senere på efteråret, end det førhen var tilfældet. Optællinger af trækkende svømmeænder ved Falsterbo ved sydspidsen af Sverige viser en tilsvarende forskydning (jf. Bregnballe m.fl. 2003). Det indikerer, at svømmeænderne generelt ankommer senere til landet og trækker videre senere i dag end i 1980'erne. Årsagen kan være, at 1990'erne og 2000'erne har været præget af varme somre samt milde efterår og vintre, men svømmeændernes senere afrejse kan også delvist være en effekt af de mange reservatoprettelser (Clausen m.fl. 2004).

I Bregnballe m.fl. (2003) blev der givet nogle skøn over det internationale jagtudbytte af bestandene. Det er undladt i denne rapport, hvor vi i artsbehandlingerne nedenfor generelt kun forholder os til udviklingen i det danske jagtudbytte set i forhold til bestandenes udvikling internationalt og nationalt. Det skyldes dels, at der er en generel mangel på vildtudbyttestatistikker fra hovedparten af de lande, som bestandene trækker igennem eller overvintrer i (Elmberg m.fl. 2006), og for flere lande med forventeligt store jagtudbytter enten er forældede (de Britiske Øer) og/eller kun udarbejdes ca. hvert 10. år (Frankrig, hvor seneste opgørelse er fra 1998/99; Landry & Migot 2000). Endvidere kompliceres en udredning af betydningen af den danske jagt for bestandene som helhed af at:

- der ligger to parallelle trækveje gennem Europa. Den ene går fra yngleområder i Skandinavien, Finland og Nordrusland via Danmark til overvintringsområder i Nordvesteuropa. Den anden trækvej forløber østligere og går fra yngleområder i Nordøstrusland og Vestsibirien via Østeuropa, Sortehavet og Balkan til overvintringsområder i den vestlige del af Middelhavet, herunder Sydfrankrig
- at der for nogle arter er et forholdsvis stort overlap mellem de to trækveje
- at der er grund til at formode, at det danske jagtudbytte udgør en mindre andel end flere andre landes.

Figur 4.4.1. Det årlige jagtudbytte af gråand samt af gruppen "andre svømmeeænder" i Danmark, 1959/60-2007/08 (øverst) samt antallet af jægere, der nedlægger andre svømmeeænder, og deres gennemsnitlige udbytte (nederst).



Forstyrrelses effekter

I 1980'erne gennemførtes en række undersøgelser af forstyrrelser af svømmeeænder forårsaget af især pramjagt i kystnære områder. Under-

søgelse i såvel Vadehavet som forsøgsreservaterne i Nibe og Gjøl Bredninger samt ved Ulvshale-Nyord viste, at fuglenes antal, fordeling og adfærd påvirkedes markant af jagtudøvelsen – og at denne medvirkede til at drive ænderne ud af områder, de ellers kunne udnytte til rast og fødesøgning. Tilstedeværelsen af et reservat i Vadehavet og etableringen af reservater i de andre områder betød, at ænderne i langt større omfang kunne udnytte føderessourcerne før de trak videre, og fuglenes antal mangedobledes og deres opholdstider forlængedes betydeligt efter reservaternes etablering. Resultaterne fra undersøgelserne er grundigt beskrevet i flere publikationer fra DMU (fx Madsen 1998a og b) og skal ikke udbygges yderligere, men de førte til, at man i løbet af 1990'erne oprettede de såkaldte "jagt- og forstyrrelsesfrie kerneområder", hvor et sammenhængende netværk af reservater blev udlagt i hele landet (undtagen Vadehavet) af hensyn til især jagtbare svømmeænder og gæs. Det betød, at det samlede reservatareal i landet omtrent fordobledes, og førte for de fleste svømmeandearter til fordoblinger eller mere i det samlede antal i omegnen af de nye reservater, hvorimod arternes antal i de gamle reservater var stabile (Clausen m.fl. 2004). I 1998 skete der tilsvarende i Vadehavet en udvidelse af det eksisterende reservat, svarende til en omtrentlig fordobling af arealet med forbud mod jagt i denne del af landet (Bregnballe m.fl. 2003).

Det markante beskyttelsestiltag, som reservatoprettelserne repræsenterer, har betydet, at man i alle betydende rasteområder for arterne har udlagt store arealer, hvor arterne kan raste og søge føde i fred, og derfor kun jages, når de tager på fourageringstræk ud af reservaterne. Sammenholdes dette med:

- at bestandene, der udnyttes jagtligt – med atlingand som en mulig undtagelse - er i fremgang eller stabile, både når man ser på hele bestanden langs trækvejen og de antal fugle, der raster her i landet,
- at jagtudbyttet er stabile eller faldende,

når man frem til, at jagten på svømmeænder i Danmark overordnet set i dag er bæredygtig, i modsætning til hvad den var for 30-40 år siden.

Gråand

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	20.000-50.000 par. Faldende?
Flyway-bestand	Ca. 4.500.000 individer. Faldende?
Gældende jagttid	1.9.-31.12.*
Jagtudbytte i Danmark	600.000**
Udsætning	Ca. 400.000
Jagtens indflydelse	Kan ikke vurderes

* Gråand må også jages 1.1.-15.1. på fiskeriterritoriet.

** Jagtudbyttet inkluderer et stort antal udsatte fugle.

Forekomst og bestandsudvikling

Gråand er en vidt udbredt og almindelig ynglefugl i Danmark. De danske ynglefugle udgør en del af den samlede nordvesteuropæiske bestand. Fugle fra store ynglebestande i Fennoskandien, Baltikum og Nordvestrusland forekommer i store antal på træk i februar-april og august-november samt som overvintrende.

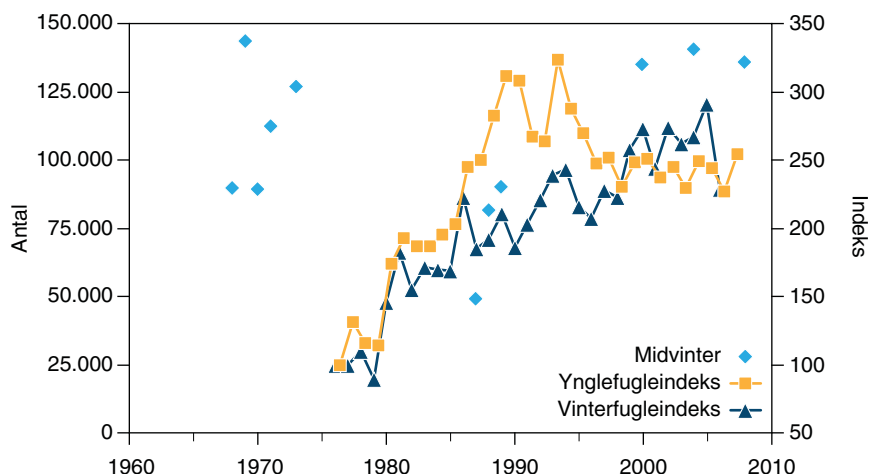
Den danske ynglebestand er vurderet til 20.000-50.000 par og faldende af Birdlife International (2004). Det er dog usikkert præcist, hvad denne vurdering er baseret på.

Flyway-bestanden er senest vurderet til 4,5 millioner fugle (Wetlands International 2006), et estimat der repræsenterer en nedgang i forhold til tidligere estimater på 5 millioner individer.

Delany m.fl. (2008) omtaler også den Nordvesteuropæiske bestand som værende i tilbagegang, men denne konklusion er faktisk ikke særlig velunderbygget ud fra de indeksberegninger (baseret på midvintertællinger), der præsenteres i rapporten. Den del af bestanden, der overvintrer og optælles i Vesteuropa, er i årene 1974-2005 angiveligt faldet med 0,5%. Af uvis grund præsenterer rapporten kun en indeksberegning dækkende en 10-årig periode fra 1996 til 2005 for den del af bestanden, der overvintrer ved Østersøen og i Danmark. I denne region er antallet stigende med en årlig vækstrate på 3,5%. Svenske tællinger viser en fordobling i den overvintrende bestand fra 1967 til 2006 (Nilsson 2008) – og det samme gælder den danske bestand (Fig. 4.4.2), der i henhold til DOFs punkttællinger både sommer og vinter er steget fra indeks 100 til 250 fra midten af 1970'erne til i dag (Heldbjerg & Eskildsen 2008). De landsdækkende flytællinger viser ikke helt så overbevisende fremgange, snarere stabilitet (når man ser bort fra de lave antal i de hårde vintre midt i 1980'erne), men det kan måske skyldes, at disse i mindre omfang end punkttællingerne får registreret småflokke og enkeltindivider i indlandet i milde vintre (Fig. 4.4.2).

Der er således grund til at formode, at den af Delany m.fl. (2008) konstaterede tilbagegang i Vesteuropa skyldes, at stigende antal gråænder overvintrer i områderne omkring Østersøen på grund af de mange milde vintre, der har været siden slutningen af 1980'erne.

Figur 4.4.2. Udviklingen i antallet af gråænder i Danmark, optalt ved landsdækkende optællinger ved midvinter (◇) samt ved Dansk Ornitologisk Forenings punktop-tællinger sommer og vinter (kurver; hvor første år med et punkt er sat til indeks 100; Heldbjerg & Eskildsen 2008).



Jagten i Danmark

Jagttid

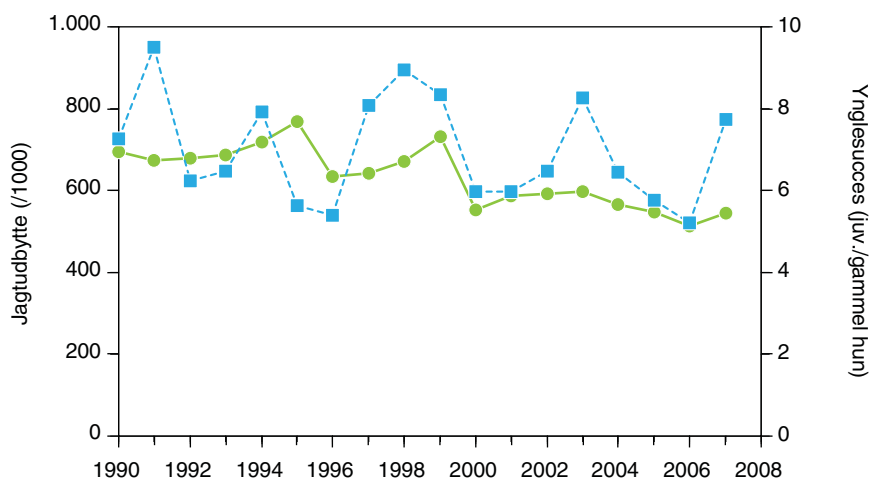
Gråand har aktuelt jagttid fra 1.9. til 31.12., på fiskeriterritoriet desuden indtil 15.1.

Jagtudbytte

Det årlige jagtudbytte af gråand, der har været opgjort siden 1959, var indtil slutningen af 1970'erne ret konstant omkring 400.000 fugle. Frem til slutningen af 1980'erne steg udbyttet gradvist til 700.000, med det skal dog bemærkes, at efter at den nye korrektion for manglende udbytteindberetninger blev indført (Asferg & Lindhard 2003) faldt det samlede udbytte med ca. 50.000 fugle (Fig. 4.4.3). Det samlede udbytte i perioden fra 1990/91 til i dag har udvist et mindre, men statistisk signifikant, fald.

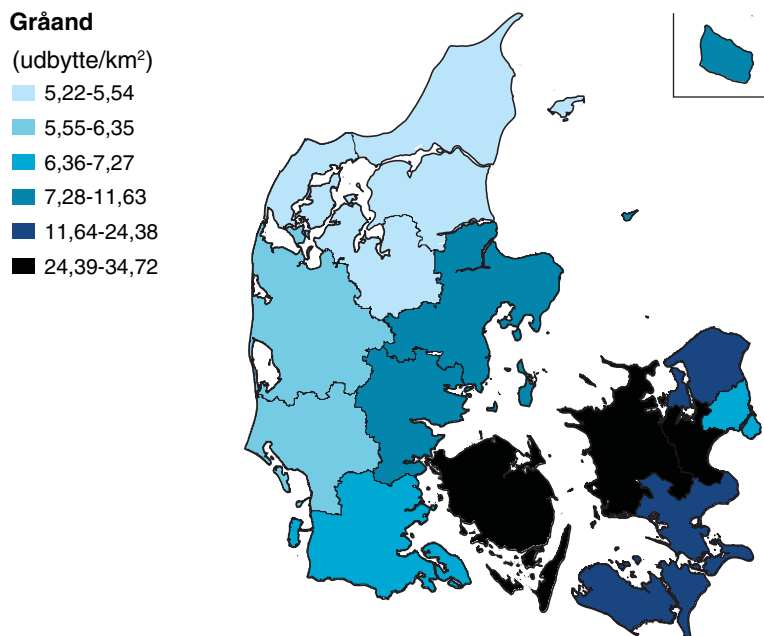
Det er tidligere vurderet, at halvdelen eller mere af udbyttet er udsatte fugle, og at stigningen op gennem 1970'erne og 1980'erne primært skyldtes et stigende antal opdrættede og udsatte fugle (Bregnballe m.fl. 2003). Tidligere estimerer af omfanget af udsætningerne var på 500.000 fugle, men en nyere undersøgelse vurderer, at der aktuelt udsættes ca. 400.000 fugle (Noer m.fl. 2008).

Figur 4.4.3. Det samlede udbytte af gråænder i Danmark (fuldt optrukket linje) samt ynglesucces udtrykt ved antal ungfugle (1.-års) nedlagt per gammel hun (stiplet linje), 1990/91-2007/08.

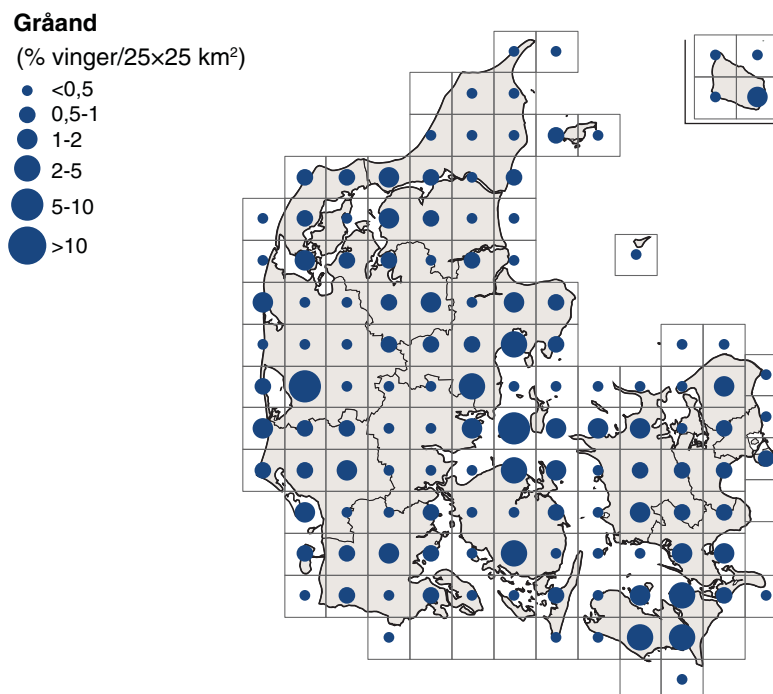


Den regionale fordeling af udbyttet udviser store forskelle. Det største antal gråænder nedlægges på Fyn og i Vestsjælland (arealkorrigeret udbytte), mens færre nedlægges jo længere vestpå, man kommer i landet (Fig. 4.4.4). Det skyldes, at udsætning af gråænder især sker i tilknytning til større ejendomme med jagtvæsen, og at disse især findes i de østlige dele af landet.

Figur 4.4.4. Udbyttet af gråænder per km² i Danmark i jagtsæsonen 2007/08, fordelt på de tidligere amter.



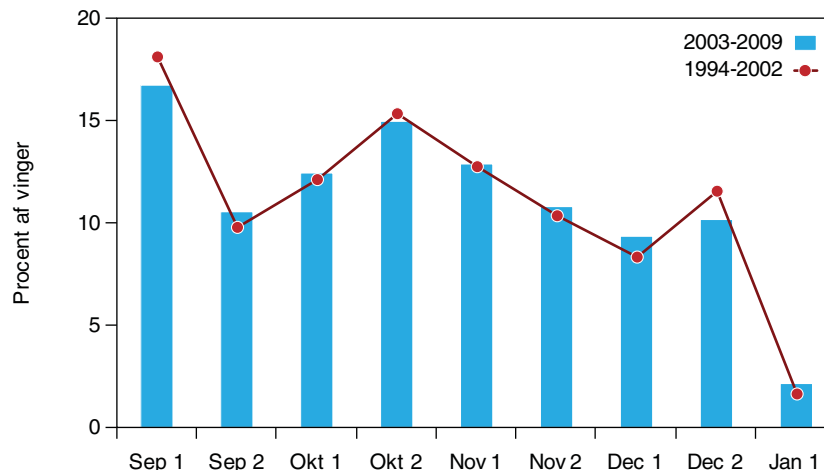
Figur 4.4.5. Den geografiske fordeling (i procent) af 16.562 vinger fra gråand indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.



I forbindelse med vingeundersøgelserne henstilles det til jægerne, at de ikke indsender vinger fra gråænder skudt på opfløj fra vandhuller og søer med udsatte ænder. Forudsat at jægerne følger henstillingen repræsenterer vingeundersøgelserne således udbyttet af vildænder, og heraf ses, at de nedlægges nogenlunde jævnt i hele landet (Fig. 4.4.5).

Køns- og alderssammensætning af udbyttet i 2004/05-2007/08 var 20% han ad., 11% hun ad., 38% han juv. og 31% hun juv. og sammenlignelig med den tidligere opgjorte fordeling i Bregnballe m.fl. (2003). Gråænderne nedlægges jævnt hen over hele efteråret, dog lidt færre i januar (Fig.4.4.6). Dermed er den tidsmæssige fordeling næsten identisk med den, der blev angivet af Bregnballe m.fl. (2003).

Figur 4.4.6. Den tidsmæssige fordeling af 12.066 vinger fra gråand indsendt i sæsonerne 2004/05-2007/08. Den tidsmæssige fordeling af 19.168 vinger indsendt i sæsonerne 1994/95-2003/04 er vist til sammenligning.



Jagtens indflydelse på bestanden

En stor, men ukendt andel af jagtudbyttet (formentlig omkring 50%) udgøres af udsatte gråænder. Jagtens indflydelse på bestandene af vilde gråænder kan derfor ikke vurderes.

Vurdering af gældende jagttid

I 2007 indgik Vildtforvaltningsrådet et forlig om udsætning af gråand, fasan og agerhøne i Danmark. Dette forlig resulterede i et sæt nye regler for udsætning af disse arter, der kan findes på Skov- og Naturstyrelsens hjemmeside (Bekendtgørelse om udsætning af vildt, jagtmåder og jagtredskaber, BEK nr. 870 af 04/07/2007). Som følge af dette forlig må omfanget af udsætning af gråand i Danmark forventes at falde i de kommende år.

En særlig kommentar skal gives omkring EU-rapporten "Key concepts of article 7(4) of directive 79/409/EEC: Period of reproduction and pre-nuptial migration of Annex II bird species in the 27 EU member states", der aktuelt er under færdiggørelse. I udkastet til dette dokument anslås forårstrækket af gråand i Danmark til at starte 10. januar. Indtil videre foreligger der ikke nogen nærmere begrundelse for dette, og overlappet med den aktuelle jagttid på arten må vurderes som betydningsløst ud fra et bestandsbiologisk synspunkt.

Atlingand

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	300-500 par. Stigende
Flyway-bestand	Vurderet til 2 mill. og faldende
Gældende jagttid	1.9.-31.12.**
Jagtudbytte i Danmark	100-150
Jagtens indflydelse	Usikker, men sandsynligvis bæredygtig

* Af disse er antallet af fugle, der passerer Danmark på efterårstrækket, højst 20.000-50.000.

** Desuden indtil 15.1. på fiskeriterritoriet.

Forekomst og bestandsudvikling

Atlingand er en fåtallig ynglefugl i Danmark. Derudover passerer Danmark på efterårstrækket af fugle fra ynglebestande NØ og Ø for Danmark.

Såvel de danske ynglefugle som de atlingænder, der passerer landet på træk, tilhører en flyway-bestand, der overvintrer i Afrika syd for Sahara. En formentlig mindre del af denne bestand trækker via Den Iberiske Halvø til vinterkvarteret. En anden del trækker via Italien, mens størstedelen af bestanden må formodes at trække over Balkan og Mellemøsten.

Der er for få genmeldinger af ringmærkede atlingænder til en nærmere afklaring af, hvilke bestande der passerer Danmark på efterårstrækket. Et antal fugle mærket i Danmark er genmeldt i hovedudbredelsesområdet i Rusland, så langt mod øst som 67° (øst for Ural, Bønløkke m.fl. 2006), men disse må antages at være andrikker på abmigration efter pardannelsen i vinterkvarteret. En enkelt danskmærket fugl er genmeldt i Finland, og fugle mærket i Sverige og Letland er genmeldt i Danmark på efterårstræk.

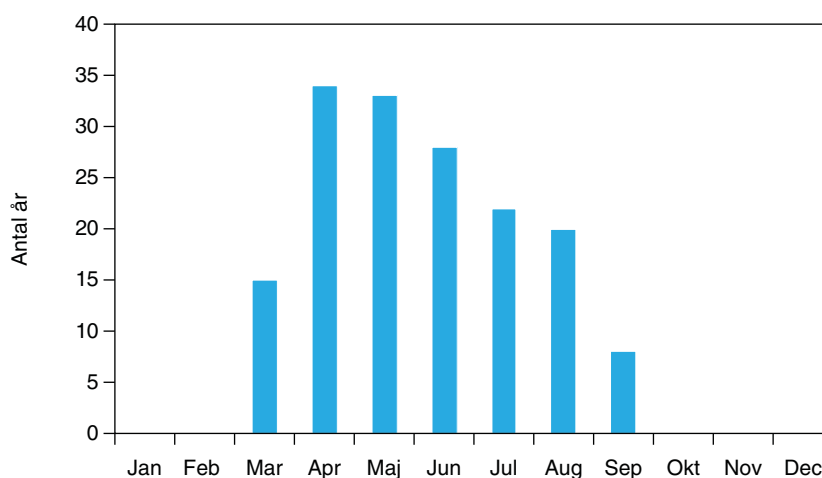
Den danske ynglebestand var i midten af 1990'erne 260-300 par. Bestanden havde formentlig været i tilbagegang siden 1930'erne, og en række ynglelokaliteter fra 1970'erne var forladt i 1990'erne (Grell 1998). Arten er derfor på den danske rødliste opført som "næsten truet". Det skal dog bemærkes, at ynglebestanden i fx Vejlerne, der aktuelt er Danmarks vigtigste ynglelokalitet for arten, har været i fremgang (Kjeldsen 2008), hvorimod arten har været i tilbagegang i Tøndermarsken og på Tipperne (fx Clausen m.fl. 2007), der har været Danmarks vigtigste yngleområder førhen. De nyeste tal for den samlede danske ynglebestand er fra Birdlife International (2004), der angiver 300-500 par og en stigende bestand i Danmark.

Ynglebestandene i Sverige, Finland og Baltikum udgør hhv. 250-400, 1.000-4.000 og 5.000-7.500 par (Birdlife International 2004), i alt 6.000-12.000 par, svarende til en efterårsbestand på ca. 20.000-50.000 fugle. Disse bestande er alle i tilbagegang (Birdlife International 2004). Artens hovedudbredelsesområde er i Rusland, hvor ynglebestanden er anslået til 320.000-475.000 par og stabil (Birdlife International 2004). Vinterbestanden er i 2006 opgjort til 2 millioner fugle. Bestandsudviklingen er dårligt kendt, men meget tyder på, at bestanden er i tilbagegang (Delany m.fl. 2008).

I "Vejledning om jagt" er atlingand opført på listen over jagtbare fuglearter med ugunstig bevaringsstatus, med angivelse af ONC (Office National de la Chasse) som kilde. Ud over at arten er placeret under overskriften "Sårbar, kraftig tilbagegang" er det ikke nærmere begrundet, hvad bedømmelsen baseres på. Birdlife International (2004) angiver, at tilbagegangen primært fandt sted i perioden 1970-1990, og at udviklingen siden 1990 foreløbig vurderes til en tilbagegang på 10%. Selv med denne usikkerhed synes bedømmelsen "ugunstig bevaringsstatus" fortsat rimelig.

Set i forhold til den aktuelle jagttid, hvor svømmeandejagten starter 1. september, er antallet af nedlagte atlingænder fra den lille danske bestand formentlig begrænset. Ud fra data indsamlet på Tippernes feltstation, hvor man siden 1973 har udført systematiske tællinger af bl.a. rastende svømmeænder, kan man således se, at atlingænderne allerede i løbet af august forlader landet, og de sidste ses i september (Fig. 4.4.7). Analysen er baseret på data fra en vestligt beliggende lokalitet i landet – og kunne derfor indeholde en fejlkilde i forhold til vurdering af en trækfugl, der har en generelt østligere udbredelse i Europa, sammenlignet med de øvrige svømmeandearter. En søgning i DOF-basen (1. marts 2009) tyder imidlertid på, at der næppe er et problem. Således er der aktuelt over 2.000 observationer fra maj alene i årene 2004-2008 (simpel standardsøgning tillader ikke udtræk af mere end 2.000 obs.), 814 fra august (1968-2008), 294 fra september (1959-2008) og blot 28 fra oktober (1970-2008).

Figur 4.4.7. Fænologien for atlingand på Tipperne. Kurven viser det antal år af 35 mulige, hvor arten er registreret i en måned på Tipperne ved standardiserede rastefugletællinger 1973-2007. Det skal bemærkes at arten yngler årligt på Tipperne og antallet i maj-juni derfor burde være 35. Fuglene ses dog ikke altid på rastefugletællinger.



Jagten i Danmark

Jagttid

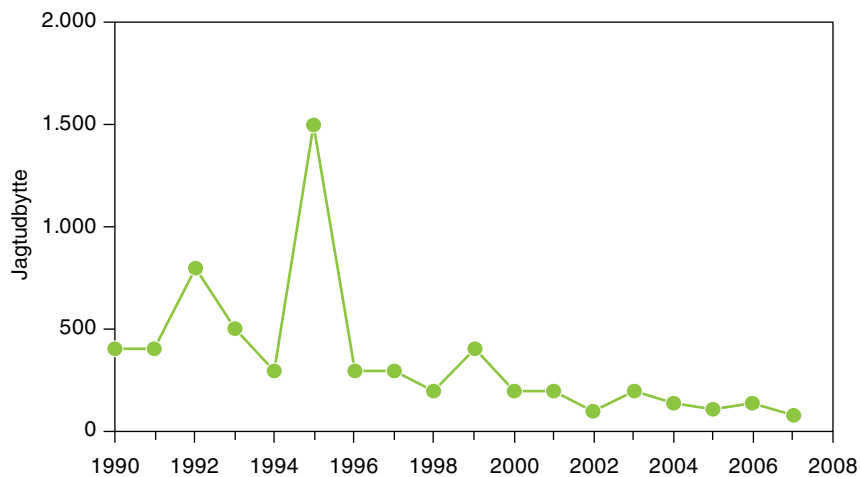
Atlingand har jagttid fra 1.9. til 31.12., på fiskeriterritoriet desuden fra 1.1.-15.1.

Jagtudbytte

Det årlige jagtudbytte, der har været opgjort siden 1969/70, har i hele perioden fra 1970 til 2008 med sikkerhed været faldende. I 1970'erne blev der nedlagt mellem 1.000 og 2.000 individer (Bregnballe m.fl. 2003), i perioden fra 1991 til i dag har det årlige udbytte skønnet ud fra vingeundersøgelserne varieret mellem 82 og 1.500 individer. Sidstnævnte antal er uden tvivl et overestimat forårsaget af en tilfældig høj forekomst af

vinger fra atlingand i den modtagne stikprøve i jagtsæsonen 1995/96, og for atlingand gælder som for knarand, at udbyttetallene er behæftet med nogen usikkerhed, fordi der kun modtages få vinger af arten. Udelades 1995/96-tallet fra en statistisk analyse er der tale om et statistisk signifikant fald (Fig. 4.4.8). Det faldende udbytte afspejler formentlig tilbagegangen i de unglebestande, der passerer Danmark på efterårstrækket.

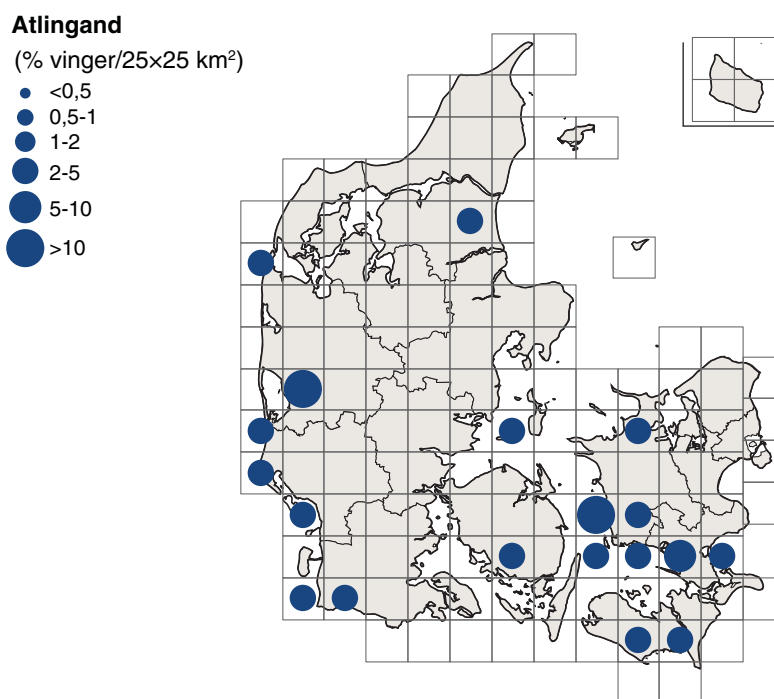
Figur 4.4.8. Det årlige jagtudbytte af atlingænder i Danmark 1990/91-2007/08, beregnet ud fra antal indsendte vinger.



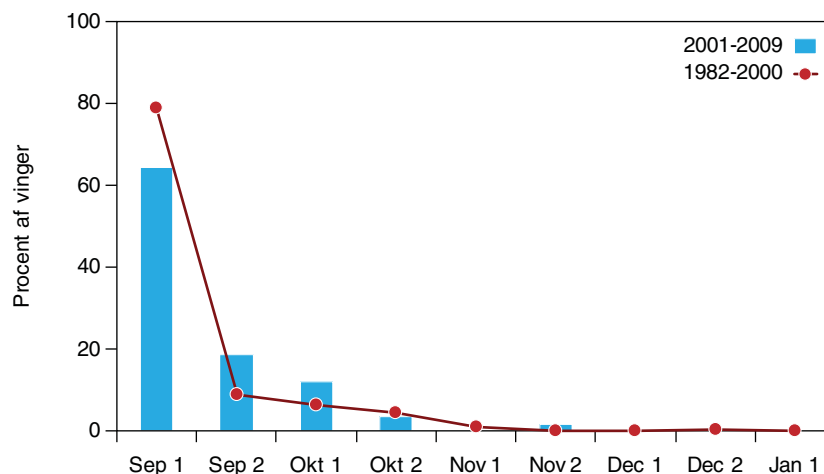
Den regionale fordeling skal tages med forbehold på grund af de få vinger, den er baseret på. Resultaterne indikerer, at de fleste nedlægges i Syd- og Vestsjælland, på Lolland-Falster, ved de vestsjyske fjorde og i omegnen af Vadehavet (Fig. 4.4.9).

Kønsfordelingen af udbyttet er ikke opgjort. Ungfugle udgjorde 65% af de nedlagte fugle i 2004/05-2007/08. Atlingænderne nedlægges i den første del af sæsonen for svømmeænder (Fig. 4.4.10).

Figur 4.4.9. Den geografiske fordeling (i procent) af 41 vinger af atlingand indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Figur 4.4.10. Den tidsmæssige fordeling af 59 vinger af atlingand indsendt i sæsonerne 2001/02-2008/09. Den tidsmæssige fordeling af 219 vinger indsendt 1982/83-2000/01 er vist til sammenligning.



Jagts indflydelse på bestanden

I princippet bidrager jagt på en bestand i tilbagegang til den hastighed, hvormed bestanden går tilbage, jf. Afsnit 3 ovenfor. De seneste 4 år har udbyttet af atlingand, bedømt ud fra vingeundersøgelserne, imidlertid været 82-136 fugle, i gennemsnit 116. I forhold til bestandenes størrelse må dette antal formodes ikke at have nogen målelig effekt på bestandsudviklingen.

Vurdering af gældende jagttid

Det har flere gange været fremført, at atlingand burde fredes pga. bestandens aktuelle status. I jagtmæssige situationer er arten imidlertid meget vanskelig at kende fra krikand, så medmindre man også vil frede krikanden, er det ikke sandsynligt, at en fredning af atlingand vil medføre nogen større nedgang i antallet af atlingænder, der nedlægges.

På den anden side udgør den jagtlig udnyttelse af atlingand i Danmark en meget lille andel af artens samlede dødelighed. Overlevelsen for atlingand er stort set ukendt, men efter al sandsynlighed er den sammenlignelig med krikand, der har en årlig overlevelse på omkring 50% (fx Gitay m.fl. 1990). De bestande, der enten passerer eller potentielt kan passere Danmark på efterårstræk, er sammenlagt aktuelt mellem 20.000 og 50.000 individer, og af dem omkommer altså formentlig 10.000-25.000 individer årligt. Den samlede jagtdødelighed i Danmark må derfor formodes at udgøre 0,2-0,5% af bestanden eller 0,4-1,0% af dens samlede dødelighed årligt.

Selvom jagts indflydelse på bestanden må betegnes som usikker, er det dermed sandsynligt, at den ikke udgør noget problem for bestandene. Vurderingen er dermed, at der ikke findes tungtvejende grunde til at ændre den nuværende jagttid.

Krikand

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	100-300 par
Flyway-bestand	>500.000*. Stigende
Gældende jagttid	1.9.-31.12.**
Jagtudbytte i Danmark	42.600-92.400 individer
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

* Se diskussion i teksten.

** Desuden indtil 15.1. på fiskeriterritoriet.

Forekomst og bestandsudvikling

Krikand er en fåtallig, men regelmæssig ynglefugl i Danmark. Ud over den danske ynglebestand trækker store dele af bestandene fra Fennoskandien, Baltikum og Rusland gennem Danmark om efteråret, i juli-november (Bønløkke m.fl. 2006).

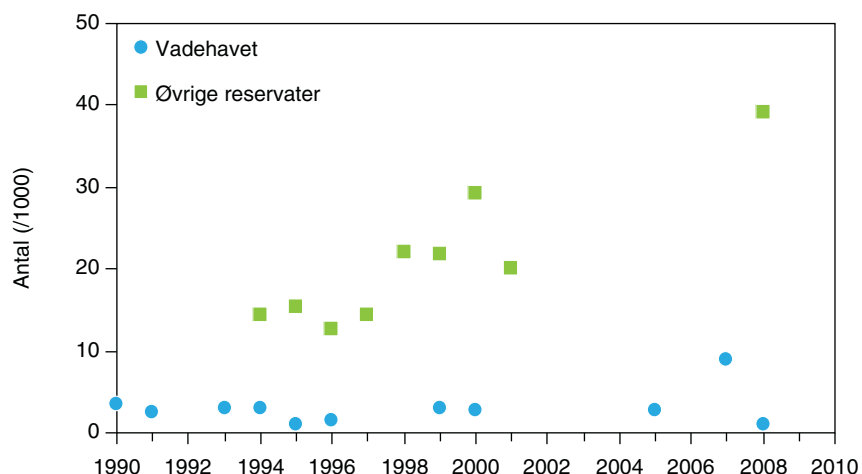
I midten af 1990'erne var den danske ynglebestand på 134-347 par, hvilket tydede på, at bestanden næsten var halveret i forhold til slutningen af 1970'erne (Grell 1998). Arten er bl.a. derfor rødlistet som "næsten truet" på listen over fuglearter, der yngler i Danmark.

De seneste tal for de fennoskandiske ynglebestande er sammenlagt 200.000-330.000 ynglepar, hvortil skal lægges 670.000-760.000 par i Baltikum, Hviderusland og Rusland. Selvom det formentlig kun er en begrænset del af den russiske ynglebestand, der passerer Danmark om efteråret, er bestandsgrundlaget for jagt i Danmark formentlig i størrelsesordenen 400.000-500.000 par, hvilket vil svare til en efterårsbestand på ikke under 1,2 millioner fugle. Birdlife International (2004) angiver, at den finske ynglebestand er gået tilbage i 1990'erne, men vurderer i øvrigt bestandens status som "sikker".

Ud fra midvintertællinger er antallet af overvintrende krikænder i Nordvesteuropa vurderet til 500.000 (Wetlands International 2006), et estimat der formentlig er i underkanten, fordi arten ofte optræder i småsøer og vandhuller, der ikke kan dækkes effektivt ved tællingerne. Selvfølgelig hvis det tages i betragtning, at størsteparten af den årlige mortalitet på ca. 50% (herunder jagtmortaliteten) har fundet sted før tælletidspunktet, virker tallet uforholdsmæssigt lavt. Det samme gælder formentlig optællinger af krikænder, der raster eller overvintrer i Danmark. Den nedenfor anførte udvikling repræsenterer en sammenstilling af data fra et stort antal reservater og kan om ikke andet opfattes som et indeks for bestandsudviklingen.

Endvidere er der et betydeligt overlap mellem den såkaldt nordvesteuropæiske bestand og en østligere bestand (Guillemain m.fl. 2005), hvilket gør, at den gængse opfattelse af to trækveje for krikænder i Europa måske står over for en revision. Indtil det måtte ske forholder vi os til den nordvesteuropæiske andel af krikandebestandene i Europa.

Figur 4.4.11. Udviklingen i antallet af rastende krikænder i oktober måned i den danske del af Vadehavet samt i tilknytning til øvrige vildtreservater i Danmark 1991-2008. Antallene i de øvrige reservater fra efteråret 2008 udgør et minimumsestimat, fordi data fra enkelte reservater endnu ikke er fremsendt til DMU.



Bruges midvintertællingerne som bestandsindeks, viser de nyeste beregninger baseret på midvinteroptællingerne fra 1974-2005, at bestanden er vokset med 2,6% årligt (Delany m.fl. 2008). De antal, der forekommer i Danmark, er ligeledes stigende, jf. optællinger foretaget i Vadehavet og i reservaterne i resten af landet (Fig. 4.4.11).

Jagten i Danmark

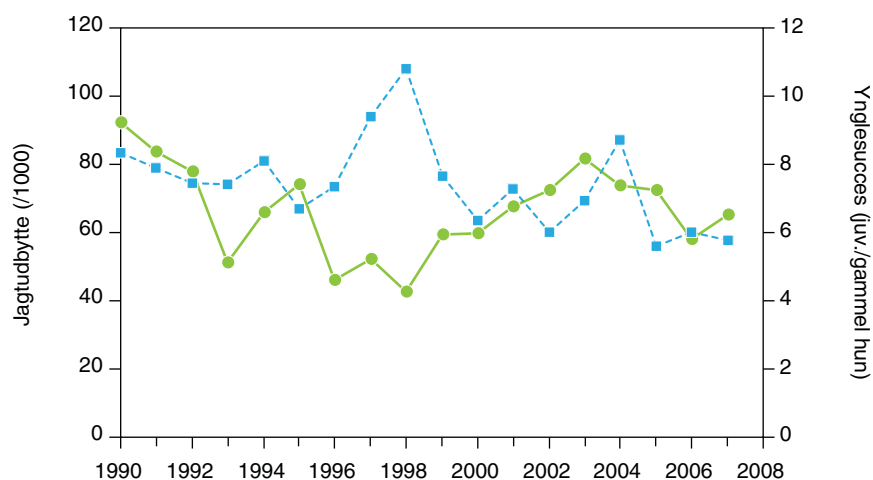
Jagttid

Krikand har aktuelt jagttid fra 1.9. til 31.12., på fiskeriterritoriet desuden til 15.1.

Jagtudbytte

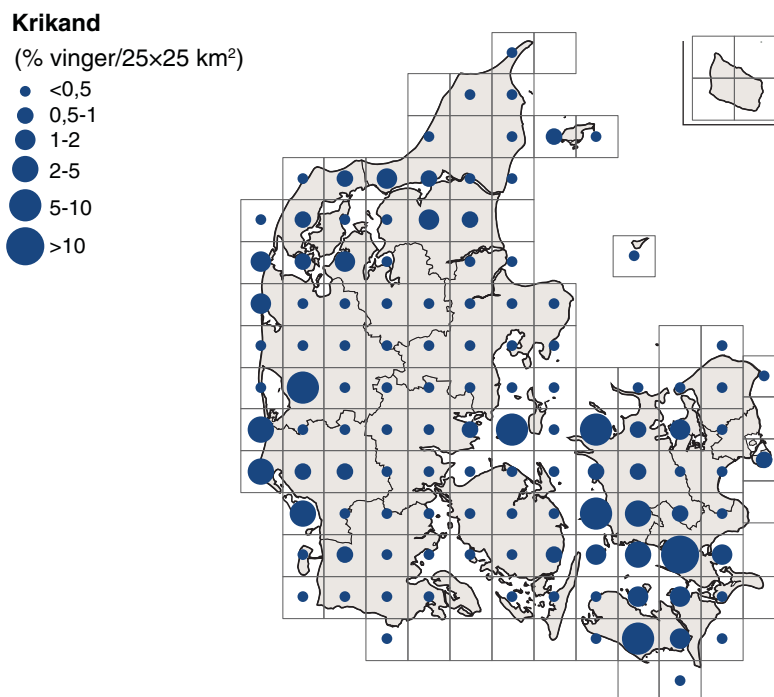
Det årlige jagtudbytte, der har været opgjort siden 1969/70, har i hele perioden fra 1970 til 1990 varieret mellem 50.000 og 105.000 fugle, uden nogen entydig tendens, jf. Bregnballe m.fl. (2003). Siden 1991 har det årlige udbytte varieret mellem 42.600 og 92.400 fugle, er uden nogen statistisk sikker tendens. I modsætning til pibeand afspejler svingningerne i udbyttet kun i ringe omfang variationen i krikændernes reproduktion (Fig. 4.4.12).

Figur 4.4.12. Det årlige jagtudbytte af krikænder i Danmark, 1990/91-2007/08 (beregnet ud fra antal indsendte vinger, fuldt optrukket linje), samt ynglesucces udtrykt ved antal ungfugle (1.-års) nedlagt per gammel hun (stiplet linje).



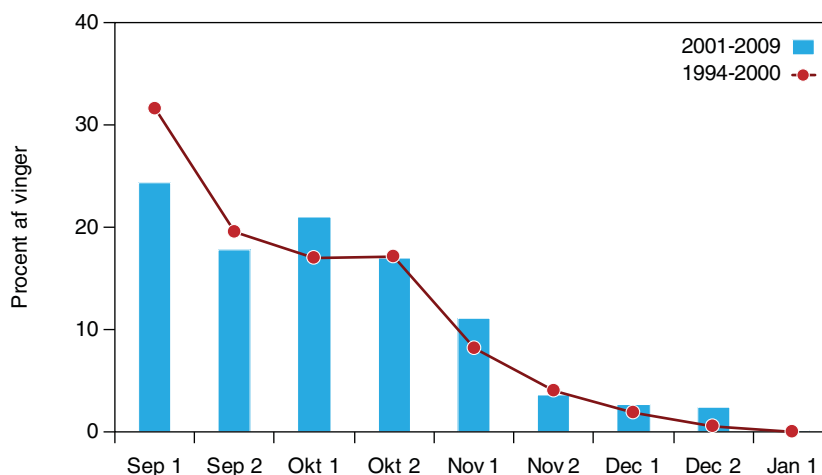
De fleste krikænder nedlægges i Syd- og Vestsjælland, på Lolland-Falster og i Sydvestjylland (Fig. 4.4.13).

Figur 4.4.13. Den geografiske fordeling (i procent) af 21.947 vinger af krikand indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Køns- og alderssammensætning af udbyttet i 2004/05-2007/08 var 16% han ad., 11% hun ad., 40% han juv. og 33% hun juv., en sammensætning der er sammenlignelig med den, der blev fundet af Bregnballe m.fl. (2003). Hovedparten af krikænderne nedlægges i september og første halvdel af oktober, et mønster der har været stabilt siden midten af 1990'erne (Fig.4.4.14). Førhen blev noget større andele nedlagt i september og færre i november (Bregnballe m.fl. 2003).

Figur 4.4.14. Den tidsmæssige fordeling af 33.088 vinger af krikand indsendt i sæsonerne 2001/02-2008/09. Fordelingen af 7.883 vinger indsendt 1994/95-1999/00 er vist til sammenligning.



Jagtens indflydelse på bestanden

Store antal krikænder nedlægges i Rusland, Finland, Sverige, England, Irland, Frankrig og Spanien, og det danske jagtudbytte udgør kun en begrænset del af den samlede jagtlige udnyttelse af arten. På denne bag-

grund burde en vurdering af jagtens bæredygtighed ideelt ske på flyway-niveau, hvilket ikke er muligt, men med henvisning til den årlige stigning i vinterbestands-indeks og det forholdsvis begrænsede antal krikænder, der nedlægges her i Danmark, må jagten her i landet vurderes som bæredygtig.

Vurdering af gældende jagttid

Tilbagegangen i ynglebestanden tilskrives især tilgroning, opdyrkning og dræning af tidligere ynglepladser. Det vurderes, at der ikke er problemer omkring jagttiden.

Spidsand

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	100-200 par
Flyway-bestand	Vurderet til 600.000. Stabil ell. Stigende
Gældende jagttid	1.9.-31.12.*
Jagtudbytte i Danmark	6.000. Svingende mellem 3.000 og 10.000
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

* Desuden indtil 15.1. på fiskeriterritoriet.

Forekomst og bestandsudvikling

Spidsand er en fåtallig ynglefugl i Danmark, tilknyttet salte og ferske enge med lavvandede vådområder. De danske ynglefugle tilhører den nordvesteuropæiske bestand, der yngler i Fennoskandien, Nordrusland og Vestsibirien og overvintrer i Nord- og Vesteuropa. Ringmærkning viser, at en ikke ubetydelig andel af de østligere bestande, der yngler i Nordrusland, Vest- og Centralsibirien og i store antal overvintrer ved Sortehavet, Middelhavet og især i Vestafrika, også forekommer i Danmark på træk (Bønløkke m.fl. 2006), og der er dermed ikke nogen klar afgænsning mellem de to trækveje. Spidsand forekommer ret almindeligt på træk i marts-maj og august-november samt som overvintrende i milde vintre.

Den danske ynglebestand var i midten af 1990'erne på 119-186 par og har muligvis været i tilbagegang siden 1970'erne (Grell 1998). Arten er derfor rødlistet som sårbar i Danmark.

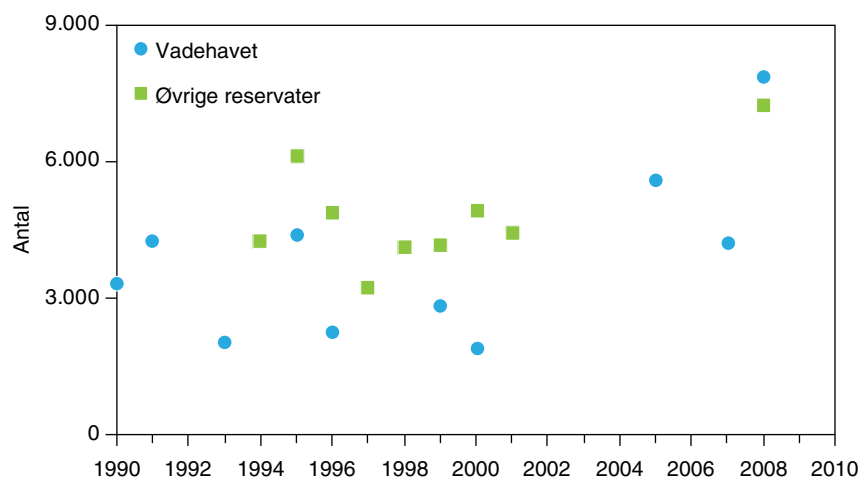
Problemerne med at afgrænse de to flyway-bestande afspejles i bestandsestimaterne. De største ynglebestande, hhv. i Sverige (600-1.100 par), Finland (15.000-25.000 par) og Rusland (300.000-325.000 par), opgives af Birdlife International (2004) at være i tilbagegang. Sammenlagt udgør disse bestande 315.000-350.000 par, hvilket vil svare til en efterårsbestand på ikke under 1 mio. fugle, og sandsynligvis noget mere. Wetlands International (2006) opgør den nordvesteuropæiske flyway-bestand til 60.000 fugle, og den nordøsteuropæiske-vestafrikanske til 750.000. Når det tages i betragtning, at disse to tal stammer fra vintertællinger, hvor en del af mortaliteten (bl.a. afskydning) har fundet sted, passer disse tal ganske godt sammen. Men når det tages i betragtning, at der alene i Danmark nedlægges ca. 7.000 spidsænder årligt, er det klart, at en ikke ubetydelig del af fuglene fra den nordøsteuropæiske-vestafrikanske flyway må passere Vesteuropa på efterårstrækket.

Denne usikkerhed afspejler sig også i de forskellige statusvurderinger. I "Vejledning om jagt" er spidsand angivet at have ugunstig bevaringsstatus, med angivelse af "98 DMU" som kilde. DMU har imidlertid ikke vurderet bevaringsstatus for spidsand i 1998, så vurderingen må være foretaget af kommissionens egne embedsmænd. Der gives ikke nogen nærmere begrundelse for vurderingen, ud over at arten er placeret under overskriften "Sårbar, kraftig tilbagegang". Denne vurdering er noget stærkere end den, der er givet af Birdlife International (2004), hvis konklusion er 'provisionally evaluated as declining'.

Vurderingen er desuden et eksempel på, hvor vigtigt det er at præcisere, hvilke bestande der vurderes. Den del af bestanden, der passerer Vesteuropa på trækket, har været stabil fra midt i 1970'erne og til ca. 2000, mens den del, der passerer det østlige Middelhav, har været i tilbagegang. Siden 2000 har bestandsindeks i Nord-, Central- og Vesteuropa samt i det vestlige Middelhavsområde været klart stigende, mens tendensen i den østlige del af Middelhavet samt Sortehavet har været faldende (Delany m.fl. 2008). Antallet i Danmark er meget varierende fra år til år, men de nyeste tal fra såvel Vadehavet som de øvrige reservater er de højeste registreret i perioden 1990-2008 (Fig. 4.4.15).

Ud fra disse tal må det vurderes, at de problemer, der er omkring spidsand, omfatter artens østlige flyway-bestand, mens der ikke er noget, der tyder på problemer med artens status i Vesteuropa.

Figur 4.4.15. Udviklingen i antallet af rastende spidsænder i oktober måned i den danske del af Vadehavet samt i tilknytning til øvrige vildtreservater i Danmark 1990-2008. Antallene i de øvrige reservater fra efteråret 2008 udgør et minimumestimat, fordi data fra enkelte reservater endnu ikke er fremsendt til DMU.



Jagten i Danmark

Jagttid

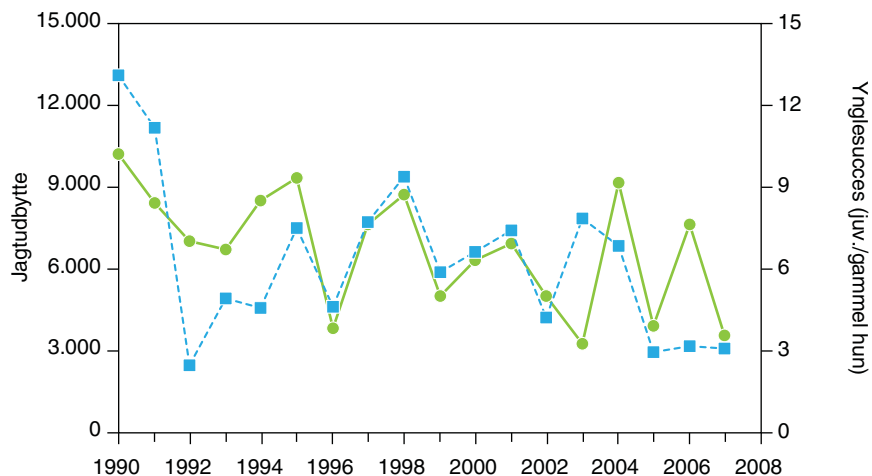
Spidsand har aktuelt jagttid fra 1.9. til 31.12., på fiskeriterritoriet desuden indtil 15.1.

Jagtudbytte

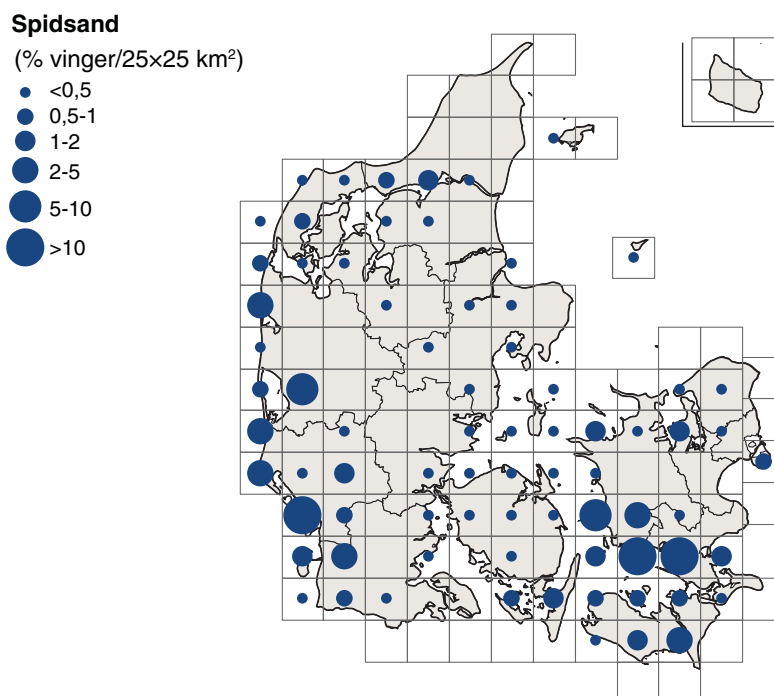
Det årlige jagtudbytte, der har været opgjort siden 1969/70, har i hele perioden fra 1970 til 1990 været stærkt varierende (mellem 4.000 og 14.000 fugle) uden nogen entydig tendens, jf. Bregnballe m.fl. (2003). I perioden fra 1991 til i dag har det beregnede årlige udbytte varieret mellem 3.227 og 10.200 fugle, og været signifikant faldende. I de seneste 5 sæsoner har det i gennemsnit udgjort ca. 5.600 fugle. Svingningerne i udbyttet afspejler i et vist omfang variationer i ændernes reproduktion (Fig. 4.4.16).

De fleste spidsænder nedlægges i Sydsjælland, ved de vestjyske fjorde og i Vadehavet (Fig. 4.4.17), der også er de områder, hvor de største antal forekommer (Clausen m.fl. 2004, Søgaard m.fl. 2005).

Figur 4.4.16. Det årlige jagtudbytte af spidsænder i Danmark (beregnet ud fra antal indsendte vinger, fuldt optrukket linje) samt ynglesucces udtrykt ved antal ungfugle (1.-års) nedlagt per gammel hun (stiplet linje), 1990/91-2007/08.

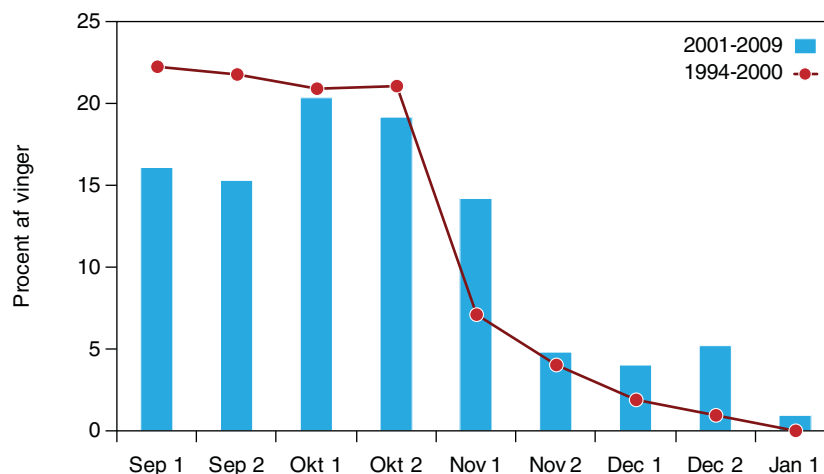


Figur 4.4.17. Den geografiske fordeling (i procent) af 1.693 vinger af spidsand indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Køns- og alderssammensætning af udbyttet i sæsonerne 2004/05-2007/08 var 22% han ad., 15% hun ad., 31% han juv. og 32% hun juv. – hvilket kunne antyde, at der i de senere år er skudt flere adulte fugle end førhen. Bregnballe m.fl. (2003) opgav 16% han ad., 12% hun ad. og 72% juvenile. Spidsænderne nedlægges omtrent lige hyppigt i september, oktober og første halvdel af november, hvorefter udbyttet falder, et mønster der har været stabilt siden midten af 1990'erne (Fig. 4.4.18). Førhen blev en større andel nedlagt i september og færre i anden halvdel af oktober og november (Bregnballe m.fl. 2003).

Figur 4.4.18. Den tidsmæssige fordeling af 2.337 vinger af spidsand indsendt i sæsonerne 2001/02-2008/09. Fordelingen af 928 vinger indsendt 1994/95-2000/01 er vist til sammenligning.



Jagten indflydelse på bestanden

Uanset den tvivl, der kan være omkring størrelsen af de spidsandebestande, der passerer Danmark på efterårstrækket, må et gennemsnitligt årligt udbytte på ca. 7.000 fugle repræsentere en ret begrænset del af bestanden. Da antallet af spidsænder på denne trækvej aktuelt er stigende, efter en længere årrække med stabilitet, kan jagten i Danmark vurderes som bæredygtig.

Vurdering af gældende jagttid

Den nuværende jagt på spidsand er bæredygtig, og der er således ikke grund til at ændre på de nuværende jagttider. Den danske ynglebestand er rødlistet som sårbar, pga. bestandens størrelse. En jagttid på spidsand vil selvsagt indebære en vis risiko for, at fugle fra den danske ynglebestand nedlægges – hvad der i øvrigt også kan ske i andre EU-lande under efterårstrækket. Der er umiddelbart ingen nærliggende forvaltningsmæssige tiltag, der kan sikre, at denne risiko minimeres.

Pibeand

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	4-15 par
Flyway-bestand	1.500.000. Stigende
Gældende jagttid	1.9.-31.12.*
Jagtudbytte i Danmark	28.600-66.500 individer
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

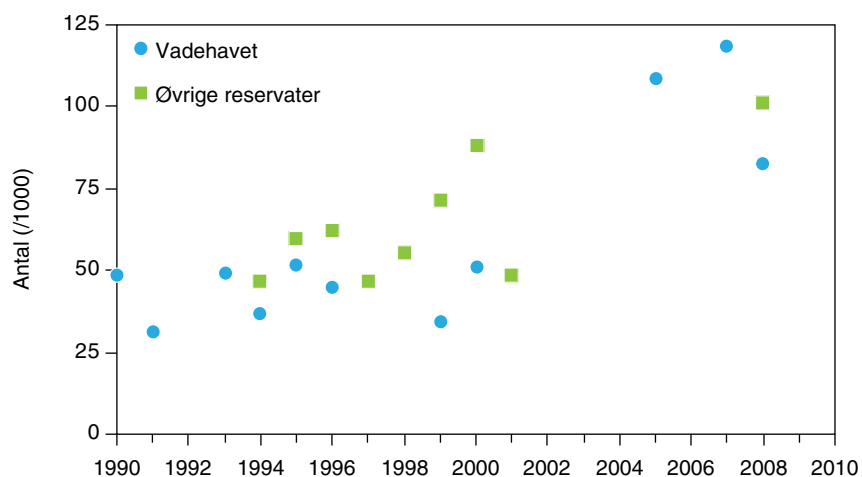
* Desuden indtil 15.1. på fiskeriterritoriet.

Forekomst og bestandsudvikling

Pibeand er en sjælden og uregelmæssig ynglefugl i Danmark. Derudover er arten en meget almindelig trækgæst. Fugle fra den nordvesteuropæiske bestand, der har yngleområder i Fennoskandien, det nordlige Rusland og vestlige Sibirien passerer landet på træk i marts-maj og august-november, og overvintrer i Nordvesteuropa, herunder Danmark, i milde vintre.

Danmark ligger i udkanten af pibeandens yngleområde, og kun få par yngler årligt (Bønløkke m.fl. 2006). Antallet opgives til 4-15 par (Grell 1998), og ynglebestanden i Danmark er rødlistet som "sårbar". Der er ingen oplysninger om antallet af ynglepar i de enkelte lande (Birdlife International 2004), men flyway-bestanden er vurderet til 1,5 mio. fugle (Wetlands International 2006) og if. de nyeste indeksberegninger baseret på midvinteroptællingerne fra 1974-2005 er den vokset med 3,6% årligt (Delany m.fl. 2008). Antallene af rastende fugle om efteråret i Danmark er ligeledes stigende (Fig. 4.4.19).

Figur 4.4.19. Udviklingen i antallet af rastende pibeænder i oktober måned i den danske del af Vadehavet samt i tilknytning til øvrige vildtreservater i Danmark 1991-2008. Antallene i de øvrige reservater fra efteråret 2008 udgør et minimumestimat, fordi data fra enkelte reservater endnu ikke er fremsendt til DMU.



Jagten i Danmark

Jagttid

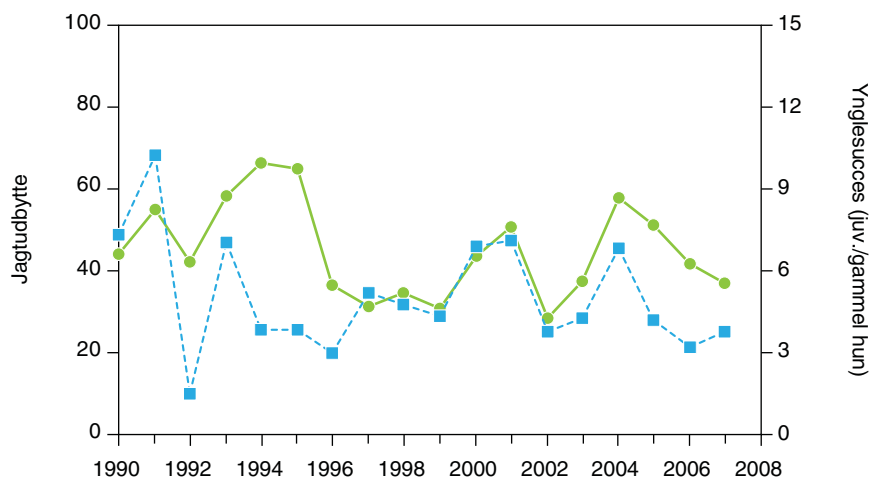
Pibeand har aktuelt jagttid fra 1.9. til 31.12., på fiskeriterritoriet desuden til 15.1.

Jagtudbytte

Det årlige jagtudbytte, der har været opgjort siden 1969/70, har i hele perioden fra 1970 til 1990 varieret mellem 20.000 og 60.000 fugle, uden

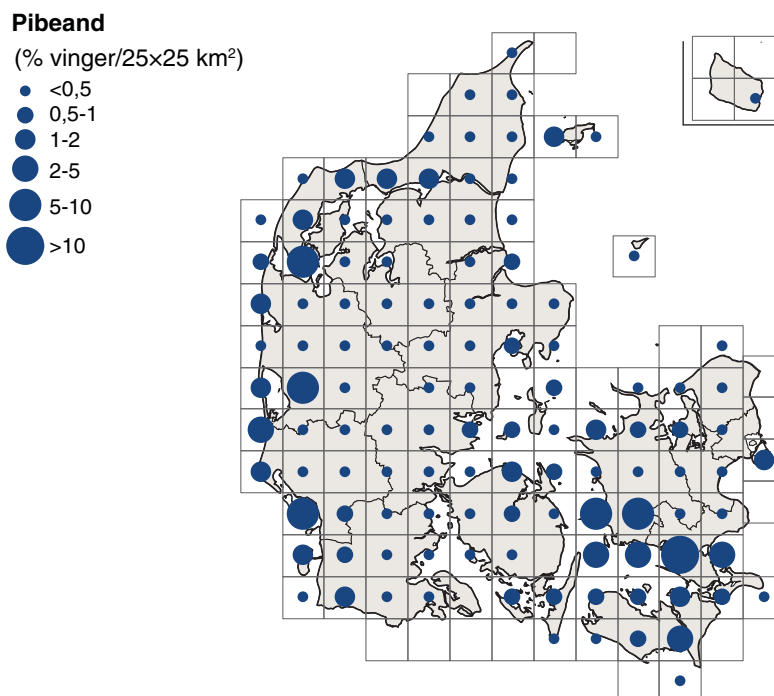
nogen entydig tendens, jf. Bregnballe m.fl. (2003). Siden 1991 har det årlige udbytte varieret mellem 28.600 og 66.500 fugle, og det må betegnes som stærkt varierende uden nogen statistisk sikker tendens. Svingningerne i udbyttet afspejler i et vist omfang variationer i pibeændernes reproduktion (Fig. 4.4.20).

Figur 4.4.20. Det årlige jagtudbytte af pibeænder i Danmark 1990/91-2007/08 (beregnet ud fra antal indsendte vinger, fuldt optrukket linje), samt ynglesucces udtrykt ved antal ungfugle (1.-års) nedlagt per gammel hun (stiplet linje).



De fleste pibeænder nedlægges i Sydsjælland, på Lolland-Falster og Møn, ved de vestjyske fjorde og i Vadehavet (Fig. 4.4.21), der også er de områder hvor de største antal forekommer (Clausen m.fl. 2004, Søgaard m.fl. 2005).

Figur 4.4.21. Den geografiske fordeling (i procent) af 11.712 vinger af pibeand indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.



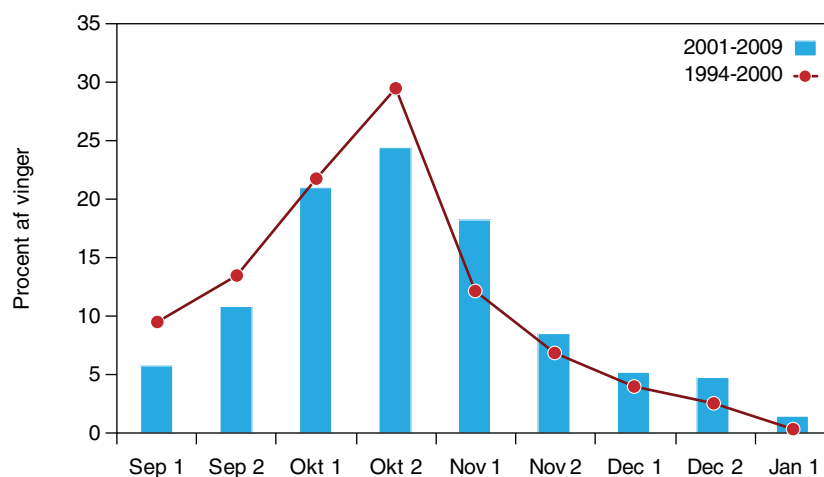
Køns- og alderssammensætning af udbyttet i 2004/05-2007/08 var 29% han ad., 13% hun ad., 31% han juv. og 28% hun juv., en sammensætning der er sammenlignelig med opgørelsen i sidste statusrapport (Bregnballe m.fl. 2003). Hovedparten af pibeænderne nedlægges i oktober og første

halvdel af november, et mønster der har været stabilt siden midten af 1990'erne (Fig.4.4.22). Førhen blev en større andel nedlagt i september og færre i november (Bregnballe m.fl. 2003).

Jagten indflydelse på bestanden

Bestanden er stigende, og jagten i Danmark kan derfor vurderes som bæredygtig.

Figur 4.4.22. Den tidsmæssige fordeling af 16.361 vinger af pibeand indsendt 2001/02-2008/09. Fordelingen af 5.111 vinger indsendt 1994/95-2000/01 er vist til sammenligning.



Vurdering af gældende jagttid

Den nuværende jagt på pibeand er bæredygtig, og der er således ikke grund til at ændre på de nuværende jagttider. Den danske ynglebestand er rødlistet som sårbar, pga. bestandens meget lille størrelse. En jagttid på pibeand vil selvsagt indebære en vis risiko for, at fugle fra den danske ynglebestand nedlægges – hvad der i øvrigt også kan ske i andre EU-lande under efterårstrækket. Der er umiddelbart ingen nærliggende forvaltningsmæssige tiltag, der kan sikre, at denne risiko minimeres.

Skeand

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	800-1.000 par.
Flyway-bestand	400.000. Stigende.
Gældende jagttid	1.9.-31.12.*
Jagtudbytte i Danmark	1.360-5.500 individer
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

* Samt indtil 15.1. på fiskeriterritoriet.

Forekomst og bestandsudvikling

Skeand er en fåtallig ynglefugl i Danmark. De danske ynglefugle er en del af den nordvesteuropæiske bestand, der har overvintringsområde i Vesteuropa. Fugle fra ynglepladser i Fennoskandien, Baltikum og Nordvestrusland forekommer almindeligt på træk i marts-maj og juli-oktober (november), mens kun få skeænder overvintrer i Danmark (i milde vintre).

Den danske ynglebestand blev i midten af 1990'erne anslået til 800-1.000 par, formentlig en fremgang på 20-25% i forhold til slutningen af 1970'erne (Grell 1998). Der er mindre ynglebestande i Norge, Sverige og Baltikum, men hovedparten af de skeænder, der passerer Danmark på efterårstræk, yngler i Finland (10.000-12.000 par) og Rusland (140.000-160.000 par), (Bønløkke m.fl. 2006, Birdlife International 2004). Det svarer til en efterårsbestand på ikke under 400.000-500.000 fugle. Ud fra vintertællinger er bestanden vurderet til 400.000 fugle (Wetlands International 2006), og if. de nyeste indeksberegninger baseret på midvinteroptællingerne fra 1974-2005 er den vokset med 9,1% årligt (Delany m.fl. 2008). Antallet i Danmark er ligeledes stigende, jf. optællinger foretaget i reservaterne (Fig. 4.4.23).

Figur 4.4.23. Antallet af rastende skeænder i oktober måned udenfor Vadehavet (dvs. i tilknytning til øvrige vildtreservater) i Danmark 1991-2008. Antallene fra efteråret 2008 udgør et minimumestimat, fordi data fra enkelte reservater endnu ikke er fremsendt til DMU.



Jagten i Danmark

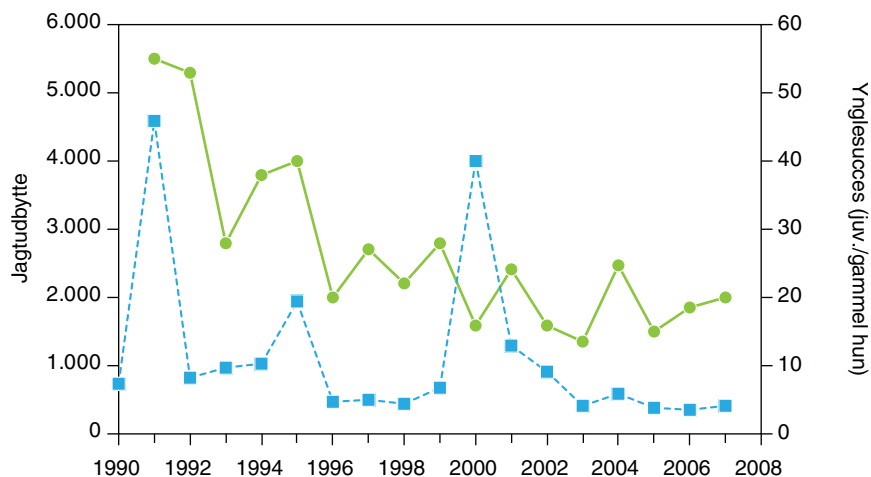
Jagttid

Skeand har aktuelt jagttid fra 1.9. til 31.12., på fiskeriterritoriet desuden til 15.1.

Jagtudbytte

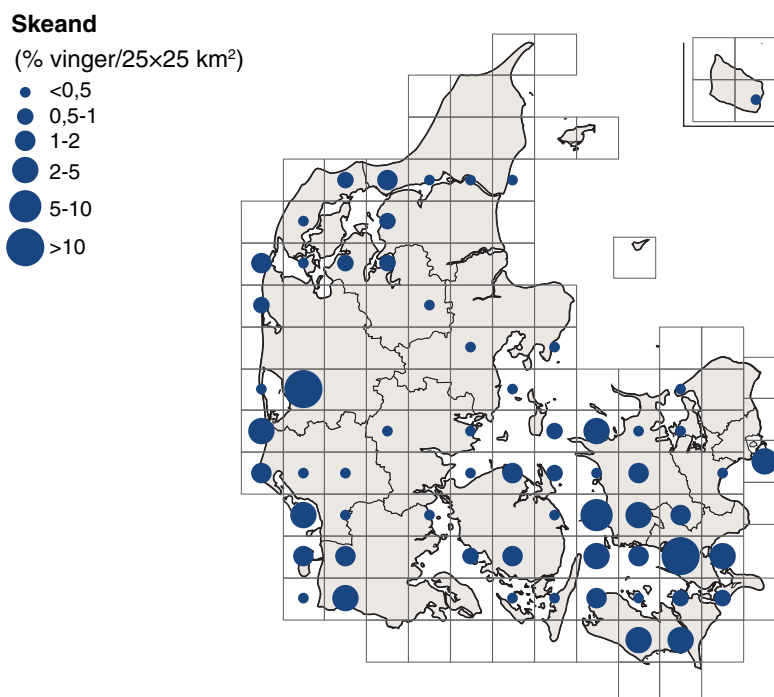
Det årlige jagtudbytte, der har været opgjort siden 1969/70, har i perioden fra 1970 til 1990 varieret mellem 3.000 og 11.000 fugle, men med en faldende tendens (Bregnballe m.fl. 2003). Denne udvikling er fortsat i perioden fra 1991 til i dag, hvor det årlige årlige udbytte har varieret mellem 1.360 og 5.500 fugle, men er signifikant faldende. Svingningerne i udbyttet afspejler i et vist omfang variationer i skeændernes reproduktion (Fig. 4.4.24).

Figur 4.4.24. Det årlige jagtudbytte af skeænder i Danmark, 1990/91-2007/08 (beregnet ud fra antal indsendte vinger, fuldt optrukket linje), samt ynglesucces udtrykt ved antal ungfugle nedlagt per gammel hun (stiplet linje). De meget store ungfugleandele i to af årene afspejler usikkerheder på estimeret baseret på små stikprøver.



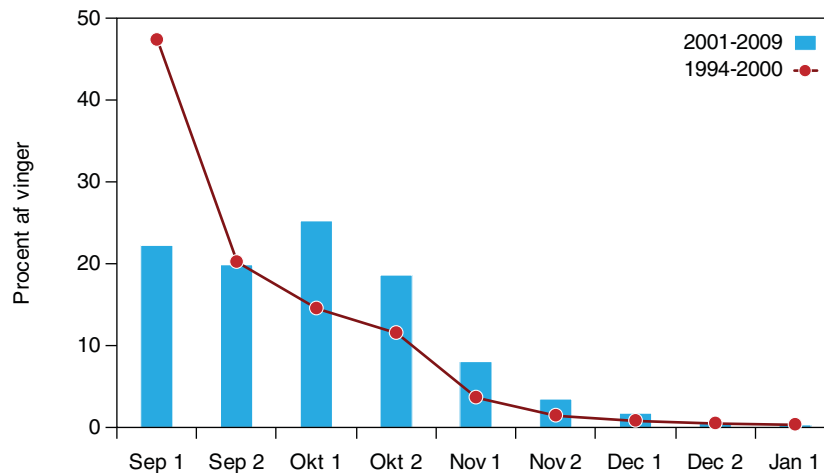
De fleste skeænder nedlægges i Sydsjælland, på Lolland-Falster og Møn, ved de vestjyske fjorde og i Vadehavet (Fig. 4.4.25), dvs. i de områder, hvor de største antal forekommer (Clausen m.fl. 2004, Søgaard m.fl. 2005).

Figur 4.4.25. Den geografiske fordeling (i procent) af 506 vinger af skeand indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Køns- og alderssammensætning af udbyttet i 2004/05-2007/08 var 23% han ad., 14% hun ad., 33% han juv. og 30% hun juv., hvilket antyder, at der aktuelt nedlægges en større andel af adulte fugle end førhen (Bregnballe m.fl. 2003 angiver 80% juvenile). Hovedparten af skeænderne nedlægges i september og oktober, og stadig flere skeænder nedlægges senere på sæsonen end førhen (Fig. 4.4.26).

Figur 4.4.26. Den tidsmæssige fordeling af 717 vinger af skeand indsendt i sæsonerne 2001/02-2008/09. Fordelingen af 366 vinger indsendt 1994/95-1999/00 er vist til sammenligning.



Jagten indflydelse på bestande

Bedømt ud fra midvintertællingerne vokser den del af bestanden, der trækker gennem NV-Europa. Jagten kan derfor vurderes som bæredygtig.

Vurdering af gældende jagttid

Den nuværende jagt på skeand er bæredygtig, og der er således ud fra en bestandsbiologisk betragtning ikke grund til at ændre på de nuværende jagttider.

Knarand

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	300-500 par
Flyway-bestand	60.000. Stigende
Gældende jagttid	1.9.-31.12.*
Jagtudbytte i Danmark	600-800
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

* Desuden indtil 15.1. på fiskeriterritoriet.

Forekomst og bestandsudvikling

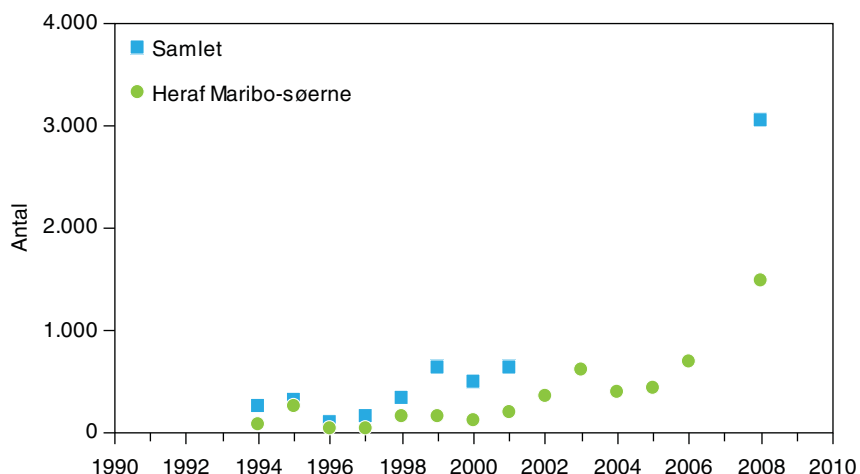
Knarand er en relativt nyindvandret og fåtallig, men stadig mere udbredt, ynglefugl i Danmark. Arten yngler også i mindre antal i fx Sverige og Finland, men er meget mere talrig i Polen og Tyskland, og det er formentlig især fugle herfra, der om efteråret opholder sig i Danmark. Fugle fra den engelske ynglebestand kan også nå Danmark, fx er to fugle ringmærket som unger i England gemeldt fra Danmark to måneder senere (Bønløkke m.fl. 2006).

Den danske ynglebestand blev i midten af 1990'erne anslået til 178-298 par, en tredobling i forhold til slutningen af 1970'erne (Grell 1998). Efterfølgende er den vurderet til 300-500 par af Birdlife International (2004). Ynglebestandene i de lande, hvis fugle passerer Danmark om efteråret, udgør sammenlagt 6.000-10.000 par, heri ikke indregnet den russiske ynglebestand (Birdlife International 2004). Det svarer til en efterårsbestand på ikke under 20.000 fugle, og sandsynligvis mere. Vinterbestanden er vurderet til 60.000 fugle (Wetlands International 2006), og if. de nyeste indeksberegninger baseret på midvinteroptællingerne fra 1974-2005 er den vokset med 9,4% årligt. Knaranden er dermed den svømmeand i vores del af Europa, der er mest i fremgang (Delany m.fl. 2008).

I "Vejledning om jagt" er knarand på listen over arter med ugunstig bevaringsstatus, med angivelse af Wetlands International som kilde. Wetlands International vurderer imidlertid ikke bevaringsstatus i sine rapporter, kun om en bestand er stabil, stigende eller faldende, så vurderingen må være foretaget af Kommissionens embedsmænd. Der er ikke givet nogen nærmere begrundelse for vurderingen, ud over at arten står under overskriften "Sårbar, kraftig tilbagegang". BirdLife International (2004) betegner bestanden som 'depleted' (udtyndet), med henvisning til at der engang skulle have været en større bestand. Hvorvidt det er tilfældet er uvist, men det gælder med sikkerhed ikke Danmark: Sammenligner man den aktuelle status for artens yngleudbredelse (Grell 1998) og rasteforekomst i Danmark (se nedenfor) er der ingen tvivl om, at arten i dag er langt mere talrig og udbredt end den har været i 1800- og 1900-tallet (Kjærbølling 1852, Schiøler 1925, Salomonsen 1963, Løppenthin 1967).

Bestanden i Danmark om efteråret er ligeledes stigende, jf. optællingerne fra reservaterne (Fig. 4.4.27). Antallet af fugle i reservaterne udgør, i modsætning til fx spids- og pibeand, måske en mindre andel af den samlede forekomst, fordi knarand er en art der ofte forekommer i moser, mindre søer, laguner og nor.

Figur 4.4.27. Antallet af rastende knarænder i september måned i tilknytning til vildtreservater i Danmark (undtaget Vadehavet) 1994-2008, samt antallet i Mari-bo-søerne, Danmarks vigtigste lokalitet for arten. Antallene fra efteråret 2008 udgør et minimum estimat, fordi data fra enkelte reservater endnu ikke er fremsendt til DMU.



Jagten i Danmark

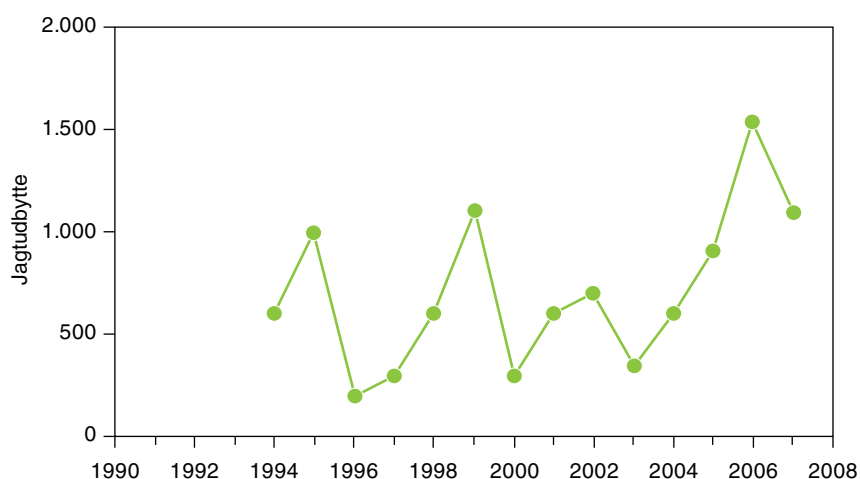
Jagttid

Knarand har aktuelt jagttid fra 1.9. til 31.12., på fiskeriterritoriet desuden til 15.1.

Jagtudbytte

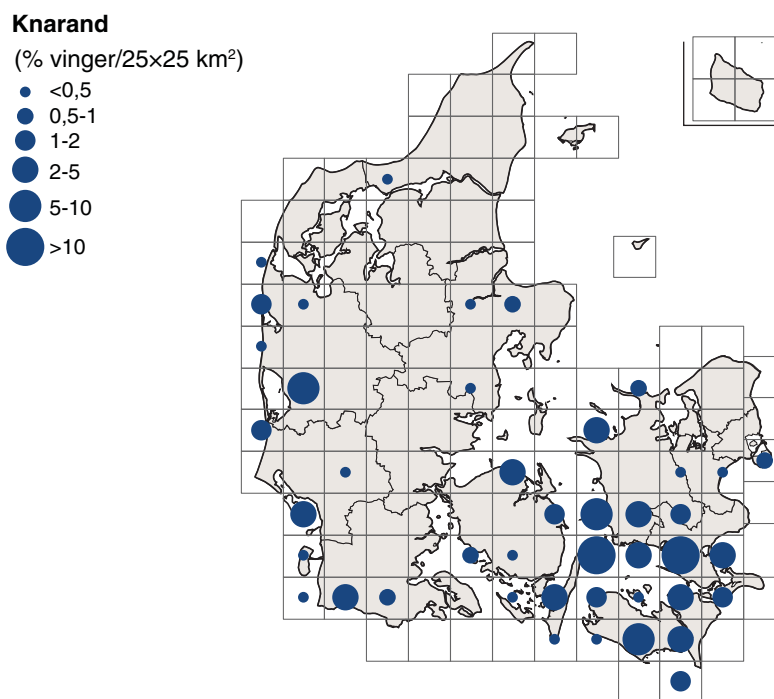
Jagttid på knarand blev indført i 1994. Det årlige jagtudbytte har siden da har varieret mellem 200 og 1.500 individer, men disse antal skal tages med betydeligt forbehold, fordi udbyttet stadig er relativt begrænset, og en enkelt jægers indsendelse af knarandevinger vil kunne påvirke det skønnede udbytte. Med dette forbehold indikerer udbyttetallene en tendens til stigende udbytte, der dog ikke er statistisk signifikant (Fig. 4.4.28). Det gennemsnitlige udbytte 1995-2008, der er noget sikrere end skønnene for de enkelte år, er ca. 700 fugle årligt.

Figur 4.4.28. Det årlige jagtudbytte af knarand i Danmark, 1994/95-2007/08, beregnet ud fra antal indsendte vinger.



De fleste knarænder nedlægges på Sydsjælland, Lolland-Falster og Fyn, ved Skjern Å, på Fanø og i Tøndermarsken (Fig. 4.4.29), der også er de områder hvor de største antal forekommer (Grell 1998, Søgaard m.fl. 2005).

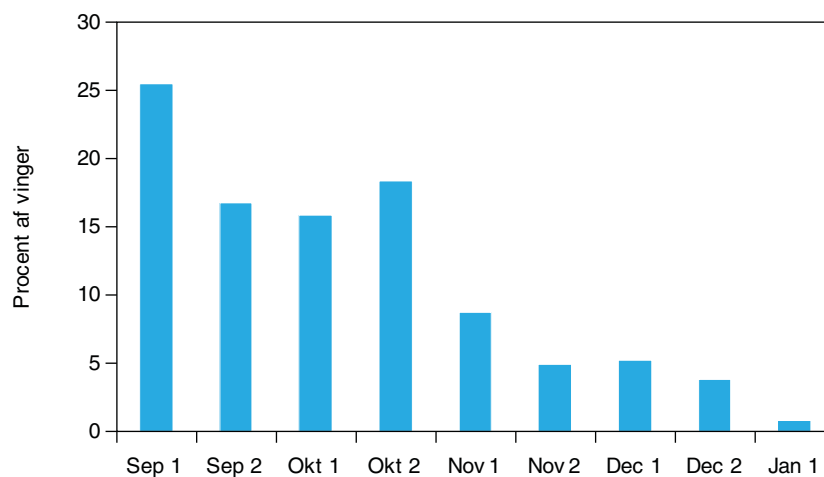
Figur 4.4.29. Den geografiske fordeling (i procent) af 294 vinger af knarand indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Køns- og alderssammensætning af udbyttet i 2004/05-2007/08 var 28% han ad., 15% hun ad., 31% han juv. og 26% hun juv, men andelene skal tages med forbehold på grund af et begrænset datamateriale.

Hovedparten af knarænderne nedlægges i september og oktober. Førhen blev en større andel tilsyneladende nedlagt i september og færre i november (Bregnballe m.fl. 2003), men forskydningen skal tages med forbehold på grund af et begrænset datamateriale (Fig.4.4.30).

Figur 4.4.30. Den tidsmæssige fordeling af 365 vinger af knarand indsendt i sæsonerne 2000/01-2008/09.



Jagtens indflydelse på bestanden

Bestandene af knarand er i vækst over stort set hele artens udbredelsesområde, og sammenlagt udviser arten den højeste vækstrate af samtlige arter svømmeænder i NV-Europa. Det kan derfor konkluderes, at den jagtlige udnyttelse er bæredygtig.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en bestandsbiologisk betragtning er der ikke grund til at ændre på de gældende jagttider.

4.5 Dykænder

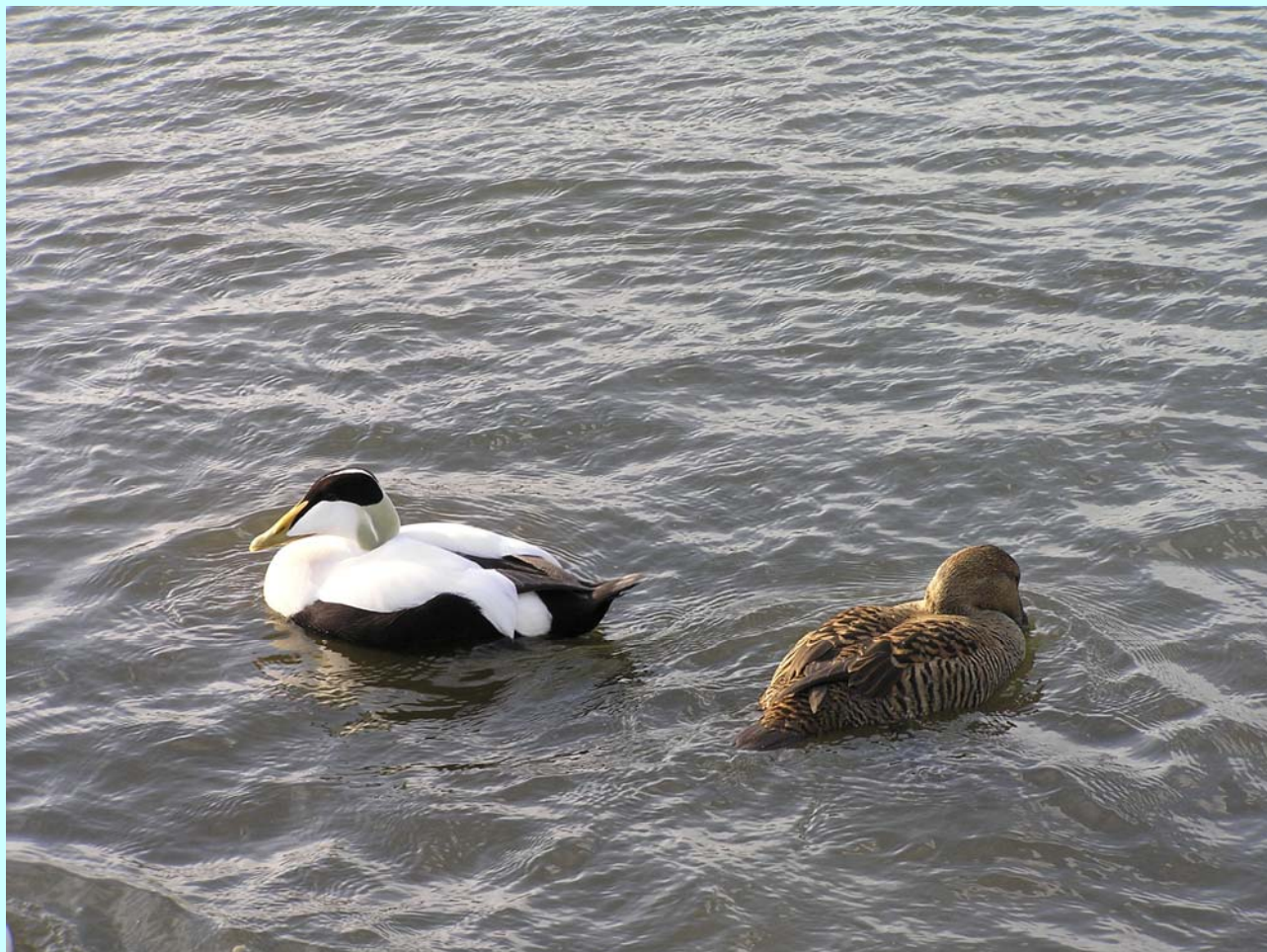


Foto: Thomas Kjær Christensen.

I alt 10 arter dykænder har jagttid i Danmark. Af disse figurerer kun ederfugl som en selvstændig art i udbyttestatistikken, mens de øvrige 9 (taffeland, troldand, bjergand, hvinand, havlit, sortand, fløjsand, toppet skallesluger og stor skallesluger) er samlet under rubrikken "Andre dykænder". For disse arter kan en videre opløsning af tallene kun foretages ud fra DMU's vingeundersøgelser.

Dykandearterne kan opdeles i forskellige grupperinger efter deres levevis. Nedenstående gennemgang omfatter hhv. de såkaldte havdykænder og de seks øvrige arter.

4.5.1 Havdykænder

De fire almindeligt forekommende arter af havdykænder i Danmark - ederfugl, havlit, sortand og fløjsand - har alle en jagttid. På grund af de store forekomster er der i Danmark udviklet en stærk tradition for jagt på dykænder fra båd, og havdykænderne adskiller sig fra de fleste andre jagtbare trækfuglearter ved, at Danmark er det land, der tager den største del af det samlede europæiske udbytte. Ikke mindst af denne grund har den såkaldte "havjagt" været omdebatteret.

Der er aktuelt en række problemer omkring disse bestande, som giver anledning til en mere indgående overvejelse af jagten i Danmark. Disse problemer kan sammenfattes som:

- Bestandsudviklingen for ederfugl: Dele af de bestande af ederfugl, der jages i Danmark, har været i tilbagegang siden midten af 1990'erne.
- Bestandsudviklingen for fløjsand. Antallet af overvintrende fløjsænder i de danske farvande har været faldende siden 1990'erne. Nogle steder er fløjsand vurderet som havende ugunstig bevaringsstatus. EU har udarbejdet en forvaltningsplan for arten /Den Europæiske Kommission 2005).
- Forstyrrelseseffekter og behovet for oprettelse af jagtfrie områder for havdykænder. Specielt har den danske motorbådsjagt været omdebatteret i en årrække.

De første to af disse punkter diskuteres efterfølgende under afsnittene om de enkelte arter. Forstyrrelseseffekter mv. er diskuteret i de følgende afsnit, der er fælles for de fire arter.

Havdykænders økologi

Havdykænder lever af bunddyr, primært muslinger. De danske farvande er lavvandede, næringsrige og som oftest isfrie vinteren igennem. Det er af denne grund, de udgør Europas største og mest betydningsfulde overvintringsområde for disse fugle. Det er dog ikke alene som overvintringsområde, de danske farvande har betydning. Flere hundrede tusinde ederfugle, sortænder og fløjsænder gennemfører deres årlige svingfjersfældning i de danske farvande i månederne juli-august (hanner) og august-september (hunner).

Selv om der er mange fælles træk for de fire arters økologi, er der også nogle væsentlige forskelle. For ederfugl og sortand overvintrer meget store andele af den samlede bestand i de danske farvande. Den største

del af bestandene af havlit og fløjsand overvintrer derimod længere inde i Østersøen.

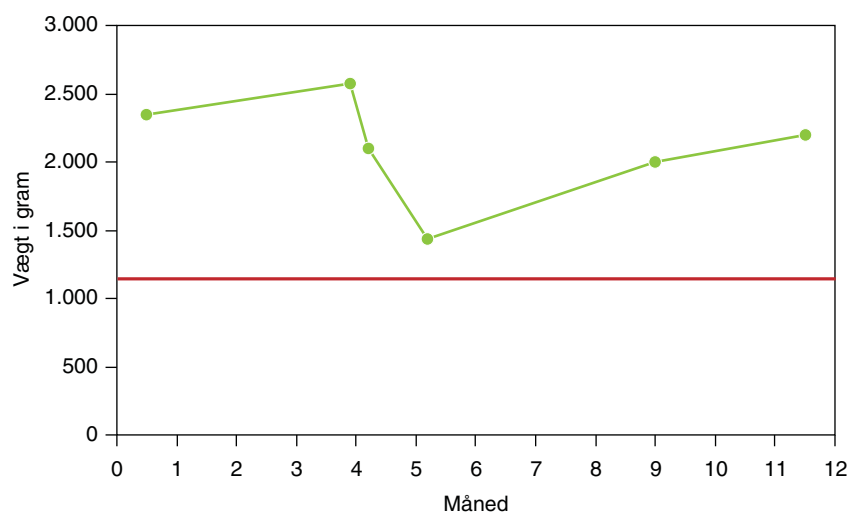
En anden grundlæggende forskel er, at ederfuglen yngler i kolonier, udelukkende ved kyster (der er enkelte ynglefund ved søer i Centraleuropa), og så langt sydpå som Frankrig og Sortehavet, mens de tre andre arter yngler solitært, som oftest meget nordligt, og store dele af bestandene yngler i indlandssøer. Det betyder, at der er omfattende ringmærkningsmaterialer og kendskab til ynglebestandene hos ederfugl, mens de tre andre arter er meget dårligt kendte.

Bortset herfra er de vigtigste økologiske karakteristika ens. Havdykænderne har en meget høj årlig overlevelse af kønsmodne fugle og et tilsvarende begrænset reproduktivt potentiale. Hunnerne gennemfører ynglecyklus alene, mens hannerne forlader ynglepladserne for at trække til fældepladserne så snart rugningen påbegyndes. En vigtig konsekvens heraf er, at hannerne har højere overlevelse end hunnerne, hvilket for alle fire arter betyder, at der er betydelige overskud af hanner blandt de adulte fugle.

Hunnerne er stedfaste mht. valg af ynglepladser, pardannelsen sker i vinterkvarteret – hvor bestandene er mere eller mindre opblandet – og hannerne følger med hunnerne til ynglepladserne på forårstrækket. Denne såkaldte "abmigration" findes hos alle andefugle og indebærer, at mens hunnerne kan opdeles i mere eller mindre distinkte ynglebestande, danner hannerne en større sammenhængende bestand.

For ederfugl varierer hunnernes vægt meget betydeligt igennem året (Fig. 4.5.1). Fuglene akkumulerer kropsreserver til forårstræk og æglægning sidst på vinteren, og den årlige maksimumvægt på 2.500-2.600 g nås umiddelbart inden æglægning påbegyndes. Derefter deponeres 5-600 g som æg, hvorefter de ruger i knap 4 uger uden at tage føde til sig. Vægttabet under rugningen udgør ca. 25 g om dagen. På klækningstidspunktet vejer hunner fra de danske kolonier knap 1.500 g, i nogle tilfælde mindre.

Figur 4.5.1. Vægt af adulte ederfuglehunner igennem en årscyklus. Den grænse på lidt under 1.200 g, hvor sultedød indtræffer, er markeret med en vandret rød linje. Det tilsyneladende "spring" i vægt mellem december og januar skyldes, at vægtene i januar mangler at blive korregeret for indholdet af mave-tarm kanal.



Da sultedød indtræffer ved en vægt på knap 1.200 g er det mest kritiske tidspunkt i årscyklus således gennemførelsen af yngleperioden. De mest energikrævende perioder er hhv. perioden fra klækning til og med svingfjersfældningen (juli-september) og perioden, hvor fuglene opbygger kropsreserver til forårstræk og ynglecyklus (sent i vinterperioden og i det tidlige forår). Under svingfjersfældning er stofskiftet ca. 15% højere end om vinteren (Pelletier m.fl. 2008).

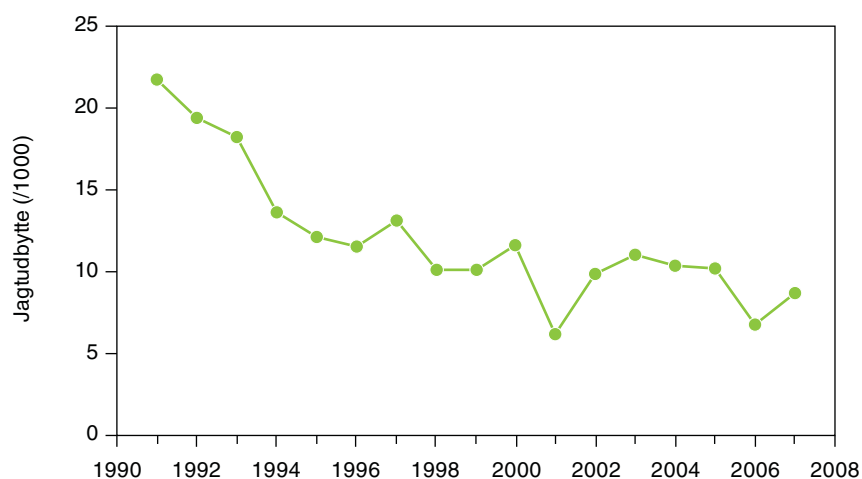
Jagtlig udnyttelse

Den jagtlige interesse for havdykænder i Danmark har været aftagende siden 1980'erne. For ederfugl udgjorde jagtudbyttet ca. 140.000 i 1970'erne, men efterfølgende er det faldet, til aktuelt ca. 65.000 fugle. Udbyttet begyndte at falde omkring 1980, mens bestanden var i vækst, og 10-15 år før den begyndte at gå tilbage. Udbyttets størrelse viser således en betydeligt stærkere sammenhæng med antallet af jægere, der nedlægger ederfugl, end med bestandens størrelse (Christensen 2005).

Omkring 1970 nedlagdes årligt 16.000-19.000 sortænder, 7.300-10.400 fløjsænder og 9-12.000 havlitter, i alt 35.000-40.000 fugle (Joensen 1974). Siden da faldt det frem til 1990 til 10.000-15.000 fugle årligt (Bregnballe m.fl. 2003). Faldet er fortsat efter 1990, og udbyttet af disse tre arter udgør aktuelt under 10.000 fugle (Fig. 4.5.2).

Havdykænderne havde igennem mange år jagttid fra 1.10. til 29.2. Efter den nye jagtlov trådte i kraft 1.4.1994, blev februarjagten begrænset til fiskeriterritoriet uden for EF-fuglebeskyttelsesområderne, og ved jagttidsrevisionen 1997 fik sortand, havlit og fløjsand afkortet jagttiden med 1 måned, til 1.10.-31.1.

Figur 4.5.2. Det samlede årlige jagtudbytte af sortand, fløjsand og havlit i Danmark, 1991/92-2007/08, beregnet ud fra antal indsendte vinger.



Efterfølgende viste det sig, at det samlede årlige jagtudbytte af ederfugl ikke faldt efter reduktionerne i februarjagten, men at en større andel af fuglene i stedet blev nedlagt i januar. Da det omkring år 2000 begyndte at stå klart, at ederfuglen var i tilbagegang, og at især andelen af hunner i bestanden var faldende, anbefalede DMU i forbindelse med jagttidsrevisionen i 2004, at man ændrede jagttiderne med henblik på at nedbringe antallet af nedlagte ederfuglehunner (Bregnballe m.fl. 2003). En generel afkortning af jagttiden måtte imidlertid forventes at føre til et uændret udbytte, og derfor anbefalede en kønsdifferentieret jagttid for ederfugl,

hhv. 1.10.-15.1. for hunner og 1.10.-15.2. for hanner. Samtidig blev det med henblik på at fastholde en jagtlig interesse i februar anbefalet at udvide jagttiden på sortand, fløjsand og havlit med to uger, fra 31.1. til 15.2. (Bregnballe m.fl. 2003).

Pga. disse ændringer er udbyttets størrelse, køns- og alderssammensætning derfor ikke nødvendigvis sammenlignelige i årene før og efter 2004. Nedenstående figurer og beregninger er derfor alene baseret på resultaterne fra jagtsæsonerne 2004/05 til 2007/08.

Motorbådsjagt og forstyrrelser

Størsteparten af udbyttet nedlægges ved to forskellige jagtformer. Motorbåds- eller havjagt foregår relativt langt fra kysterne. Trækjagt udøves fra opankret båd eller pram med udlagte lokkefugle, primært om morgenen, hvor fuglene trækker. I begyndelsen af 1990'erne blev knap 70% af udbyttet af ederfugl nedlagt fra motorbåd, mens 25% blev taget på trækjagt (Madsen m.fl. 1996). For de øvrige havdykænder er andelen, der tages ved motorbådsjagt, formentlig større. I kattegområdet tages større andele af udbyttet fra motorbåd end i de sydlige farvande.

Motorbådsjagt er en opsøgende jagtform, som ganske givet medfører større forstyrrelser end trækjagt. Det er påvist, at fordelingen af ederfugle ændrede sig efter et lokalt forbud mod motorbådsjagt i Vadehavet i 1992 (Laursen & Frikke 2008). Mens det totale antal ederfugle i Vadehavet ikke ændrede sig, opholdt en langt større andel af fuglene sig efter jagtstoppet i området inden for Vadehavsøerne, hvor deres foretrukne fødeemne (blåmuslinger) findes. Ved vurderingen af betydningen må det dog tages i betragtning, at både optællinger af fugle fra fly og motorbådsjagt kræver gode vejrforhold (fx vind under 3-4 Beaufort og begrænset nedbør). Under danske vejrforhold er det således et begrænset antal dage i efterårs- og vinterperioderne, hvor der kan udøves havjagt (Laursen & Frikke 2008). På dage med mere blæsende vejr vil fuglene stort set være uforstyrrede af jagt.

I de indre danske farvande er udbredelsen af blåmusling betydeligt mere omfattende end i Vadehavet. Det indebærer, at fuglene har bedre muligheder for at finde alternative fødesøgningsområder, hvis de forstyrres af jagt. Desuden må det tages i betragtning, at ederfugle også kan fouragere om natten. En række forsøg med såkaldte "dataloggere" implanteret i ederfuglehunner fra Christiansø har vist, at op til 20% af dykkeaktiviteten udføres før solopgang og efter solnedgang (Pelletier m.fl. 2007). Ederfugle kan således vise sig at være i stand til helt eller delvist at kompensere for jagtforstyrrelser ved at fouragere om natten, og de hører således til den gruppe af arter, hvor der ikke foreligger nogen klar stillingtagen til forstyrrelseseffekter i "Vejledning om jagt".

Forsøgene med dataloggere har også vist, at ederfugle i perioden maj-december rent faktisk flyver meget lidt. I gennemsnit fløj de 13 først undersøgte fugle alle under 15 minutter/dag (bortset fra dage med egentlige trækbevægelser), og den største del af flyvningerne fandt sted omkring solopgang (Pelletier m.fl. 2007). Ift. en vurdering af forstyrrelse har dataloggere den ulempe, at man ikke ved, hvor fuglene befinder sig. Men et meget stort materiale af genmeldte Christiansøfugle har vist, at omtrent halvdelen fælder og overvintrer i Vadehavet, mens resten træk-

ker til de indre danske farvande. Dette til trods udviste adfærden hos de 13 undersøgte fugle påfaldende lidt variation (Pelletier m.fl. 2008).

De såkaldte "Jagt- og forstyrrelsesfrie kerneområder", der blev oprettet i 1990'erne, er kystnære og tilgodeser først og fremmest planteædende fuglearter. Efter at det har vist sig, at disse områder har tilgodeset svaner, gæs og ænder i betydeligt omfang, har oprettelsen af reservater for bl.a. havdykænder været drøftet flere gange, og foreslås også i EU's Forvaltningsplan for fløjlsand. Man kan imidlertid ikke gå ud fra, at de hidtidige positive resultater uden videre kan tages til indtægt for, at "havreservater" vil have lige så positive effekter. Havdykænder fordeler sig over meget større vandområder end de kystnære arter, og motorbådsjagt udøves normalt relativt kystnært. Antallet af dage, hvor vejret egner sig til havjagt er begrænset, og fuglene bevæger sig desuden dagligt gennem både efterårs- og vinter perioderne. "Havreservater" skal således være meget store for at kunne fungere efter hensigten.

Inden der tages stilling, vil det derfor være nødvendigt at undersøge behovet for sådanne reservater, herunder hvor store de skal være for at kunne fungere. På baggrund af den faldende interesse for havjagt og den beskyttelse, disse fugle tilbydes efter dels de begrænsninger, der blev lagt på motorbådsjagt i 1980'erne, og dels de mere generelle begrænsninger, der efterfølgende er blevet indført med jagtstoppet 1.2. i EF-Fuglebeskyttelsesområder, må det vurderes, at havdykænder er ganske godt beskyttede i de to perioder af året, hvor deres energetiske behov er stort, hhv. sommerfældning og opbygning af fedtdepoter i vinterens sidste del.

Med disse begrundelser er forstyrrelseseffekter ikke taget i betragtning i de efterfølgende vurderinger.

4.5.2 Øvrige arter

De 6 arter, der er samlet under denne overskrift, udgør i virkeligheden en økologisk ret heterogen gruppe. De lever af bunddyr, ofte mindre muslinger, eller fisk. Taffeland æder som den eneste art også plantemateriale, mens troldand og bjergand lever af mindre muslinger, primært blåmusling og vandremusling. Hvinand lever af bundfauna, ofte mindre muslinger, mens de to skalleslugerarter næsten udelukkende er fiskeædende.

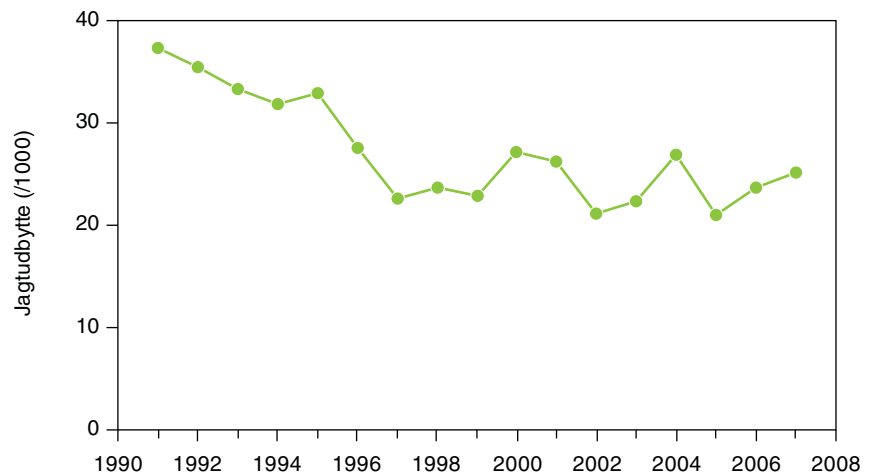
Taffeland, troldand og stor skallesluger forekommer primært i ferskvand, dog kystnært i kuldeperioder, hvor de ferske vande fryser til. Troldand raster om dagen i store flokke i større søer og fjorde og trækker om natten ud til kysterne for at fouragere. Hvinand forekommer i ferskvand, men de største antal findes om vinteren ved kysterne. Bjergand og toppet skallesluger forekommer om vinteren næsten udelukkende i saltvand, ofte mere kystfjernt end de øvrige arter.

Overlevelsen er dårligere kendt for disse arter end fx for ederfugl. De har ikke så høj årlig overlevelse som havdykænderne, men dog også en højere overlevelse af hanner end af hunner og en noget skæv kønsfordeling. Som hos de andre andefugle er der også abmigration af hanner.

Jagtlig udnyttelse

Det samlede årlige jagtudbytte af taffeland, troldand, bjergand, hvinand, stor skallesluger og toppet skallesluger udgjorde omkring 1970 75.000-80.000 fugle (Joensen 1974). Efterfølgende faldt det gennem 1970'erne og 1980'erne og udgjorde omkring 1990 ca. 50.000 fugle årligt (Bregnballe m.fl. 2003). Faldet er fortsat efter 1990, men synes at være ophørt fra slutningen af 1990'erne, idet udbyttet har været relativt konstant, 20.000-25.000 fugle årligt, siden 1998 (Fig. 4.5.3).

Figur 4.5.3. Det samlede årlige jagtudbytte af taffeland, troldand, bjergand, hvinand, stor skallesluger og toppet skallesluger i Danmark, 1991/92-2007/08, beregnet ud fra antal indsendte vinger.



Taffeland

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	400-600 par. Stabil?
Flyway-bestand	350.000, i moderat tilbagegang?
Gældende jagttid	1.10.-31.1.
Jagtudbytte i Danmark	1.000
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

Forekomst og bestandsudvikling

Taffeland yngler ret fåtalligt i Danmark, mens større bestande trækker igennem landet om efteråret eller overvintrer.

Hovedparten af den danske ynglebestand er trækfugle, der overvintrer i Vesteuropa. De forlader landet i september-oktober (Bønløkke m.fl. 2006). De bestande, der forekommer senere på efteråret og i vinterperioden, er fra Rusland og Baltikum, med enkelte genfund af danskmærkede fugle i Sverige og Finland (Bønløkke m.fl. 2006).

Den danske ynglebestand er vurderet til 400-600 par og stabil (Birdlife International 2004). De bestande, der passerer på efterårstræk eller overvintrer, er sammenlagt vurderet til 135.000-325.000 ynglepar, med den russiske bestand (95.000-265.000 par) som langt den største. Generelt vurderes størsteparten af ynglebestandene til at være i tilbagegang, dog med undtagelse af den finske, der er på 15.000-20.000 par og stigende (Birdlife International 2004).

Den del af bestandene, der overvintrer i Vesteuropa, er vurderet til 350.000 fugle, og til at være "moderately declining" (Wetlands International 2006). Nyere trend-analyser (Delany m.fl. 2008) viser imidlertid et stigende bestandsindeks for Baltikum-Skandinavien og Centraleuropa, mod et faldende indeks i NV-Europa, så tilbagegangen i vinterbestanden – der ud fra bestandsindeks kan vurderes til ca. 1% årligt - kan også være forklaret ved et skift mod NØ i vinterkvarterer.

I "Vejledning om jagt" er arten anført som havende ugunstig bevaringsstatus, under overskriften "Lokal", men uden nogen nærmere begrundelse for, hvad denne vurdering er baseret på, eller hvilke af bestandene den omhandler. Pihl m.fl. (2003) har vurderet artens bevaringsstatus (som såkaldt "regelmæssigt tilbagevendende trækfugl") i Danmark som gunstig.

Jagten i Danmark

Jagttid

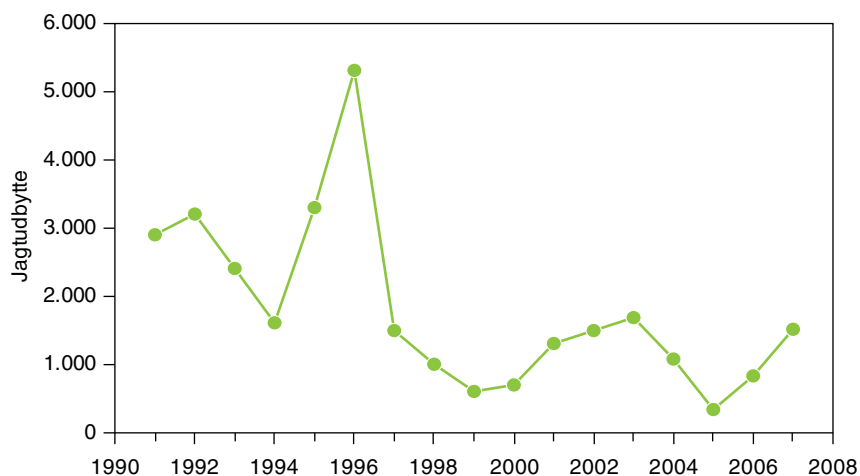
Taffeland har jagttid fra 1.10. til 31.1.

Jagtudbytte

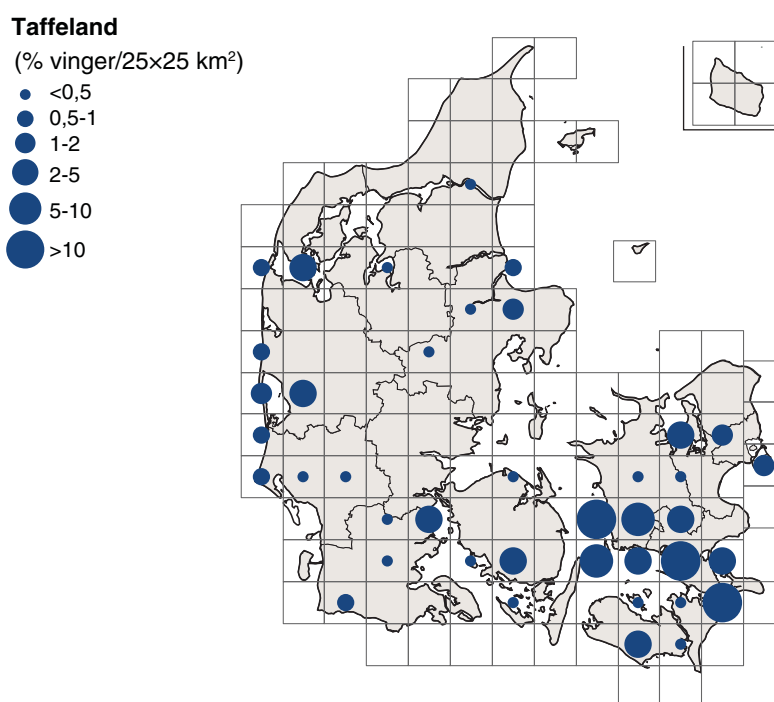
Jagtudbyttet af taffeland udgjorde omkring 1970 ca. 5.000 fugle årligt og har været faldende siden. Omkring 1990 udgjorde det ca. 3.000 fugle. De senest fire jagtsæsoner har det været ca. 1.000 (Fig. 4.5.4).

Hovedparten af udbyttet tages på Syd- og Sydvestsjælland (Fig. 4.5.5).

Figur 4.5.4. Det årlige jagtudbytte af taffeland i Danmark, 1991/92-2007/08, beregnet ud fra antal indsendte vinger.



Figur 4.5.5. Den geografiske fordeling (i procent) af 238 vinger af taffeland indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Siden 2003 har udbyttets sammensætning været 39% han ad., 16% hun ad., 29% han juv. og 17% hun juv. Mens fordelingen af hanner og hunner i udbyttet er nogenlunde uændret i forhold til tidligere, er der muligvis sket et vist fald i andelen af ungfugle. Bregnballe m.fl. (2003) fandt 55% ungfugle i udbyttet, i modsætning til de her fundne 46%.

Jagten indflydelse på bestanden

Oplysningerne om artens status er ikke helt konsistente, men hvis der er tale om en reel tilbagegang, er den svag, i størrelsesordenen 1% årligt gennem de seneste 10-15 år. Sammenholder man det faldende udbytte i Danmark på aktuelt ca. 1.000 fugle med den samlede bestandsstørrelse kan jagten vurderes som bæredygtig.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en bestandsbiologisk vurdering er der ikke grund til at ændre på den nuværende jagttid.

Troldand

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	1.000-2.000 par. Stigende?
Flyway-bestand	1.200.000. Stabil
Gældende jagttid	1.10.-31.1.
Jagtudbytte i Danmark	9.000
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

Forekomst og bestandsudvikling

Troldand har en ret lille, men stabil dansk ynglebestand. Dele af den danske bestand er trækfugle, der overvintrer i Vesteuropa (Bønløkke m.fl. 2006).

Dertil kommer et meget stort antal fugle, der enten passerer Danmark på efterårstræk eller overvintrer. Hovedparten af disse fugle kommer fra de svenske, finske, baltiske og russiske ynglebestande, og troldænder ringmærket i Danmark er genmeldt øst for Uralbjergene, langs floden Ob (Bønløkke m.fl. 2006).

Den danske ynglebestand er senest vurderet til 1.000-2.000 par omkring år 2000 og i svag vækst (Birdlife International 2004).

De fennoskandiske, baltiske og russiske ynglebestande er vurderet til sammenlagt 650.000-750.000 par og til at være i tilbagegang af Birdlife International (2004). Den del af bestandene, der overvintrer i Vesteuropa, er vurderet til 1.200.000 fugle og stabil (Wetlands International 2006). De seneste trendanalyser viser et hurtigt stigende bestandsindeks i Baltikum-Skandinavien og et svagt stigende indeks for NV-Europa (Delany m.fl. 2008), formentlig forårsaget af et skift i vinterkvarterer mod NØ.

Antallet af troldænder registreret ved danske midvintertællinger har over de sidste 30 år varieret mellem 84.000 og 196.000 fugle, uden påviselige langtidsændringer (Pihl m.fl. 2003).

Jagten i Danmark

Jagttid

Troldand har jagttid fra 1.10. til 31.1.

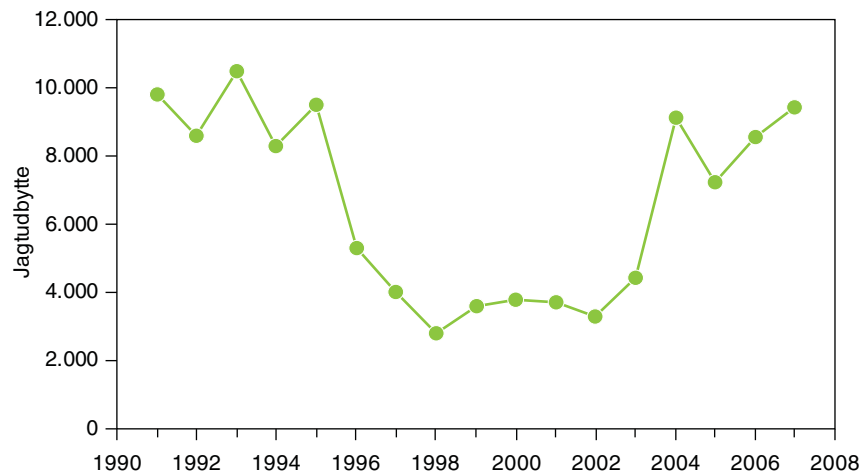
Jagtudbytte

Efter et fald i 1990'erne er udbyttet af troldand atter steget, og over de sidste fire sæsoner har det udgjort omkring 9.000 fugle (Fig. 4.5.6).

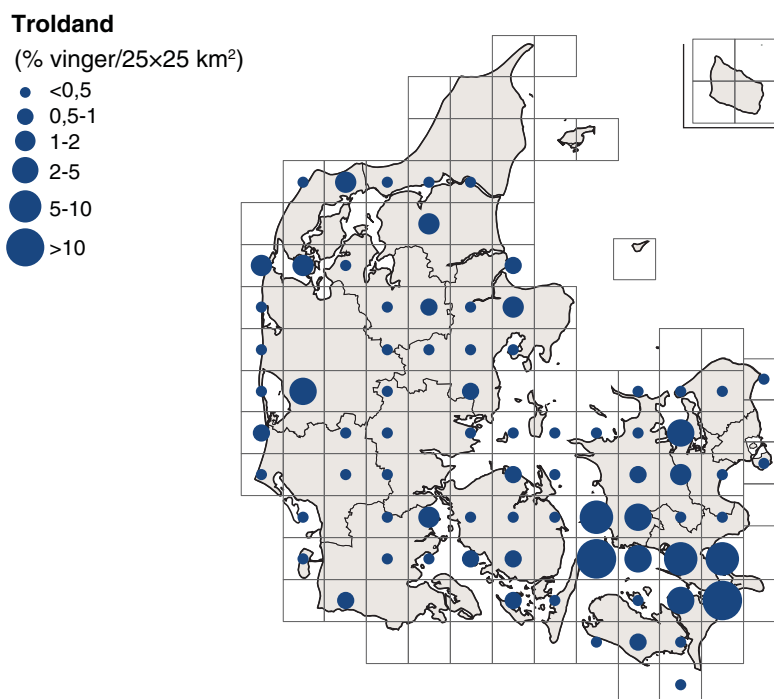
Hovedparten af udbyttet tages i det sydøstlige Danmark (Fig. 4.5.7).

Udbyttets køns- og alderssammensætning siden 2003 har været 28% han ad., 25% hun ad., 23% han juv. og 24% hun juv. Sammenlignet med tidligere (Bregnballe m.fl. 2003) er der tale om en lidt lavere ungfugleprocent (47 mod 54) samt en mere ligelig andel af gamle hanner og hunner i udbyttet, der tidligere var hhv. 30% og 16%. Dette indikerer muligvis, at hannerne i stigende omfang overvintrer NØ for Danmark, jf. kommentarer for hvinand nedenfor.

Figur 4.5.6. Det årlige jagtudbytte af troldand i Danmark, 1991/92-2007/08, beregnet ud fra antal indsendte vinger.



Figur 4.5.7. Den geografiske fordeling (i procent) af 1.751 vinger af troldand indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Jagten indflydelse på bestanden

Antallet af overvintrende troldænder i Vest- og Nordeuropa (dvs. efter jagtmortalitet) er vurderet til 1,2 millioner fugle af Wetlands International (2006). Den jagtlige udnyttelse i Danmark udgør dermed under 1% af bestanden, og det kan derfor konkluderes, at jagten er bæredygtig.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en bestandsbiologisk vurdering er der ikke grund til at ændre på den nuværende jagttid.

Bjergand

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark
Flyway-bestand	310.000. Faldende?
Gældende jagttid	1.10.-31.1.
Jagtudbytte i Danmark	300
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

Forekomst og bestandsudvikling

De bestande af bjergand, der forekommer i Danmark, yngler i Nordskandinavien og Rusland, mod øst til Ural. Der er desuden en enkelt genmelding af en bjergand ringmærket på Island (Bønløkke m.fl. 2006).

Den bestand af bjergand, der overvintrer i Vesteuropa, er vurderet som truet af Birdlife International (2004). Der er ingen information om antallet af ynglepar, og vurderingen bygger på optællinger i vinterkvartererne, hvor antallet opgives til >120.000. Vurderingen af tilbagegangen er baseret på vintertællinger i Vesteuropa, hvor antallet er faldende, bl.a. i Danmark (Pihl m.fl. 2003).

Den aktuelle størrelse af den overvintrende bestand af bjergand er imidlertid vurderet til 310.000 fugle og som værende stabil af Wetlands International (2006). Der er ingen nyere information om arten.

Arten kan være vanskelig at dække ved midvintertællinger, og det vides, at den kan ændre sit valg af vinterkvarter. Den nedgang i antallet af bjergænder i de danske farvande, der blev konstateret for nogle år siden, faldt således sammen med en stigning i antallet i Ijsselmeer i Holland (Pihl m.fl. 2003). For indeværende må det vurderes som usikkert, om faldet i antal i de kendte vinterkvarterer i Vesteuropa skyldes, at bestanden går tilbage, eller om det skyldes et skift i vinterkvarterer.

Jagten i Danmark

Jagttid

Bjergand har jagttid fra 1.10. til 31.1.

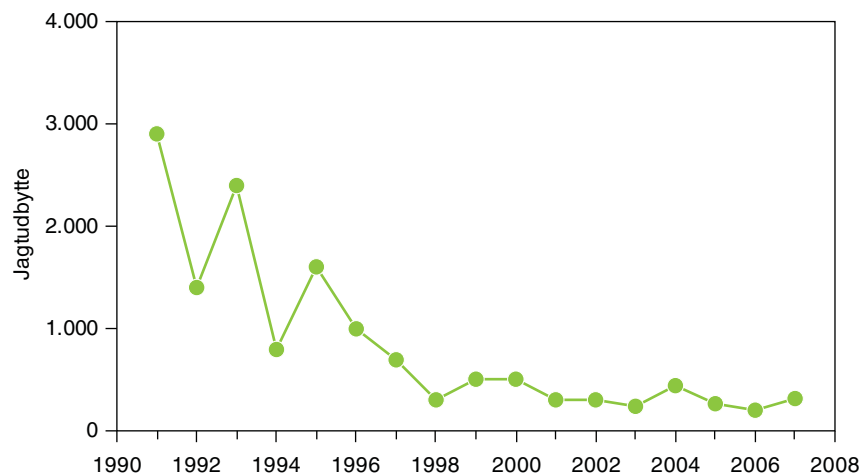
Jagtudbytte

Omkring 1970 udgjorde jagtudbyttet ca. 7.000 fugle. Det har været aftagende siden, og over de sidste fire sæsoner har det ligget på ca. 300 per år (Fig. 4.5.8). Det faldende udbytte forklares ikke alene ud fra en faldende jagtlig interesse, men skyldes også, at en aftagende del af bestanden overvintrer i Danmark (Pihl m.fl. 2003).

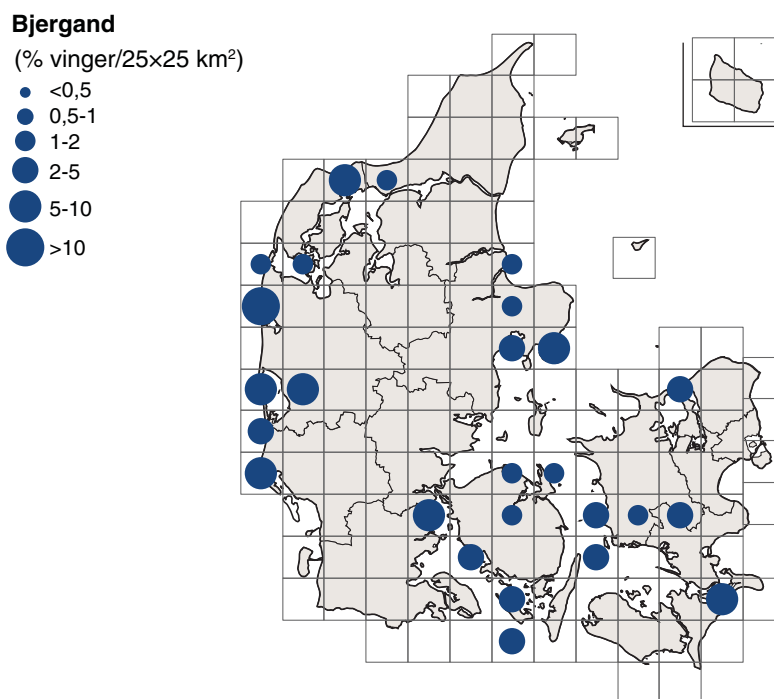
Den geografiske fordeling af udbyttet af bjergand er vist i Fig. 4.5.9.

Udbyttets køns- og aldersfordeling har siden 2003 været 23% han ad., 39% hun ad., 20% han juv. og 19% hun juv. Der indgår kun 75 individer i denne fordeling, så den er behæftet med en betydelig statistisk usikkerhed.

Figur 4.5.8. Det årlige jagtudbytte af bjergand i Danmark, 1991/92-2007/08, beregnet ud fra antal indsendte vinger.



Figur 4.5.9. Den geografiske fordeling (i procent) af 60 vinger af bjergand indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Jagtens indflydelse på bestanden

Det nuværende jagtudbytte udgør ca. 1 promille af den samlede bestand, der overvintrer i Vesteuropa. På den baggrund må jagten vurderes som bæredygtig.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en bestandsbiologisk vurdering er der ikke grund til at ændre på den nuværende jagttid.

Hvinand

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	50-100 par
Flyway-bestand	1.000.000-1.300.000. Stabil
Gældende jagttid	1.10.-31.1.
Jagtudbytte i Danmark	12.000
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

Forekomst og bestandsudvikling

Hvinand yngler sporadisk i Danmark og er sandsynligvis under indvandring som ynglefugl. Desuden er arten almindelig på træk og som overvintrende. Der er primært tale om fugle fra de fennoskandiske og NV-russiske ynglebestande. Danmark angives at være det vigtigste overvintningsområde for svenske hvinænder, mens en stor del af de norske og nordsvenske bestande tilsyneladende overvintrer i England, med et træk der foregår direkte over Nordsøen nord om Danmark (Bønløkke m.fl. 2006).

Ynglebestandene opgives til ca. 70 par i Danmark, 10.000-20.000 i Norge, 75.000-100.000 i Sverige, 200.000-250.000 i Finland, og 200.000-210.000 i Rusland (Birdlife International 2004). Det er dog kun en beskedent del af den sidstnævnte, der passerer eller overvintrer i Danmark (fugle fra Kola-halvøen, Bønløkke m.fl. 2006). Af de relevante ynglebestande opgives den svenske at være i tilbagegang, den finske i fremgang og de norske og russiske bestande som stabile (Birdlife International 2004).

Hvinand er på rødlisten over danske ynglefugle vurderet som "næsten truet". Begrundelsen for denne vurdering er den lille bestandsstørrelse.

Den samlede NV-europæiske vinterbestand er vurderet til 1,0-1,3 mio. individer og til at være stabil (Wetlands International 2006). Trendanalyser af bestandsindeks viser stabilitet over de seneste 30 år for Baltikum-Skandinavien og en stigning i NV-Europa (Delany m.fl. 2008).

Jagten i Danmark

Jagttid

Hvinand har jagttid fra 1.10. til 31.1.

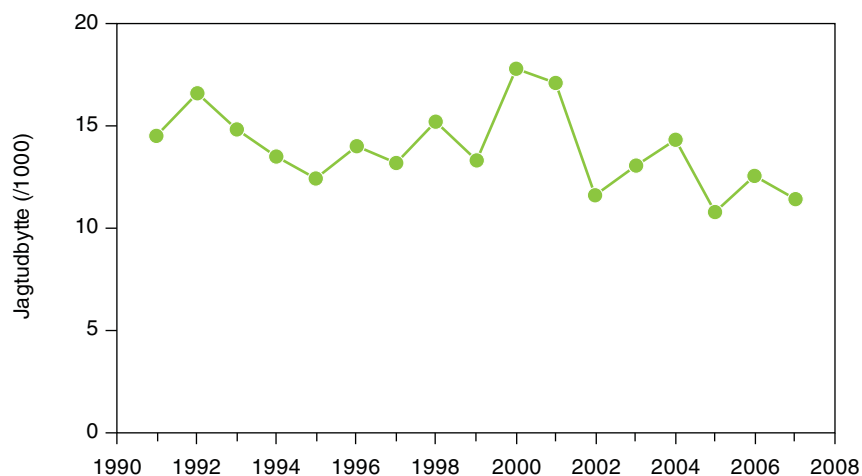
Jagtudbytte

Omkring 1970 udgjorde jagtudbyttet 25.000-30.000 fugle. Det har været aftagende siden, og over de sidste fire sæsoner har det ligget på ca. 12.000 i gennemsnit (Fig. 4.5.10).

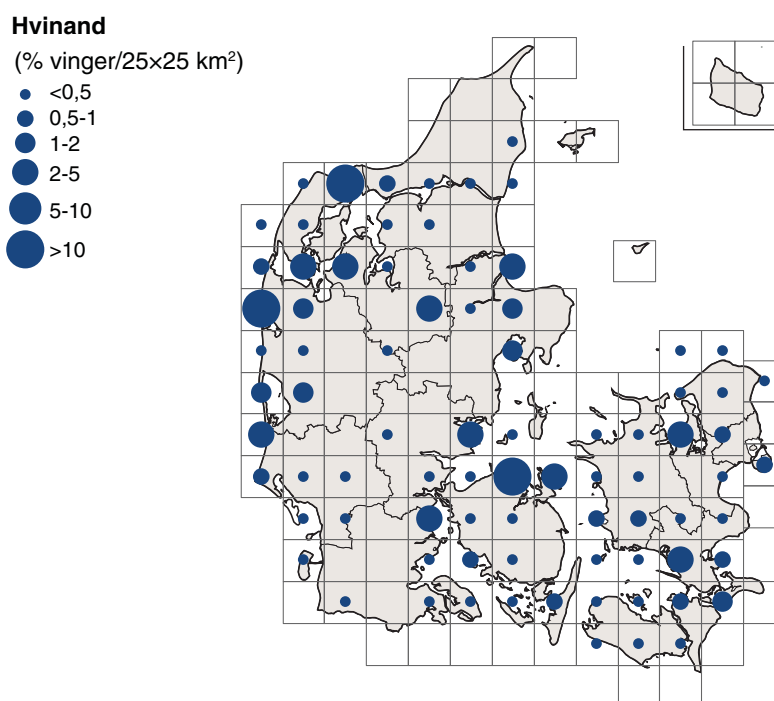
Den geografiske fordeling af udbyttet af hvinand er vist i Fig. 4.5.11.

Udbyttets køns- og alderssammensætning siden 2003 har været 28% han ad., 33% hun ad., 14% han juv. og 19% hun juv. I forhold til den tidligere sammensætning (Bregnballe m.fl. 2003) er der tale om såvel en lavere andel af hanner som en lavere andel af ungfugle. Ændringerne afspejler muligvis, at hvinand i tiltagende omfang overvintrer længere mod NØ, og at det først og fremmest er de gamle fugle, der afkorter trækket - hanner i størst omfang.

Figur 4.5.10. Det årlige jagtudbytte af hvinand i Danmark, 1991/92-2007/08, beregnet ud fra antal indsendte vinger.



Figur 4.5.11. Den geografiske fordeling (i procent) af 2.352 vinger af hvinand indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Jagtens indflydelse på bestanden

Af de bestande af hvinænder, der benytter de danske farvande, udgør alene de svenske og finske 275.000-300.000 ynglepar, svarende til en efterårsbestand på minimum 750.000 fugle. Det danske jagtudbytte på 12.000 fugle udgør således en beskedent del af de samlede bestande, og jagten i Danmark må vurderes som bæredygtig.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en bestandsbiologisk vurdering er der ikke grund til at ændre på den nuværende jagttid.

Havlit

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark
Flyway-bestand	Vurderet til 4.6 mill. Stabil
Gældende jagttid	1.10.-1.2.*
Jagtudbytte i Danmark	1.500-2.000
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

* Samt 1.2.-15.2. på fiskeriterritoriet uden for EF-fuglebeskyttelsesområderne.

Forekomst og bestandsudvikling

Havlit forekommer i Nordeuropa, Sibirien og Nordamerika, i forskellige flyway-bestande. Den vestpalæarktiske bestand, der overvintrer i Østersøen, yngler i Nordskandinavien, det nordlige Rusland og Vestsibirien. Den er vurderet til 4,6 mio. fugle og er stabil (Wetlands International 2006).

Langt den største del af bestanden overvintrer i Østersøen øst og nordøst for de danske farvande. Midvintertællingen 2004 resulterede i et skøn på ca. 47.000 overvintrende havlitter i de danske farvande, heraf ca. 42.000 i de danske dele af Østersøen (Petersen m.fl. 2006).

I forhold til de danske farvande er havlit en såkaldt "off-shore" art. Mere end 50% af de havlitter, der registreres ved midvintertællingerne, ligger på dybder mellem 14 og 22 m (Petersen m.fl. 2006). Da motorbådsjagt normalt foregår langt mere kystnært vurderes forstyrrelseseffekter på havlit at være minimale.

Jagten i Danmark

Jagttid

Havlit har aktuelt jagttid fra 1.10. til 31.1. samt 1.2.-15.2. på fiskeriterritoriet uden for EF-fuglebeskyttelsesområderne.

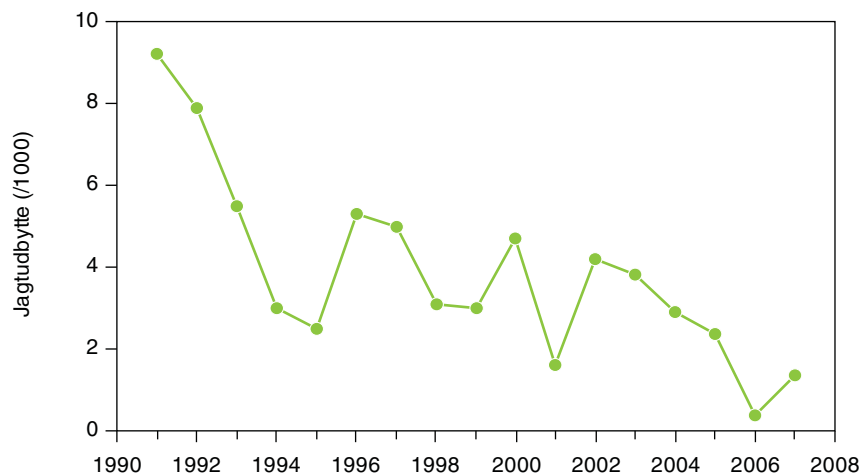
Jagtudbytte

Udbyttet af havlit lå omkring 1970 på 9.000-12.000 fugle årligt (Joensen 1974). I begyndelsen af 1990'erne var det faldet til ca. 4.000 (Madsen m.fl. 1996, Bregnballe m.fl. 2003).

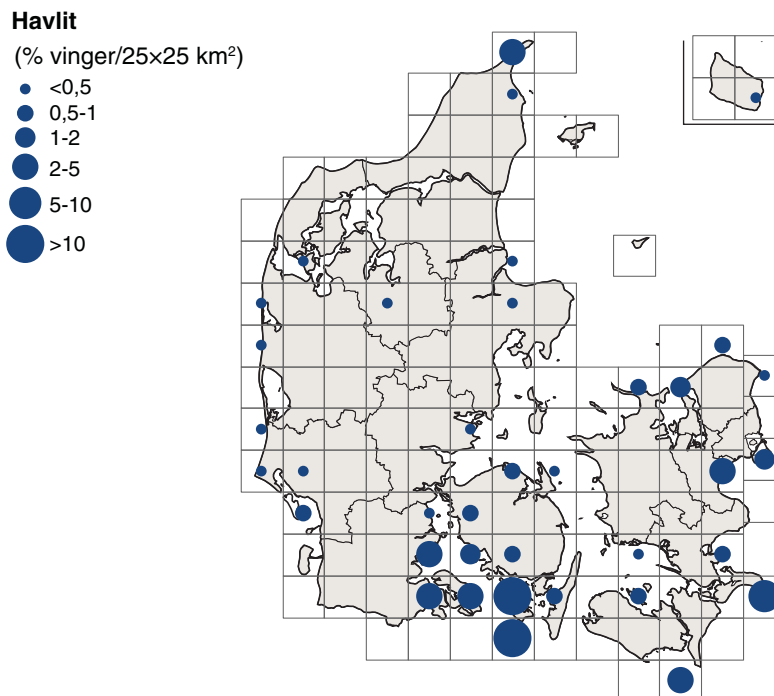
Faldet i udbytte er fortsat siden da. Siden 2004, hvor jagttiden blev udvidet med to uger, har det i gennemsnit udgjort 1.750 fugle årligt (Fig. 4.5.12). De fleste havlitter nedlægges i den vestlige del af Østersøen (Fig. 4.5.13).

Køns- og alderssammensætning af udbyttet er 64% han ad., 15% hun ad., 15% han juv. og 6% hun juv. Denne sammensætning er uændret siden slutningen af 1960'erne (Joensen 1974, Madsen m.fl. 1996, Bregnballe m.fl. 2003).

Figur 4.5.12. Det årlige jagtudbytte af havlit i Danmark, 1991/92-2007/08, beregnet ud fra antal indsendte vinger.

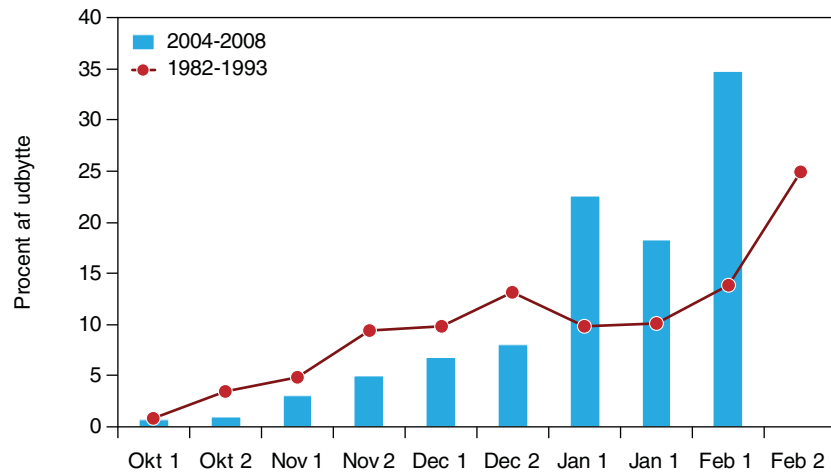


Figur 4.5.13. Den geografiske fordeling (i procent) af 503 vinger af havlit indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Havlit fælder ikke svingfjer i de danske farvande og ankommer sent om efteråret. De fleste havlitter nedlægges derfor i slutningen af jagtsæsonen (Fig. 4.5.14). Udvidelsen af jagttiden fra 1.2. til 15.2. i 2004 har således ført til, at en større andel af havlitterne nedlægges i første halvdel af februar (Fig. 4.5.14), mens det samlede udbytte ikke er forøget (Fig. 4.5.12).

Figur 4.5.14. Den tidsmæssige fordeling af 358 vinger af havlit indsendt i sæsonerne 2004/05 til 2007/08. Den tidsmæssige fordeling af vinger indsendt i sæsonerne 1982/83-1993/94 er vist til sammenligning.



Jagten indflydelse på bestanden

Ud fra udbyttets størrelse i forhold den samlede bestandsstørrelse må jagten vurderes som bæredygtig.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en bestandsbiologisk vurdering er der ikke grund til at ændre på den nuværende jagttid.

Ederfugl

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	25.000 par. Stabil 1990-2000
Flyway-bestand	Aktuelt formentlig under 1 mio. fugle. Faldet 30-40% siden 1995
Gældende jagttid	Hanner 1.10-31.1.* Hunner 1.10.-15.1.
Jagtudbytte i Danmark	60.000-70.000
Jagtens indflydelse	Usikker, sandsynligvis ikke bæredygtig

* Samt 1.2.-15.2. på fiskeriterritoriet uden for EF-fuglebeskyttelsesområderne.

Udbredelse og bestandsudvikling

Ederfugl er den eneste af de fire arter havdykænder, der har en fast dansk ynglebestand. Fuglene fra de fleste danske kolonier er hovedsageligt standfugle, der overvintrer inden for en radius af ca. 100 km fra ynglepladserne, men en del af hunnerne fælder og/eller overvintrer i Vadehavet. Fugle fra kolonierne på Saltholm og Christiansø gennemfører et egentligt træk. Saltholm-fuglene overvintrer primært i SV-Kattegat, men en forholdsvis begrænset andel trækker til Vadehavet. For Christiansø-kolonien overvintrer en noget større andel i Vadehavet. Trækforholdene for de mange danske ederfuglekolonier, der er blevet etableret i de sidste 20 år, er dog ukendte, da der ikke er foretaget ringmærkning i disse kolonier.

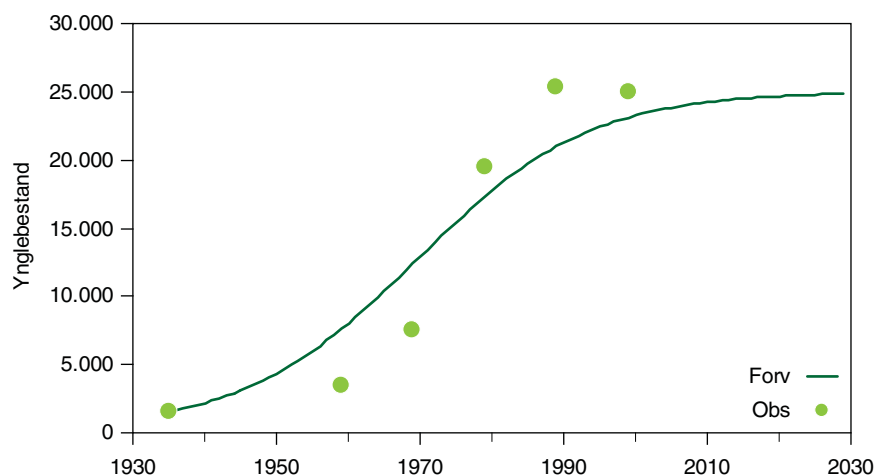
De bestande, der passerer de danske farvande på træk eller overvintrer, yngler i Norge (Skagerrak-kysten), Sverige (såvel vest- som østkyst), Finland og Estland. Der er desuden enkelte genmeldinger fra de danske farvande af ederfugle mærket som ællinger i Holland, Tyskland og England (Noer 1991). En betydelig andel af disse er hanner, der formentlig forekommer i forbindelse med abmigration.

De danske kolonier

I 1800-tallet var ederfuglen stort set forsvundet som ynglefugl i Danmark. De nuværende bestande blev etableret i slutningen af det 19. og begyndelsen af det 20. århundrede (Joensen 1973). Den danske ynglebestand optælles hvert 10. år, og der findes opgørelser tilbage fra 1930, hvor bestanden blev vurderet til 1.500 par. Bestanden voksede derefter i en længere årrække, og blev opgjort til 25.300 par i 1990 og 25.000 i 2000 (Lyngs 2008, Fig. 4.5.15).

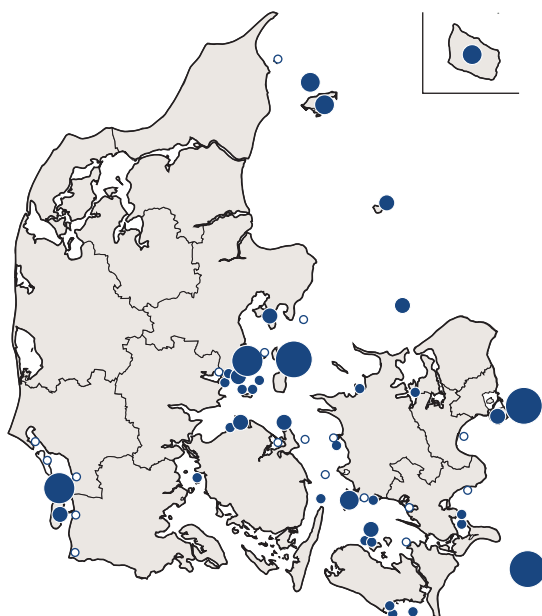
Den forholdsvis konstante samlede bestandsstørrelse gennem 1990'erne dækker imidlertid over store forandringer i udbredelse. Op til 1980-1990 ynglede 70% eller mere af den danske bestand i de fire "gamle" kolonier, Stavns Fjord, Saltholm, Christiansø og Mandø. I 1996 og igen i 2001 blev kolonierne i SV-Kattegat imidlertid ramt af bakterie-sygdommen fuglekølera (*Pasteurella multocida*), der udryddede store dele af kolonierne i Stavns Fjord og på Hou Røn (Christensen m.fl. 1997). Samtidig begyndte antallet af ynglende ederfugle på Christiansø at falde, dog ikke pga. *Pasteurella*-udbrud. I år 2000 var det kun ca. 30% af den danske bestand, der ynglede i de gamle kolonier, mens et stort antal kolonier var blevet etableret andre steder (Odense Fjord, Sydfynske Øhav og Smålandshavet, jf. Fig. 4.5.16).

Figur 4.5.15. Den samlede danske ynglebestand af ederfugl 1935-2000 (Obs). Den indlagte kurve (Forv) er en logistisk vækstkurve, jf. Afsnit 3.3.



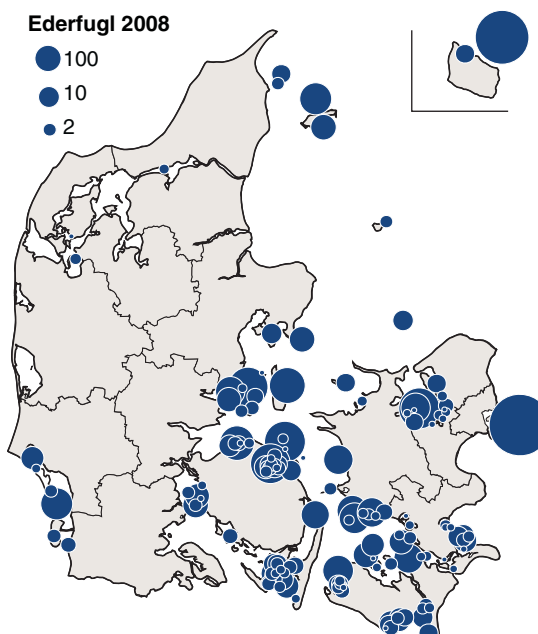
Ederfugl 1970

- Ustadig
- 1-25
- 26-100
- 101-200
- 201-400
- 401-1000
- >1000



Ederfugl 2008

- 100
- 10
- 2



Figur 4.5.16. Udbredelsen af ederfugl i Danmark i hhv. 1970 og 2008 (efter Joensen (1973) og Lyngs (2008)).

De nye kolonier er formentlig delvist etableret via udvandring fra de danske kolonier, men ikke mindst for farvandene syd for Fyn og Sjælland kan det ikke udelukkes, at der er sket en indvandring af baltiske ederfugle. I så tilfælde vil der være tale om, at en tilbagegang i den oprindelige danske ynglebestand er "maskeret" af indvandring.

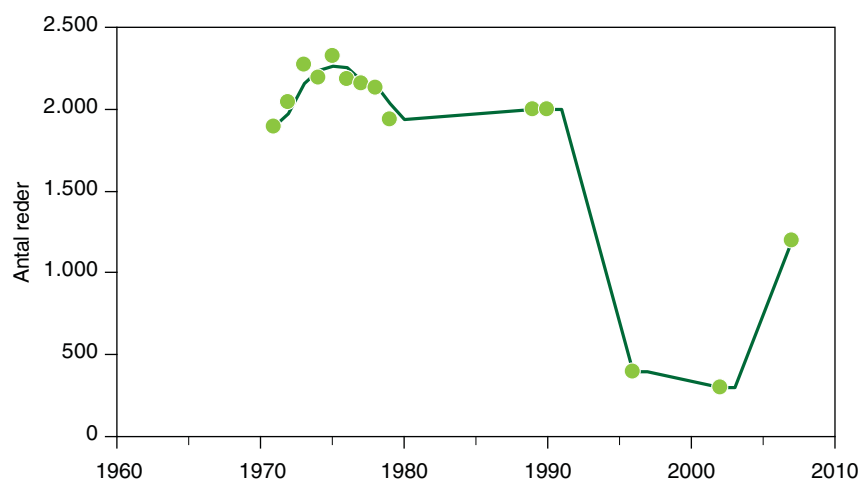
Næste landsdækkende optælling finder sted i 2009-2010. Men der findes allerede nye data fra Stavns Fjord (2007), Saltholm (2008) og Christiansø (begge år).

En totaloptælling af Stavns Fjord i 2007 resulterede i ca. 1.200 ynglende hunner – en firedobling siden Pasteurella-udbruddene i 1996 og 2000-2001 (Fig. 4.5.17). Det er uvist, om indvandring har haft en betydning, - men det er på den anden side sandsynligt, at forbedringen skyldes, at et antal unge, endnu ikke ynglende hunner har overlevet sygdomsudbrud-

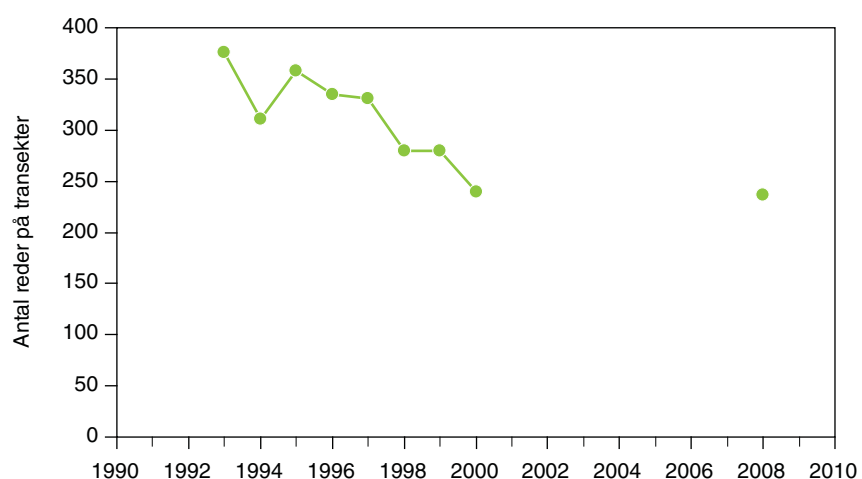
det i 2001, så de kunne rekrutteres som ynglefugle i årene umiddelbart derefter.

Saltholm-bestanden blev undersøgt i 2008. Saltholm har et areal på 13 km² og tælles via en stikprøve på 7 transekter (Noer & Christensen 1993). Disse transekter blev undersøgt årligt 1993-2000 ifm. etableringen af forbindelsen over Øresund, og i den periode faldt antallet af reder på transekterne fra 376 til 240 (Christensen & Noer, 2001). I 2008 blev der registreret 237 reder på de samme transekter. Det svarer til en skønnet bestandsstørrelse på 4.506 ynglende hunner i 2000 og 4.351 i 2008. Bestanden er dermed ikke gået tilbage i årene 2000-2008 (Fig. 4.5.18). Ederfuglebestanden på Saltholm er relativt isoleret (Tiedemann & Noer 1998), og det kan derfor stort set udelukkes, at bestandsstørrelsen er opretholdt gennem indvandring.

Figur 4.5.17. Udviklingen i kolonien i Stavns Fjord 1970-2007.



Figur 4.5.18. Udviklingen i kolonien på Saltholm 1993-2008, bedømt ud fra antallet af reder registreret på syv linjetransekter, der har været overvåget 1993-2000 og igen i 2008.



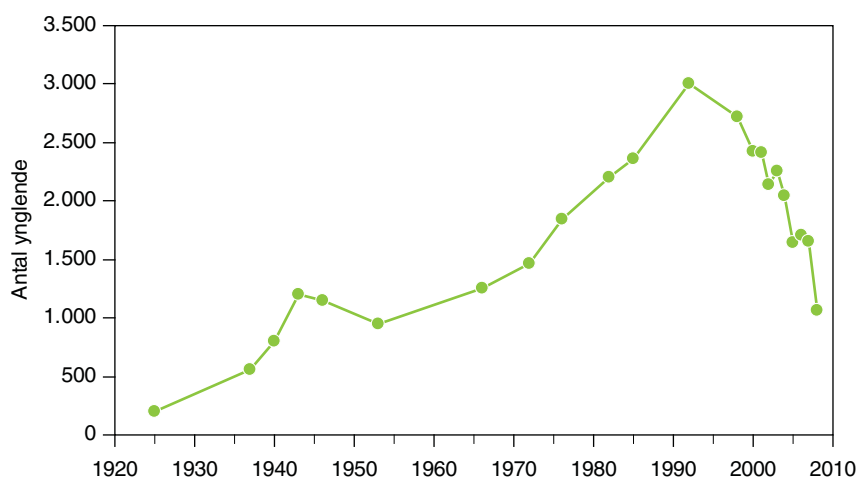
Den relativt nye koloni på Fynshoved blev undersøgt i 2008. Der blev konstateret en mindre tilbagegang, fra ca. 1.800 fugle i 2004 til ca. 1.500 i 2008 (L. Hansen, pers. medd.). Efterfølgende var der et mindre Pasteurella-udbrud, hvor ca. 200 hunner døde.

Kolonien på Christiansø, der tidligere var Danmarks næststørste, har vist en markant negativ udvikling siden 1990, hvor den er gået tilbage fra ca. 3.000 til aktuelt (2008) under 1.000 fugle (Fig. 4.5.19). Data fra denne koloni viser tegn på, at fuglene sultede i 2007 og 2008.

Sammenlagt viser tallene fra totaltællingen i 2000 og de foreløbigt fire undersøgte kolonier 2007-2010, at de danske bestande – med Christiansø som den markante undtagelse – er i en forholdsvis god tilstand aktuelt.

Næste opgørelse af den samlede danske ynglebestand finder som nævnt sted i 2010. Optællingerne må dog i praksis udstrækkes over flere år, og tallene fra Stavns Fjord (2007) og Saltholm (2008) vil indgå i den samlede bestandsopgørelse. I de fire kolonier yngede sammenlagt godt 9.000 hunner (ud af 25.000) i 2000, mod 8.000 i 2007 og 2008. Prognosen er derfor, at den danske ynglebestand vil vise sig at være gået lidt tilbage – men det er ikke sandsynligt, at der er sket noget voldsomt fald i størrelsen af den samlede bestand.

Figur 4.5.19. Udviklingen i kolonien på Christiansø 1925-2008 (data fra P. Lyngs).

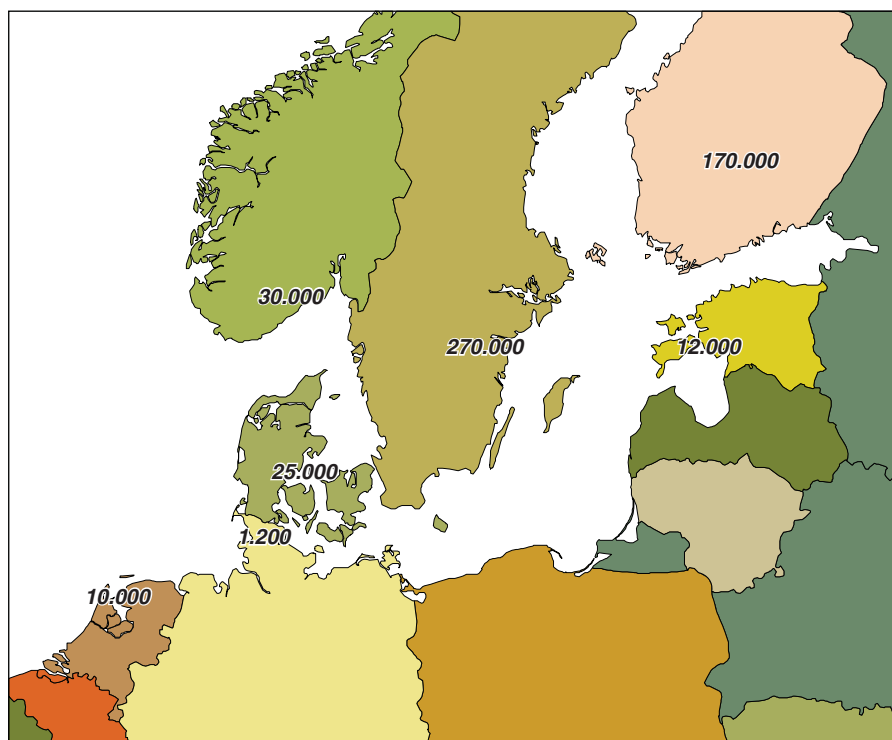


Bestandene i Baltikum-Kattegat

Samtlige ederfuglebestande i regionen har været i fremgang gennem det meste af det 20. århundrede. Over denne periode mangedobledes bestandsstørrelsen. Efter 1990 er bestandene gået tilbage, og tilbagegangen har formentlig været forholdsvis dramatisk. Det er dog forbundet med store vanskeligheder at tilvejebringe et overblik, dels fordi mange aktuelle oplysninger endnu ikke er publiceret, og dels fordi de oplysninger, der er offentliggjort, på flere punkter er i modstrid med hinanden.

De samlede ynglebestande blev opgjort til i alt 517.200 par i 1990 (Fig. 4.5.20). En sikker registrering af ynglefugle er meget tidskrævende, ikke mindst i Østersølandene, hvor op imod 90% af fuglene yngler. Tallene for ynglefugle er derfor behæftet med en ikke ubetydelig usikkerhed. Det gælder især de svenske ynglebestande, da der ikke udføres regelmæssige optællinger af ynglende ederfugle i Sverige.

Figur 4.5.20. Ynglebestande (i par) i områderne omkring de danske farvande ca. 1990. De fleste fugle fra disse bestande overvintrer i de indre danske farvande eller i Vadehavet. Tallet for Norge omfatter kun den såkaldte Skagerrak-bestand, da ederfuglene på vest- og nordkysten er standfugle (nogle få trækker til England). Efter Christensen (2008).



I 1991 blev den samlede baltiske vinterbestand vurderet (af Wetlands International) til 1,2 mio. fugle (se Tabel 4.5.1). Dette tal er baseret på antallet af fugle registreret ved midvintertællinger og kan derfor med sikkerhed siges at være lavere end den faktiske bestand. Går man fx ud fra en halv mio. ynglende hunner (Fig. 4.5.15), må bestanden (med en 60:40 kønsratio, se nedenfor) bestå af 1,25 mio. voksne fugle, allerede før unge fugle indregnes. På daværende tidspunkt udgjorde jagtudbyttet i Danmark, Sverige og Finland ca. 200.000 fugle - samtidig med at den samlede bestand voksede med 4-5% om året. På den baggrund konkluderede Noer m.fl. (1995), at bestanden måtte være større end 1,2 mio., formentlig mellem 1,5 og 2,0 mio. fugle.

I 1996 ramte udbrud af fuglekolera danske og svenske ederfuglekolonier i Kattegat (Christensen m.fl. 1997), og 1999-2000 blev der konstateret massedød i de tyske og hollandske dele af Vadehavet (Desholm m.fl. 2002, Kats 2007). I 2000 iværksatte DMU derfor en ekstraordinær midvintertælling i de danske farvande. Ved denne blev der optalt 370.000 ederfugle, i stærk kontrast til tællingerne omkring 1990, hvor der med samme metoder blev optalt ca. 800.000. Desholm m.fl. (2002) konkluderede på denne baggrund, at den baltiske ederfuglebestand var reduceret 30-40% siden 1990.

Tilbagegangen kunne imidlertid ikke konstateres på de foreliggende tal for ynglebestandene (Tabel 4.5.1). Desholm m.fl. (2002) fremsatte derfor i alt fem mulige forklaringer, hvoraf de i denne sammenhæng to mest interessante var, at midvinter-tallene kunne være påvirket af, at dele af bestanden havde skiftet overvintringsområder, så de ikke længere var dækket af flytællinger, og at der muligvis havde været en stor pulje af ikke-ynglende fugle, der i første omgang havde kunnet fungere som "buffer" for ynglebestandene.

Tabel 4.5.1. Bestandstal for ederfugl 1991 og 2000. Tallene fra vintertællinger er i individer, tallene fra sommertællinger er i antal reder. Efter Desholm m.fl. (2002). ¹ Tallet for Finland er af Desholm m.fl. (2002) opgivet til 150.000-180.000.

	Vinter		Sommer	
	1991	2000	1991	2000
Holland	103.299	97.657	7.621	?
Tyskland	236.451	248.663	971	1.166
Danmark	797.000	370.000	25.000	24.000
Sverige	20.000	20.000	?	?
Norge	?	10.000	?	30.000
Finland	30	200	170.000 ¹	170.000
Polen	24.000	10.000	?	?
Estland	100	100	12.000	12.000
I alt	1.180.850	756.620	215.592	237.166

Wetlands International opgjorde vinterbestanden til 760.000 i 2000 (Tabel 4.5.1). Tallene repræsenterer som nævnt, hvad der rent faktisk er optalt, uden at der er forsøgt en korrektion for områder, der ikke er dækket, og fugle, der ikke ses. Indførsel af nye tællemetoder for midvintertællinger i Danmark (transektflyvninger med såkaldt Distance Sampling, i kombination med Spatial Modelling (Petersen m.fl. 2006)) førte til et korrigeret estimat på 630.000 ederfugle i de danske farvande i 2004 (sml. med tallet på 370.000 i 2000). 760.000 optalte fugle i slutningen af 1990'erne (jf. Tab. 4.5.1) svarer derfor formentlig til en bestandsstørrelse på 1,1-1,2 mill. fugle i 2000. Man skal bemærke, at de reviderede bestandsestimater ikke ændrer ved vurderingen af tilbagegangen. Den er også på 30-40% med de reviderede tal.

Bestandsudviklingen siden 2000 er kun meget sporadisk belyst. Der er i 2008 gennemført en landsdækkende midvintertælling i de danske farvande, men egentlige beregninger af antal ederfugle foreligger endnu ikke. Sammenlagt blev der registreret 140.000 ederfugle, mod 240.000 i 2004 (I.K. Petersen, pers. medd.), hvilket tyder på, at tilbagegangen fortsætter. Det skal dog bemærkes, at antallet af ederfugle registreret på den svenske vestkyst har været stigende i denne periode, og at det sammenlagt er steget fra 6.000 i slutningen af 1970'erne til 50.000 efter år 2000 (Nilsson 2008). Helt nye optællingsresultater langs den norske Skagerrakkyst viser, at antallet af overvintrende fugle er ca. 30.000 fugle (I.K. Petersen, pers. medd.). Det er således en konkret mulighed, at en del af de ederfugle, der "mangler" ved midvintertællinger i de danske farvande, i dag overvintrer andre steder.

Overlevelse og reproduktion

Ederfugle har en meget høj årlig overlevelse (for hunner 87-88% årligt i 1970'erne), og en tilsvarende lav rekruttering. Men den er atypisk for fuglearter med så høj overlevelse, fordi den lægger ganske store kuld og efterfølgende har en høj dødelighed af ællinger. Kun ca. 8% af mange tusinde ællinger mærket i 1970'erne overlevede til kønsmodenhed. På daværende tidspunkt ynglede de fleste ederfuglehunner først som 3- eller 4-årige.

Det indebærer, at ederfugles bestandsudvikling vil være følsom over for ændringer i voksendødeligheden - og langt mindre følsom over for mindre ændringer i bl.a. kuldstørrelse. Dette betyder naturligvis ikke, at bestanden ikke vil gå tilbage, hvis rekrutteringen ikke kan opveje dødelig-

heden af voksne fugle, men det betyder, at et beskedent fald i voksenoverlevelsen vil have lige så stor virkning på bestandsstørrelsen som et betydeligt fald i kuld størrelse.

Mht. reproduktionen er de mest aktuelle data fra undersøgelserne i 2007 og 2008. I Stavns Fjord var kuld størrelsen i 1970'erne 4,43 æg/kuld, mens den i 2007 var 3,64 æg/kuld (forskul 0,79 æg/kuld). På Saltholm var den i begyndelsen af 1990'erne 4,24 æg/kuld, mens den i 2008 var 3,72 æg/kuld (forskul 0,52 æg/kuld). Æggenes størrelse var uændret, og det samme var hunnernes kondition (vægt) ved afslutningen af rugningen. Hunnerne vejer således 70-100 g mindre ved starten af æglægning (hvor de vejer ca. 2.500 g) end de gjorde tidligere. Indflydelsen af den reducerede kuld størrelse på udviklingen i bestanden vil kun kunne ændre vækstraten med ca. 1%, og faldende kuld størrelser kan således ikke forklare bestandsudviklingen.

Christiansø afviger dog også på dette punkt fra de andre undersøgte kolonier. Der klækkede ællinger både i 2007 og 2008, men efterfølgende optællinger omkring Bornholm viste, at de omkom efterfølgende, og at der stort set ikke kom unger på vingerne i noget af de to år.

Hvad angår den samlede bestandsudvikling er der siden 1990'erne sket et meget markant fald i andelen af ungfugle i det danske vildtudbytte (se nedenfor). Der er således ingen tvivl om, at faldende reproduktiv succes yder et betydeligt bidrag til bestandstilbagegangen. De tilgængelige oplysninger om kuld størrelser tyder imidlertid på, at der snarere er tale om høj dødelighed blandt ællinger end om faldende kuld størrelser.

Ud over en faldende bestandsstørrelse er det også konstateret, at kønsratioen for gamle ederfugle er ændret markant i forhold til tidligere. I vinterkvartererne i Danmark var kønsratioen blandt gamle fugle i mange år (ca. 1960-1995) 1,5 (60% hanner og 40% hunner, Noer m.fl. 1995). Men siden begyndelsen af 1990'erne er kønsratioen øget til aktuelt ca. 2,3 (70% hanner og 30% hunner, Lehikoinen m.fl. 2008, og se nedenfor). Hos ederfugl klækker lige mange hanner og hunner, men allerede når ællingerne bliver flyvedygtige kan der konstateres en overvægt af hanner (Swennen m.fl. 1979). Denne overvægt af hanner øges med alderen.

Den øgede overvægt af hanner i bestanden i 1990'erne kan i princippet være forårsaget af en forskul i overlevelse af hanner og hunner på ællingestadiet. Det er dog sandsynligt at et vist fald i overlevelsen af gamle hunner i det mindste har bidraget. Faldet i andelen af gamle hunner indikerer, at tilbagegangen ud fra en populationsdynamisk betragtning er mere alvorlig end det fremgår af midvintertællingerne – dvs. bestandsestimaterne fra Wetlands International – der ikke skelner mellem køn.

Ederfuglebestandene i Baltikum er således reduceret med 30-40% over en 10-årig periode, hvilket i forhold til IUCN's rødlistekriterier kunne give anledning til at kategorisere arten som "sårbar". Når dette ikke er sket, skyldes det først og fremmest at IUCN's kriterier omhandler den reproducerende del af en bestand, og altså ikke hele bestanden. Mens der er evidens for at vinterbestanden er gået tilbage (hvilket til dels skyldes, at dele af bestanden nu overvintrer uden for de danske farvande), er der ikke nogen entydig evidens for, hvor meget ynglebestandene er reduce-

ret, jf. Tabel 4.5.1 ovenfor og data fra de danske ynglebestande - Christiansø undtaget.

Det skal også nævnes, at ederfugle-bestandene i Østersø-Kattegat området har været i vækst igennem en meget lang periode, og at dele af problemerne – fuglekolera, parasit- og virusangreb – ville være konsistente med billedet af en bestand, der har opnået en for høj tæthed. For de dele af de danske ynglebestande, der omkom efter epidemierne af fuglekolera, må man sige, at årsagen er kendt, jf. gennemgangen af IUCN's kriterier i Afsnit 2 ovenfor.

Ederfugl figurer ikke på listen over arter med ugunstig bevaringsstatus i "Vejledning om jagt", og den er evalueret som "secure" af Birdlife International (2004). Årsagen hertil er tilsyneladende, at disse to publikationer betragter den samlede europæiske bestand under ét, dvs. at ynglebestandene på Færøerne, i England, og i Vest- og Nordnorge - der alle tilsyneladende er stabile - indgår i bestandsvurderingen.

Årsager til tilbagegangen

Det er meget vanskeligt at finde en fællesnævner for tilbagegangen. I Danmark er der tale om udbrud af fuglekolera i Kattegat-området, mens Christiansø-bestanden ser ud til at være ramt af fødemangel i yngletiden. I Finland har der været rapporter om, at parasit- og virusinfektioner har ramt hunner og ællinger i yngleområderne, og i Vadehavet, hvor der var massedød i 1999 og 2000, var der tilsyneladende tale om sult i forbindelse med overfiskning af muslinger (Kats 2007).

Resultaterne fra Stavns Fjord og Saltholm 2007 og 2008 tyder ikke på, at der er alvorlige problemer i vinterkvartererne i Kattegat. Hvis det var tilfældet, måtte man forvente at de kolonier, hvor fuglene opholder i området hele året, måtte være de hårdest ramte. Det samme tyder vægte af fældende hunner og de foreløbige tal for fugle i vinteren 2008/09 på.

Der er dermed mere, der peger i retning af problemer på ynglepladserne i de indre dele af Østersøen – fra Christiansø mod nordøst. Ifølge finske forskere har de indre dele af Østersøen ikke haft saltvandsindbrud i mange år, og blåmuslinger - ederfugles hovedfødeemne - trives angiveligt ekstremt dårligt i det mere og mere ferske vand.

Senest er der i 2009 publiceret analyser, der viser, at flere fuglearter i den indre Østersø – bl.a. ederfugl - lider af mangel på vitamin B₁ (thiamin), hvilket både kan reducere kuld størrelsen og overlevelsen såvel af ællinger som af voksne fugle (Balk m.fl. 2009). Årsagerne til denne mangel og dens betydning for bestandsudviklingen kan endnu ikke klargøres.

Jagten i Danmark

Jagttid

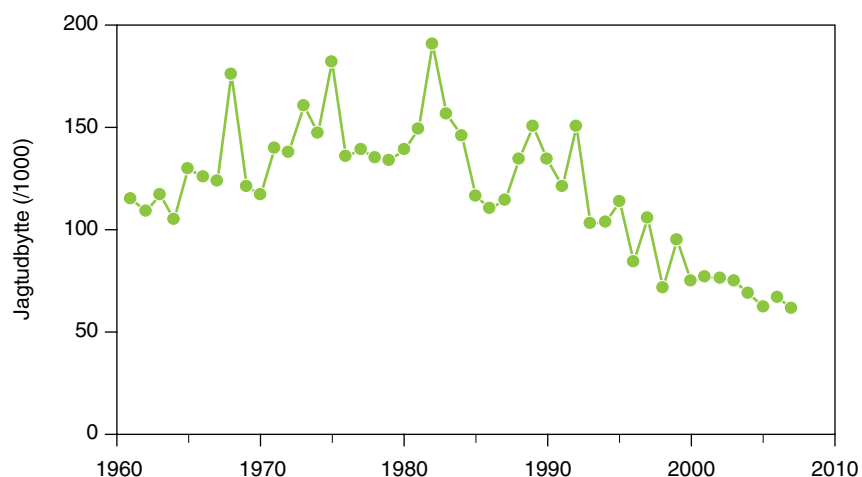
Aktuelt har ederfugl jagttid fra 1.10. til 15.1. (hunner) og 1.10. til 31.1. (hanner). Hanner må desuden jages på fiskeriterritoriet uden for EF-Fuglebeskyttelsesområderne fra 1.2. til 15.2.

Jagtudbytte

Ederfuglen er fredet i England, Holland og Tyskland, mens den er jagtbar i Frankrig, Danmark, Sverige og Finland. Hovedparten af det samlede udbytte, ca. 75%, tages i Danmark.

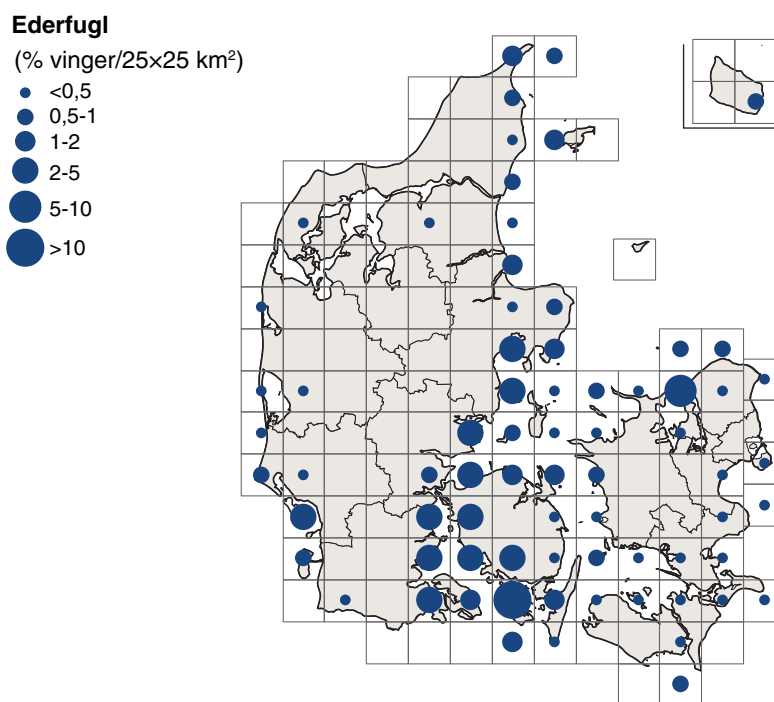
Jagtudbyttet i Danmark voksede mellem 1960 og ca. 1980 fra 50.000 til 130.000, hvorefter det igen aftog (Fig. 4.5.21). Nedgangen skyldes primært faldende interesse for havjagt, idet antallet af jægere, der nedlagde ederfugl, aftog fra ca. 13.000 til 7.500 fra midten af 1980'erne til slutningen af 1990'erne (Christensen 2005).

Figur 4.5.21. Det årlige jagtudbytte af ederfugl i Danmark, 1961/62-2007/08.



Den geografiske fordeling (i procent) af udbyttet af ederfugle viser, at de fleste ederfugle tages i Lillebælt og Sydfynske Øhav (Fig. 4.5.22). Denne fordeling er i en vis modsætning til fordelingen i 1970'erne, hvor en langt større andel af udbyttet blev taget i Kattegat. Denne udvikling kunne allerede konstateres i slutningen af 1980'erne (Noer m.fl. 1995).

Figur 4.5.22. Den geografiske fordeling (i procent) af 9.253 vinger af ederfugl indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Knap 70% af udbyttet tages ved motorbådsjagt/havjagt, mens 25% tages på trækjagt (Madsen m.fl. 1996). Der er visse forskelle i udbredelsen af de to jagtformer. I Kattegat tages en større andel af udbyttet på havjagt, mens trækjagt har forholdsvis større betydning i Storebælt og Sydfynske Øhav.

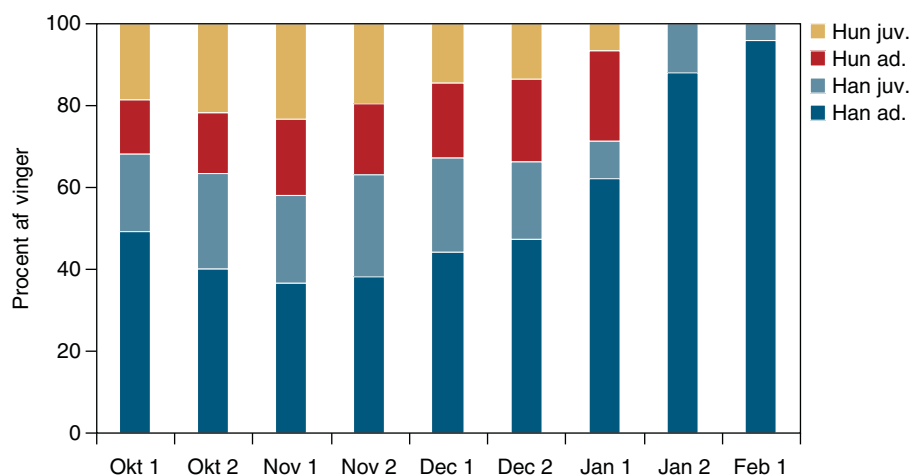
De begrænsninger, der i 1990'erne blev lagt på jagten på ederfugle (ingen jagt i fuglebeskyttelsesområder i februar), medførte i første omgang ikke noget fald i det samlede jagtudbytte, men i stedet i et øget udbytte i januar.

Da tilbagegangen i bestanden blev klar (Desholm m.fl. 2002), og det samtidig viste sig, at kønsratioen for voksne fugle havde ændret sig fra 60:40 til 70:30, foreslog Bregnballe m.fl. (2003) differentierede jagttider for hanner (1.10. til 15.2.) og hunner (1.10.-15.1.). Samtidig blev jagttiden for sortand, fløjlsand og havlit udvidet med 14 dage, til 15.2. Baggrunden var en antagelse om, at en generel afkortning af jagtsæsonen sandsynligvis ikke ville ændre udbyttet, men blot føre til, at fuglene i stedet blev nedlagt på et tidligere tidspunkt. Dermed måtte jagttiderne planlægges, så der var et incitament for fortsat at drive jagt efter det tidspunkt, hvor ederfuglehunner blev fredet. Efter indstilling fra Vildtforvaltningsrådet blev disse jagttider indført i 2004.

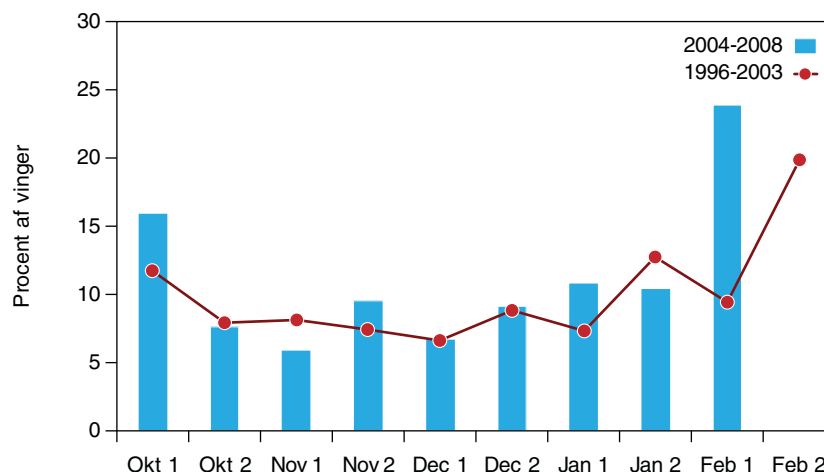
Indførelsen af en differentieret jagttid for hanner og hunner i 2004 førte til et betydeligt fald i især andelen af gamle hunner i udbyttet. Før 2004 nedlagdes årligt ca. 17.000 gamle og 10.000 unge ederfuglehunner i Danmark. Efter 2004 (Fig. 4.5.23) kan udbyttets gennemsnitlige køns- og alderssammensætning vurderes til 52.000 hanner (43.000 ad. og 9.000 1.-års) og 14.000 hunner (godt 7.000 ad og 6.600 1.-års). Effekten af omlægningen af jagttider (ca. 10.000 færre gamle og 3.500 færre unge hunner i årsudbyttet) er dermed en smule større end forudsagt af Bregnballe m.fl. (2003).

Den tidsmæssige fordeling af udbyttet viser, at de fleste fugle tages i begyndelsen og slutningen af sæsonen (op til ca. 70%, Fig. 4.5.24).

Figur 4.5.23. Køns- og alderssammensætningen af 8.502 vinger af ederfugl indsendt i sæsonerne 2004/05-2008/09.



Figur 4.5.24. Den tidsmæssige fordeling af 6.847 vinger af ederfugl indsendt i sæsonerne 2004/05-2008/09.



Jagtens indflydelse på bestanden

Ederfugl er en art, hvor langt den største del af det samlede udbytte i Europa tages i Danmark. Det betyder, at jagtens indflydelse på bestanden må overvejes nøje netop ved en revision af de danske jagttider.

Tilbagegangen i den samlede bestand er tilsyneladende ganske voldsom, men det er ikke for indeværende muligt at drage generelle konklusioner, da udviklingen i de sidste otte år stadig er for dårligt belyst. Ud fra den foreliggende viden er problemerne centreret omkring ynglebestandene i de indre dele af Østersøen (Christiansø, den østsvenske bestand, den finske bestand, og muligvis den estiske bestand). Disse bestande udgør sammenlagt omkring 90% af flyway-bestanden, og den største del af det danske jagtudbytte stammer fra dem.

Jagtens indflydelse må som drøftet i Afsnit 3.5 antages at være additiv i en tilbagegangssituation, men påvirkningernes omfang reduceres dog af, at udbyttet i stigende grad består af hanner. Med den aktuelle kønsratio er der et meget stort overskud af hanner i bestandene.

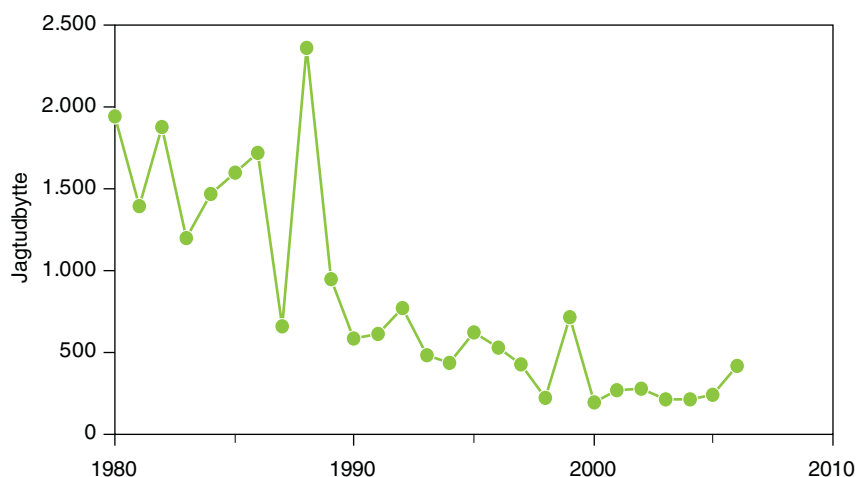
For hunnerne er udbyttet i Danmark reduceret med i alt 13.000-14.000 fugle (1.-års eller ældre) som følge af omlægningen af jagttider i 2004. Det må dog vurderes, at antallet af hunner, der nedlægges i Danmark, stadig udgør en ikke ubetydelig andel af den samlede dødelighed i bestanden. Hvis det fx antages, at bestanden i 2008 samlet omfattede 300.000 ynglende hunner, vil der med en mortalitet på 13% årligt dø 39.000 hunner. De ca. 7.000 adulte hunner, der nedlægges i Danmark, udgør derfor anslåelsesvis 15-20% af den samlede dødelighed. Sammenholdt med bestandens aktuelle status må det derfor konkluderes, at indflydelsen af den aktuelle jagt på ederfugl i Danmark er usikker, men sandsynligvis ikke bæredygtig.

Bornholm, hvor bestanden på Christiansø er i meget kraftig tilbagegang, udgør et særtilfælde. Bestanden højest har fået ganske få unger på vingerne i ynglesæsonerne 2007 og 2008. Ved Bornholm nedlægges aktuelt årligt 2-300 ederfugle (Fig. 4.5.25), og genmeldinger af ringmærkede fugle viser, at udbyttet næsten udelukkende består af hunner og ungfugle fra Christiansø-bestanden. Der foreligger således ca. 1.000 genmeldinger af ederfugle mærket på Christiansø fra Bornholm, mod kun 5-10 gen-

meldinger (afhængigt af, hvad der medregnes) af svenske, finske, og estiske fugle. Til sammenligning er der ca. 2.400 genmeldinger af sidstnævnte i de øvrige danske farvande.

Jagtlig udnyttelse af en bestand, der ikke reproducerer sig, kan selvsagt ikke være bæredygtig. Der er således et klart behov for en særfredning af ederfugl ved Bornholm. Denne kan gøres midlertidig, og afhængig af udviklingen i de kommende år og den behøver ikke at omfatte hanner. På grund af abmigration vil de hanner, der forekommer ved Bornholm, være rekrutteret fra hele det udbredelsesområde, der er vist i Fig. 4.5.15.

Figur 4.5.25. Det årlige jagtudbytte af ederfugl ved Bornholm, 1980/81-2006/07.



Vurdering af gældende jagttid

Der er dermed efter al sandsynlighed behov for at tilpasse den jagtlige udnyttelse i Danmark til den aktuelle bestandssituation. De seneste bestandstal er dog snart 10 år gamle, og det er endnu uvist præcist hvordan bestanden har udviklet sig i de mellemliggende år. For de danske kolonier – hvorfra de nyeste tal foreligger, og hvor den jagtlige udnyttelse vil have den største effekt fordi størsteparten af fuglene opholder sig i danske farvande i hele jagtsæsonen – ser det ikke ud til at den jagtlige udnyttelse har haft negative effekter på bestandsudviklingen efter 2000. Kolonien på Christiansø er dog en undtagelse herfra.

Da der foreløbig mangler oplysninger først og fremmest fra Sverige og Finland, der formentlig har ca. 90% af den samlede bestand, kan der ikke gives nogen velunderbygget vurdering af det præcise behov for reduktioner af jagttrykket. Man kan derfor overveje to muligheder, hhv.:

- At lade de nugældende jagttider fortsætte i den næste 3-årige periode, til der foreligger et bedre underbygget grundlag for at vurdere bestandsudviklingen efter 2000. Bestanden af ederfugl er stadig så forholdsvis stor, at der ikke vil være nogen væsentlig risiko forbundet med at fortsætte med den jagtlige udnyttelse i yderligere 3 år.
- Eller man kan vælge ud fra et forsigtighedsprincip at begrænse den jagtlige udnyttelse fra 2010. En sådan begrænsning må, som det er fremlagt ovenfor, i første omgang fokusere på hunnerne. En fortsat jagtlig udnyttelse af hanner vil ikke påvirke bestandens muligheder for at opretholde sig selv i nævneværdig grad.

- Ynglebestanden på Christiansø udgør en undtagelse herfra. Med henvisning til den manglende produktion af ungfugle i 2007 og 2008 bør der indføres en 3-årig særfredning af hunner og ungfugle ved Bornholm.

En særfredning ved Bornholm vil ikke medføre et 100% stop for jagtlig udnyttelse af Christiansø-bestanden. Der er grund til at mene, at ca. halvdelen af Christiansøfuglene overvintrer i det tyske Vadehav, men en mindre del af bestanden overvintrer i de indre danske farvande.

Det skal endelig bemærkes, at i den oversigt over yngle- og forårstræktider, DG Environment har udarbejdet (de såkaldte "Key Concepts") angives forårstrækket for ederfugl i Danmark at begynde 10. februar.

Sortand

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	Kun få yngleforsøg.
Flyway-bestand	1.600.000. Stabil
Gældende jagttid	1.10. til 31.1.*
Jagtudbytte i Danmark	5.000
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

* På fiskeriterritoriet uden for EF-fuglebeskyttelsesområderne desuden 1.2.-15.2.

Forekomst og bestandsudvikling

De bestande af sortand, der forekommer i Danmark, yngler i Fennoskandien, det nordlige Rusland og Vestsibirien. Arten yngler desuden i Island og fåtalligt i Skotland og Irland.

Den samlede bestand er estimeret til 1.600.000 fugle og vurderes at være stabil (Wetlands International 2006). I de danske farvande er talt op til ca. 900.000 sortænder ved midvintertællinger, men det normale antal er på ca. 500.000. Et forsigtigt estimat for midvintertællingen 2004 var 446.000 individer (Petersen m.fl. 2006).

Hovedforekomsten for sortand i de danske farvande er i det nordlige Kattegat. I 1960'erne forekom store antal ligeledes i områderne ud for Vadehavet (Joensen 1974). I årene omkring 1990 var antallet af sortænder i disse områder betydeligt mindre (Laursen m.fl. 1997). Efterfølgende er forekomsten af sortænder atter steget, og ved midvintertællingen 2004 opholdt knap 30% af de registrerede fugle sig i dette område (Petersen m.fl. 2006).

Jagten i Danmark

Jagttid

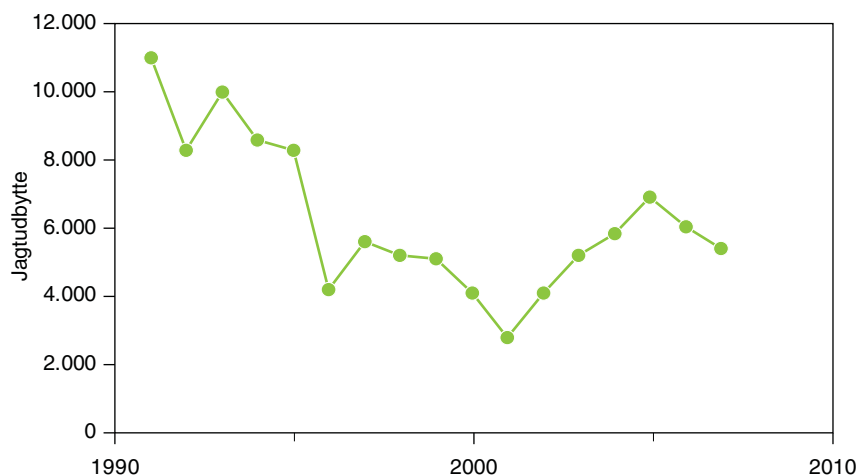
Sortand har aktuelt jagttid fra 1.10. til 31.1. Den må desuden jages på fiskeriterritoriet uden for EF-fuglebeskyttelsesområderne 1.2.-15.2.

Jagtudbytte

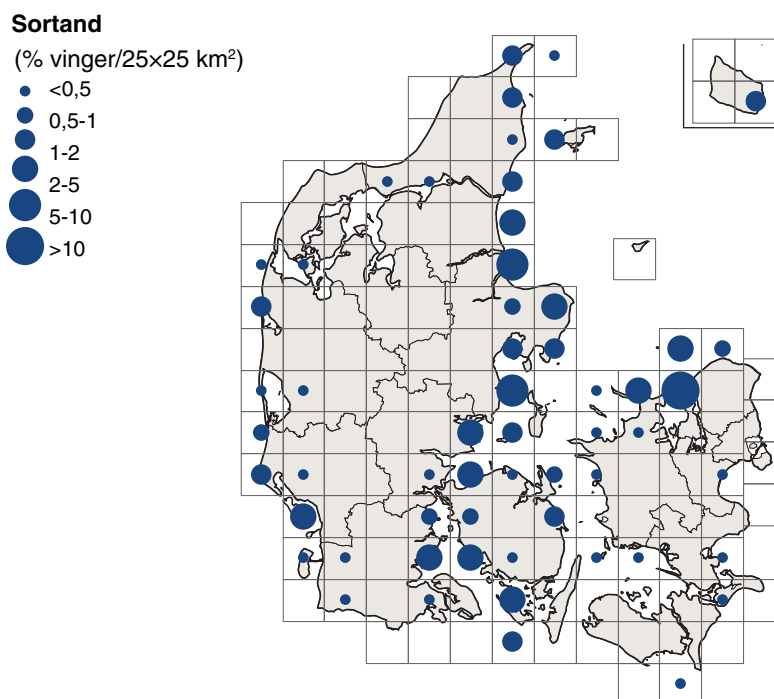
Udbyttet af sortand udgjorde omkring 1970 16.000-19.000 fugle årligt (Joensen 1974). Efterfølgende faldt det gradvist til ca. 10.000 fugle årligt 1985-1995 (Madsen m.fl. 1996). Derefter faldt det yderligere til omkring 5.000 (Bregnballe m.fl. 2003). I sæsonerne efter 2004 har det udgjort 6.000 fugle årligt (Fig. 4.5.26).

Den største del af udbyttet tages i Kattegat, i overensstemmelse med artens forekomst i Danmark (Fig. 4.5.27).

Figur 4.5.26. Det årlige jagtudbytte af sortand i Danmark, 1991/92-2007/08, beregnet ud fra antal indsendte vinger.

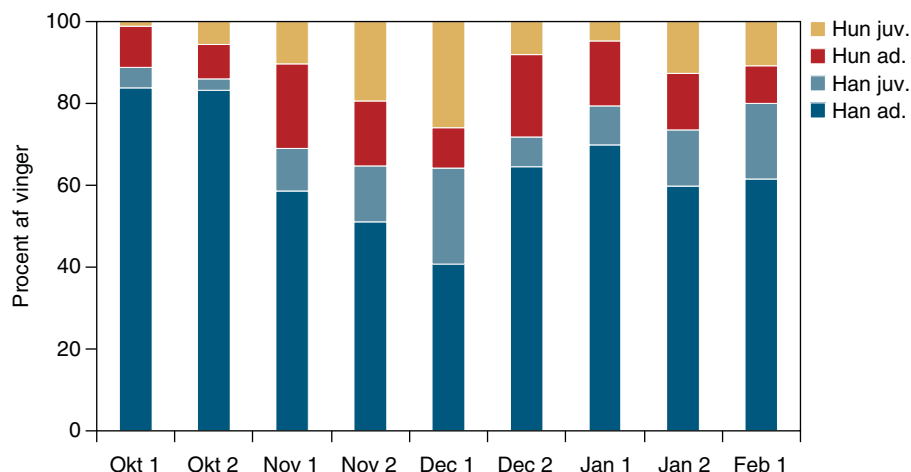


Figur 4.5.27. Den geografiske fordeling (i procent) af 746 vinger af sortand indsendt i sæsonerne 2004/05-2007/08.



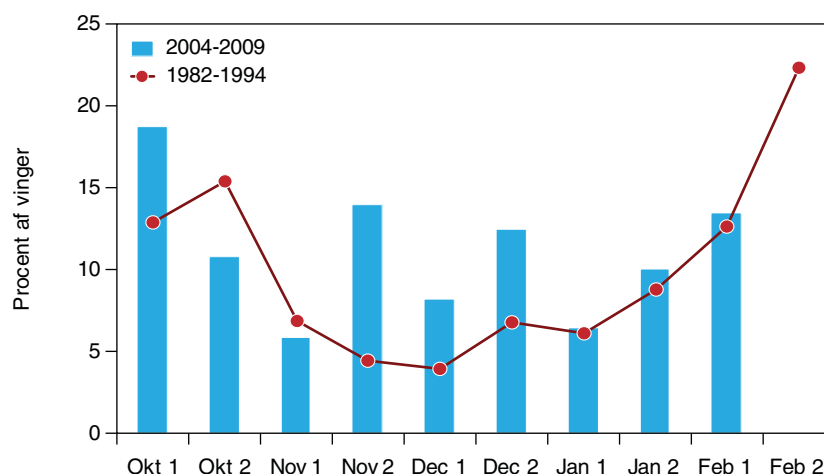
Den samlede køns- og aldersfordeling over jagtsæsonen er 65% han ad., 13% hun ad., 11% han juv. og 11% hun juv. I oktober er der en overvægt af gamle hanner, der formentlig afspejler forekomster af svingfjersfældende hanner i de danske farvande (der stadig er tilstede i efterårs- og vinterperioderne), samt at hunner og ungfugle stadig ikke er ankommet til de danske farvande i nævneværdige antal (Fig. 4.5.28).

Figur 4.5.28. Køns- og aldersfordeling af 983 vinger af sortand indsendt i sæsonerne 2004/05-2008/09.



Den tidsmæssige fordeling af vingerne viser en klar overvægt af efterårsfugle (Fig. 4.5.29). Denne afviger betydeligt fra den tidsmæssige fordeling af havlit og ederfugl (Fig. 4.5.14 og 4.5.23).

Figur 4.5.29. Tidsmæssig fordeling af 993 vinger af sortand indsendt i sæsonerne 2004/05-2008/09. Fordelingen af 2.653 vinger indsendt 1982/83-1993/94 er vist til sammenligning.



Jagts indflydelse

Der er ikke sket større ændringer i antal eller forekomst i de danske farvande i de 40 år, arten har været fulgt, så det faldende jagtudbytte må antages at afspejle en faldende jagtlig interesse.

Ud fra bestandens og udbyttets størrelse kan det derfor konkluderes, at jagten er bæredygtig.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en biologisk vurdering er der ingen anledning til at ændre på de gældende jagttider.

Fløjsand

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark
Flyway-bestand	1.000.000. Udvikling ukendt
Gældende jagttid	1.10.-31.1.*
Jagtudbytte i Danmark	1.200
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

* På fiskeriterritoriet uden for EF-fuglebeskyttelsesområderne desuden 1.2.-15.2.

Forekomst og bestandsudvikling

Den bestand af fløjsand, der forekommer i Danmark, yngler i Vestsibirien, Nordrusland, Fennoskandien og (i begrænset omfang) Baltikum. Den overvintrer i Vestnorge, Nordsøen, de indre danske farvande og Østersøen. Tyngdepunktet ligger i de indre dele af Østersøen, hvor der især er blevet konstateret store antal fløjsænder øst for Rügen og i Rigabugten (Pihl m.fl. 1993). Den samlede bestand blev i 1993 vurderet til ca. 1.000.000 fugle (Pihl m.fl. 1993), og da der kun foreligger én dækkende totaloptælling, kan bestandsudviklingen ikke vurderes. Wetlands International (2006) angiver dog, at arten er stabil.

Omkring 1970 blev op til 37.000 fløjsænder optalt ved landsdækkende midvintertællinger (Joensen 1974). Antallet af overvintrende fløjsænder var lavere end under sommerfældning (ca. 60.000), og det blev konkluderet, at størsteparten af bestanden overvintrer uden for de danske farvande.

Ved tællingerne 1987-1991 blev der registreret op til 41.000 fløjsænder, mens det blev vurderet, at antallet af overvintrende fløjsænder i de danske farvande var faldet, muligvis som følge af reduktioner i antallet af svingfjersfældende fugle (Laursen m.fl. 1997). Det faldende antal fløjsænder i de danske farvande indikerer ikke nødvendigvis en faldende bestandsstørrelse. Der kan også være tale om, at fuglene i stigende grad overvintrer længere inde i Østersøen.

Ved tællingerne i 2000 og 2004 blev der registreret langt mindre antal - i 2004 kun 930 individer. Det blev konkluderet, at arten tilsyneladende optræder mindre talrigt i de danske farvande end tidligere (Pihl m.fl. 2001, Petersen m.fl. 2006).

Der er flere vurderinger af bevaringsstatus. Fløjsand er udmeldt som havende "ugunstig" bevarings status af den Europæiske Kommission (2005 og 2008). Status for forekomsten i de danske farvande blev bedømt som "usikker" af Pihl m.fl. (2003). Kommissionens vurderinger henviser til Birdlife International (2004), hvor arten imidlertid anføres som "provisionally evaluated as declining", og vurderingen omfatter tilsyneladende kun de bestande, der yngler indenfor grænserne af EU, i alt ca. 37.000 par (Birdlife International 2004). Selv med 3 hanner per hun vil denne ynglebestand i det højeste svare til 200.000-250.000 fugle, og med en samlet vinterbestand på op imod 1.000.000 fugle er der altså tale om en forholdsvis begrænset del af flyway-bestanden.

I modsætning hertil omhandler DMU's vurdering den samlede vinterbestand, hvor det ikke er muligt at udtale sig om bestandsudviklingen. An-

tallet af fløjsænder, der fælder og overvintrer i de danske farvande, er utvivlsomt faldet, men hvorvidt dette afspejler en tilbagegang i bestandens størrelse eller skyldes, at fuglene fælder og overvintrer længere mod øst og nordøst i Østersøen, er uvist.

Jagten i Danmark

Jagttid

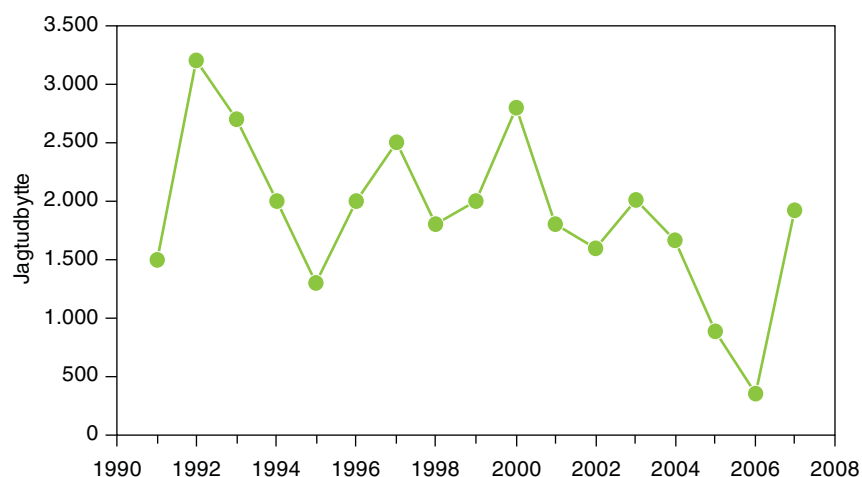
Fløjsanden har aktuelt jagttid fra 1.10. til 31.1. og desuden 1.2.-15.2. på fiskeriterritoriet uden for EF-Fuglebeskyttelseområderne.

Jagtudbytte

Det danske jagtudbytte udgjorde omkring 1970 7.000-10.000 fugle årligt (Joensen 1974). I begyndelsen af 1990'erne var det faldet til 2.000-4.000 (Madsen m.fl. 1996), og i år 2000 til 2.000-3.000 (Bregnballe m.fl. 2003). Siden udvidelsen af jagttiden i 2004 har DMU i alt fået indsendt 187 vinger af fløjsand - fordelt med hhv. 50, 26, 14 og 97 i de enkelte sæsoner.

Med disse tal bliver det beregnede gennemsnitlige udbytte 1.200 fløjsænder årligt, varierende fra 353 fugle i 2007 til 1.923 i 2008 (Fig. 4.5.30). Med så begrænsede prøvestørrelser har tilfældige variationer i materialet selvsagt betydelig indflydelse.

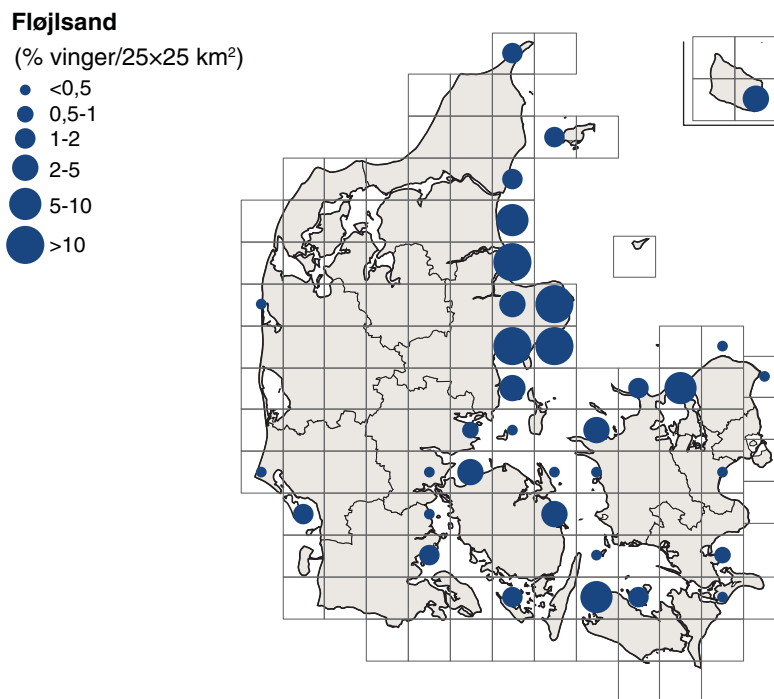
Figur 4.5.30. Jagtudbyttet af fløjsand i Danmark, 1991/92-2007/08, beregnet ud fra antal indsendte vinger.



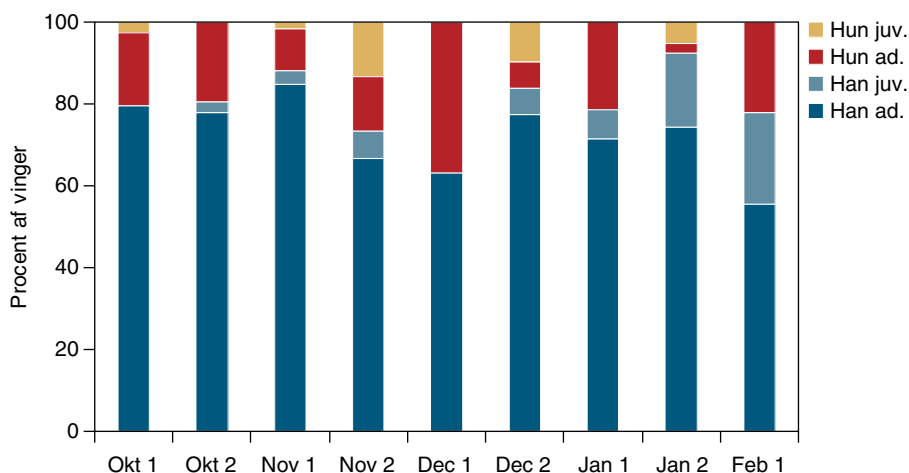
Den geografiske fordeling af udbyttet tyder ikke på større ændringer i forhold til tidligere (Fig. 4.5.31).

Den største del af udbyttet udgøres af gamle hanner. I sæsonerne 2004/05-2007/08 var 72% af udbyttet gamle hanner, 17% gamle hunner, 6% unge hanner og 5% unge hunner. Dette adskiller sig noget fra tidligere fordelinger, der bestod af 55% han ad., 23% hun ad., 10% han juv. og 12% hun juv. (Bregnballe m.fl. 2003). Udbyttet fra sæsonerne 2004/05 til 2007/08 viser som for sortand en tendens til en faldende andel af adulte hanner fra starten af sæsonen og frem (Fig. 4.5.32).

Figur 4.5.31. Den geografiske fordeling (i procent) af 230 vinger af fløjsand indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.

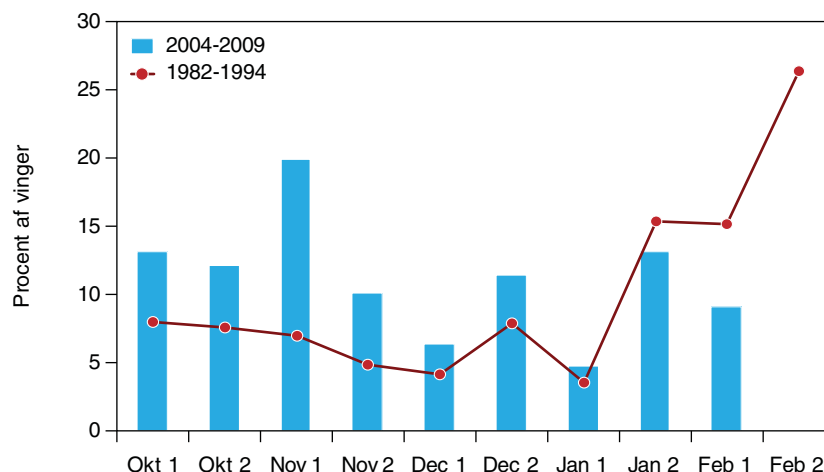


Figur 4.5.32. Køns- og aldersammensætning af 296 vinger af fløjsand indsendt i sæsonerne 2004/05-2008/09.



Den tidsmæssige fordeling over de fem sæsoner viser, at mere end 50% af udbyttet er taget om efteråret (oktober og november), mens under 30% tages i januar og februar (Fig. 4.5.33). Dette adskiller sig markant fra tidligere tiders fordeling, hvor udbyttet sidst på sæsonen (januar og februar) udgjorde omkring 50% (Joensen 1974, Madsen m.fl. 1996, Bregnballe m.fl. 2003). Denne forskel kan næppe skyldes at jagttrykket fordeler sig anderledes igennem sæsonen, jf. fordelingerne af udbyttet af havlit og ederfugl (Fig. 4.5.14 og 4.5.24). Den kunne, tilsammen med de meget lave antal der er registreret ved de seneste midvintertællinger, i stedet tyde på, at fuglene efter endt fældning foretager et "efterårstræk" længere ind i Østersøen.

Figur 4.5.33. Den tidsmæssige fordeling af 297 vinger af fløjlsand indsendt i sæsonerne 2004/05-2008/09. Fordelingen af 985 vinger indsendt i sæsonerne 1982/83-1993/94 er vist til sammenligning.



Jagten indflydelse på bestanden

Med et årligt udbytte på 1.200 fugle, hvoraf 78% er hanner, nedlægges aktuelt ca. 250 hunner årligt i Danmark. I forhold til bestandsstørrelsen er den jagtlige udnyttelse dermed så begrænset, at jagten må vurderes som bæredygtig.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en biologisk betragtning er der ingen anledning til at ændre på de nuværende jagttider.

Den af EU foreslåede forvaltningsplan for fløjlsand (Den Europæiske Kommission 2005) vurderer ligeledes, at den jagtlige udnyttelse i Danmark ikke har indflydelse på bestandsudviklingen og fokuserer i stedet på oprettelsen af "havreservater" og begrænsninger af det (i øvrigt ukendte) antal fugle, der drukner i fiskeredskaber. I og med de foreliggende data kan fortolkes således at fløjlsand i aftagende omfang overvintrer i Danmark er det dog vanskeligt at vurdere det reelle behov for sådanne reservater.

Stor skallesluger

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	30-35 par. Stabil?
Flyway-bestand	266.000. Muligvis faldende
Gældende jagttid	1.10.-31.1.*
Jagtudbytte i Danmark	1.000
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

* Stor skallesluger er fredet på fiskeriterritoriet syd for 55°40' N.

Forekomst og bestandsudvikling

Stor skallesluger yngler fåtalligt i Danmark. Dertil kommer, at betydelige antal passerer Danmark på efterårstræk eller overvintrer.

Der foreligger en enkelt genmelding af en hun mærket som ynglefugl på Sjælland og efterfølgende nedlagt i januar ca. 5 km fra mærkningsstedet. Det viser, at i det mindste nogle fugle fra den lille danske ynglebestand er standfugle (Bønløkke m.fl. 2006).

Genmeldinger af udenlandsk mærkede store skalleslugere viser, at norske, svenske og finske fugle overvintrer i Danmark eller passerer landet på træk (Bønløkke m.fl. 2006).

Den danske ynglebestand er vurderet til 30-35 par, den norske til 1.000-5.000, den svenske til 10.000-20.000 og den finske til 20.000-30.000 (Birdlife International 2004). Med undtagelse af den finske bestand, der angives at være i tilbagegang, vurderes ynglebestandene som stabile (Birdlife International 2004).

På den danske rødliste er stor skallesluger vurderet som sårbar. Denne vurdering er begrundet i den lille ynglebestand.

Den samlede europæiske overvintrende bestand af stor skallesluger er vurderet til 266.000 individer. Bestandsstørrelsen er muligvis faldende, men de foreliggende data er ikke tilstrækkelige til en sikker konklusion (Wetlands international 2006). Nyere trendanalyser af bestandsindeks viser en tilbagegang i Baltikum-Skandinavien, stabilitet i NV-Europa og en stigning i Centraleuropa (Delany m.fl. 2008).

Jagten i Danmark

Jagttid

Stor skallesluger har jagttid fra 1.10. til 31.1. Af hensyn til den lille danske ynglebestand er arten fredet på fiskeriterritoriet syd for 55°40' N.

Jagtudbytte

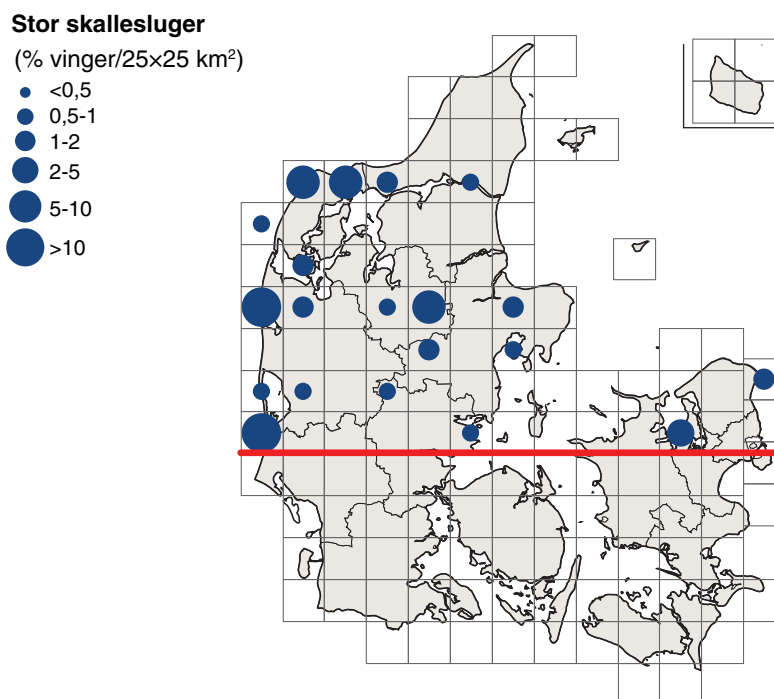
I slutningen af 1960'erne udgjorde udbyttet ca. 6.000 fugle (Joensen 1974). Siden er det faldet jævnt. Faldet fortsatte i 1990'erne, og over de seneste fire jagtsæsoner har udbyttet i gennemsnit været lidt under 1.000 fugle (Fig. 4.5.34).

Den geografiske fordeling af udbyttet af stor skallesluger er vist i Fig. 4.5.35. Den største del af udbyttet tages i Nordvest- og Vestjylland.

Figur 4.5.34. Det årlige jagtudbytte af stor skallesluger i Danmark, 1991/92-2007/08, beregnet ud fra antal indsendte vinger.



Figur 4.5.35. Den geografiske fordeling (i procent) af 170 vinger af stor skallesluger indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08. Jagt er ikke tilladt syd for 55° 40' N (markeret med rød linje).



Køns- og alderssammensætningen af udbyttet er 55% han ad., 24% hun ad., 12% han juv. og 9% hun juv. Fordelingen har ikke udvist større ændringer (jf. Bregnballe m.fl. 2003).

Jagtens indflydelse på bestanden

De bestande af stor skallesluger, der passerer Danmark på træk eller overvintrer, er vurderet til 31.000-55.000 par, hvilket som et minimum vil svare til en efterårsbestand på 75.000-150.000 fugle. Med et årligt udbytte på ca. 1.000 fugle må jagten i Danmark vurderes som bæredygtig.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en bestandsbiologisk vurdering er der ikke grund til at ændre på den nuværende jagttid.

Toppet skallesluger

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	2.000-3.000 par. Muligvis aftagende
Flyway-bestand	170.000. Stabil
Gældende jagttid	1.10.-31.1.*
Jagtudbytte i Danmark	1.200
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

* Toppet skallesluger er fredet på fiskeriterritoriet syd for 55°40' N.

Forekomst og bestandsudvikling

Toppet skallesluger er en ret almindelig ynglefugl i Danmark. Desuden forekommer den på træk og overvintring.

De danske ynglefugle er hovedsageligt standfugle, selvom enkelte er genmeldt fra Holland, England og Frankrig. Der er genmelding af norske, svenske, finske og estiske fugle fra Danmark om efteråret og vinteren (Bønløkke m.fl. 2006).

Ynglebestanden i Danmark er vurderet til 2.000-3.000 par og stabil af Birdlife International (2004). Den norske bestand vurderes til 10.000-30.000 par og aftagende, den svenske til 14.000-18.000 par og aftagende, den finske til 30.000-40.000 par og i vækst og den estiske til 500-1.000 par og stabil (Birdlife International 2004). De øvrige ynglestande i Baltikum er meget små.

Den samlede overvintrende bestand i Nordvesteuropa er vurderet til 170.000 fugle. Bestandsudviklingen kan ikke vurderes (Wetlands International 2006). De seneste trendanalyser af bestandsindeks viser en stigning i Baltikum-Skandinavien og NV-Europa over de sidste 35 år (Delany m.fl. 2008). I NV-Europa har indeks dog været stabilt siden 1985.

Jagten i Danmark

Jagttid

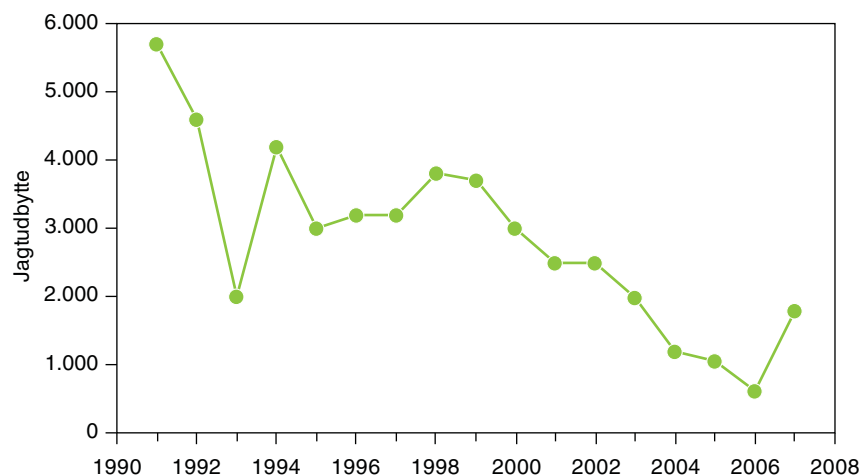
Toppet skallesluger har jagttid fra 1.10. til 31.1. Af hensyn til den lille danske ynglebestand af stor skallesluger er toppet skallesluger pga. forvekslingsmuligheder fredet på fiskeriterritoriet syd for 55° 40' N.

Jagtudbytte

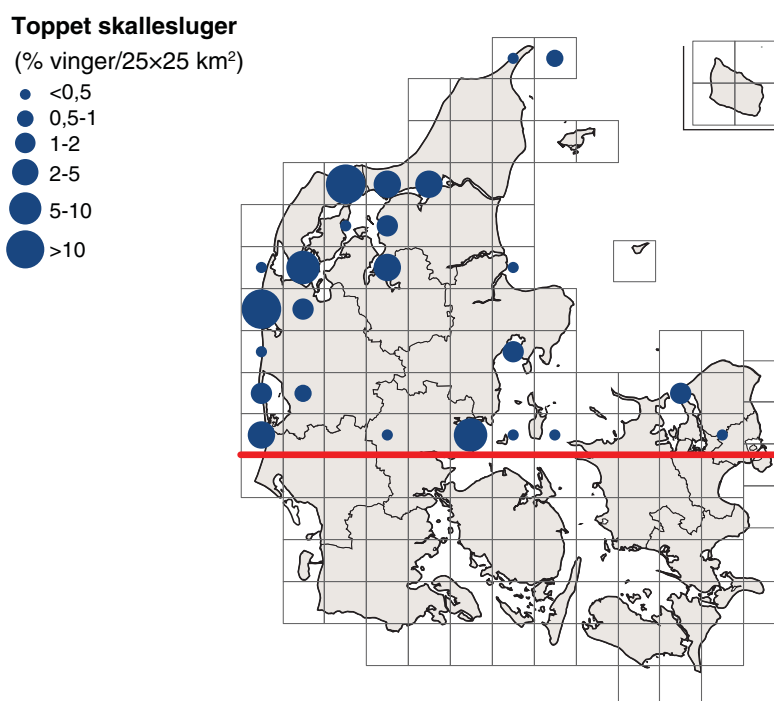
Omkring 1970 udgjorde det årlige udbytte ca. 7.000 fugle (Joensen 1974). Siden da er det faldet jævnt. Faldet er fortsat i perioden 1991-2008, og over de seneste fire jagtsæsoner er der i gennemsnit nedlagt ca. 1.200 fugle (Fig. 4.5.36).

Den geografiske fordeling af udbyttet af toppet skallesluger er vist i Fig. 4.5.37. Langt de fleste toppede skalleslugere nedlægges i Nordvest- og Vestjylland.

Figur 4.5.36. Det årlige jagtudbytte af toppet skallesluger i Danmark, 1991/92-2007/08, beregnet ud fra antal indsendte vinger.



Figur 4.5.37. Den geografiske fordeling (i procent) af 254 vinger af toppet skallesluger indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08. Jagt er ikke tilladt syd for 55° 40' N (markeret med rød linje).



Køns- og alderssammensætningen af udbyttet er 41% han ad., 19% hun ad., 21% han juv. og 19% hun juv. Ift. tidligere (Bregnballe m.fl. 2003) kan der ikke konstateres nævneværdige ændringer.

Jagtens indflydelse på bestanden

De bestande, der trækker gennem eller overvintrer i de danske farvande, udgør sammenlagt 56.500-92.000 ynglepar, hvilket svarer meget godt til en vinterbestand på ca. 170.000 fugle. Med et årligt jagtudbytte på ca. 1.200 fugle i Danmark må jagten vurderes som bæredygtig.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en bestandsbiologisk vurdering er der ikke grund til at ændre på den nuværende jagttid.

4.6 Hønsfugle



Foto: Poul Hartmann.

Agerhøne

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	Skønnet til 47.000 par i 2003. Fluktuerende, men sandsynligvis i langsigtet tilbagegang
Gældende jagttid	16.9.-31.10.*
Jagtudbytte i Danmark	20.000-25.000**. Faldende
Udsætning	20.000-25.000 individer årligt
Jagtens indflydelse	Kan ikke vurderes på grund af udsætning, men sandsynligvis ikke bæredygtig

* En række undtagelsesbestemmelser nævnes nedenfor i teksten.

** Udsatte agerhøns indgår i udbyttet.

Forekomst og bestandsudvikling

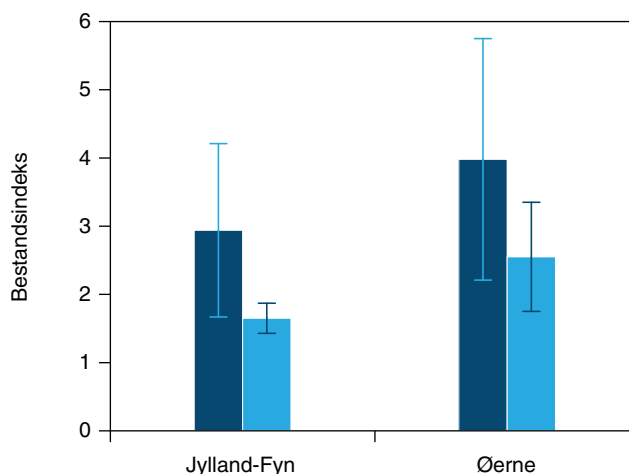
Agerhønen er udbredt over det meste af landet og lever næsten udelukkende i det åbne land - dyrket som udyrket. En opgørelse fra 1990'erne anslog bestanden til 20.000-30.000 par (Grell 1998). En beregning baseret på data fra 2003 giver dog en skønnet bestand på 47.000 par (se nedenfor). Der kan være flere fejlkilder i dette skøn, idet det bygger på opgørelser fra jagtterræner, hvor der sandsynligvis er en overrepræsentation af levesteder, hvor der er gjort en aktiv indsats for at begunstige markvildtet. Omvendt er der sandsynligvis overset fugle på nogle jagtterræner. Størrelsesordenen af skønnet tyder på, at tidligere opgørelser har undervurderet bestandsstørrelsen.

Overlevelsen af både unge og ældre agerhøns afhænger af vejr, prædation og fødeudbud, og bestandsstørrelsen kan derfor fluktuere. Efter en vellykket ynglesæson i 2008 og en høj overlevelse 2008/09 har ynglebestanden sandsynligvis været større i 2009 end i 2003. Enkeltstående vellykkede ynglesæsoner er dog ikke nødvendigvis udtryk for, at den langsigtede tilbagegang er ophørt.

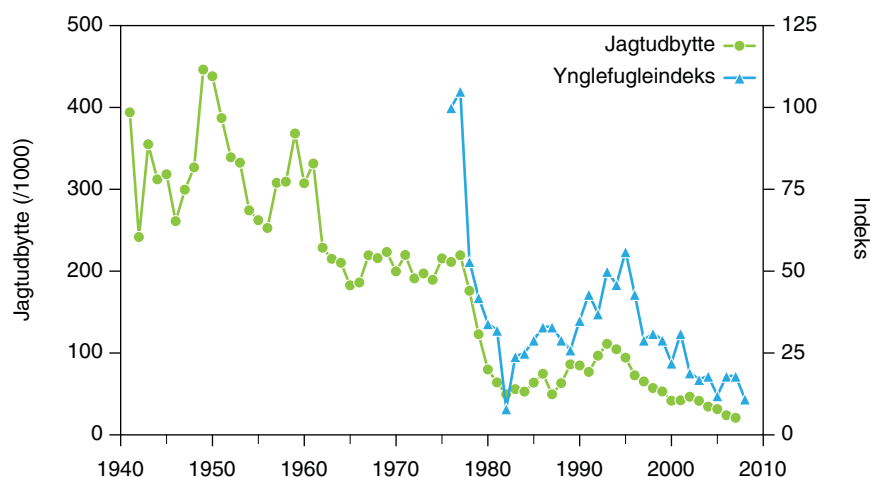
Tætheden af agerhøns synes at være større øst for Storebælt end i Jylland og på Fyn (Fig. 4.6.1). En sådan forskel var ikke tydelig i midten af 1990'erne (Grell 1998), men det er dog bemærkelsesværdigt, at der dengang var lave tætheder i Sønderjylland, nordvestlige Sjælland, Fyn og i Nordjylland - et mønster som også kan genfindes i data fra 2003 (Asferg m.fl. 2006). Nyere undersøgelser tyder på, at agerhøne lokalt optræder i meget varierende tætheder, hvoraf de største måske endda kan betegnes som kerneområder i forhold til forekomsterne i det omgivende landskab (DMU 2009).

Selvom bestanden aktuelt nok er lidt større, end man oprindeligt har antaget, hersker der dog ingen tvivl om, at bestanden har undergået en markant nedgang over de sidste ca. 50 år. Dette er afspejlet i jagtudbyttet, som aktuelt udgør under 10% af, hvad det var i 1940'erne og 1950'erne (Fig. 4.6.2). Nedgangen i jagtudbyttet har dog muligvis været større end den reelle bestandsændring, fordi agerhønsene kan være udsat for en mildere afskydning end tidligere, idet der på en del jagtterræner angives at være frivillige fredninger pga. lave bestandstætheder (Asferg m.fl. 2006). Den generelle bestandstilbagegang over de sidste ca. 20 år er foregået i alle landsdele (Fig. 4.6.3).

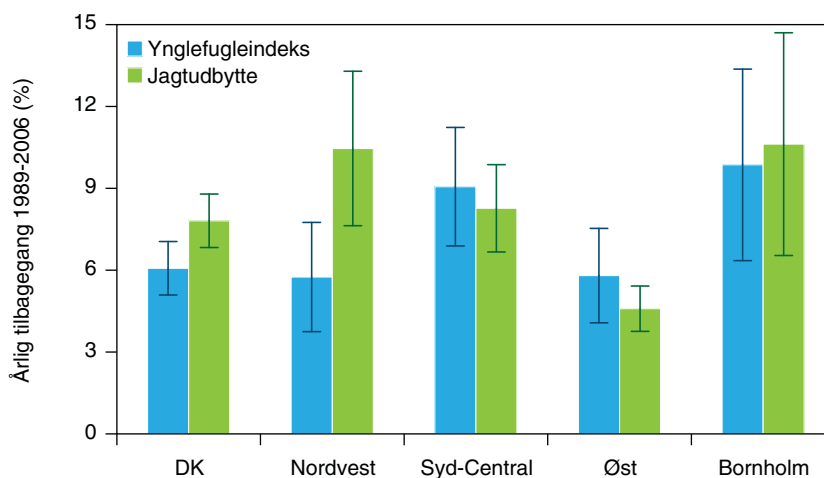
Figur 4.6.1. Bestandsindeks beregnet fra data fra to undersøgelser - (mørkeblå: DMU 2009, lyseblå: Asferg m.fl. 2006). De lodrette linjer angiver de beregnede statistiske 95%-sikkerhedsgrænser for indeks.



Figur 4.6.2. Det årlige jagtudbytte i Danmark, 1941/42-2007/08, og ynglefugleindeks for agerhøne i perioden 1976-2008 (efter Asferg 2008 og Heldbjerg & Eskildsen 2009).



Figur 4.6.3. Gennemsnitlig årlig ændring i bestandsindeks på nationalt og regionalt niveau 1989-2006 baseret på ynglefugleindeks og jagtudbytte for agerhøne (data fra Dansk Ornitologisk Forening og DMU). DK: Danmark, Nordvest: Nordjyllands, Viborg og Ringkøbing Amter, Syd-Central: Århus, Vejle, Sønderjylland, Ribe og Fyns Amter, Øst: Sjælland (efter Kahlert m.fl. 2008). De lodrette linjer angiver den statistiske usikkerhed (den såkaldte "standard error of mean") på de beregnede værdier.



Overlevelse og reproduktion

Hos agerhøne er der en forholdsvis lav årlig overlevelse hos de voksne fugle – typisk mellem 25 og 50% i vildtlevende bestande (se gennemgang i Kahlert m.fl. 2008). Til gengæld har arten potentielt en høj årlig reproduktionsrate, idet en hun i gennemsnit kan lægge 15,9 æg (Paludan 1954). Under gunstige forhold, hvor klækningssuccessen og kyllingeoverlevelsen er høj, kan en agerhønebestand derfor vokse hurtigt. Dog har flere undersøgelser vist, at størrelsen af de enkelte parametre i praksis varierer betydeligt mellem år (Blank & Ash 1962, Odderskær & Berthelsen 2007).

Årsager til tilbagegangen

Selvom der er mange faktorer, som kan påvirke en agerhønebestand, tilskrives den markante nedgang i de seneste årtier især den intensivisering, der er sket i landbruget siden 1950'erne. Fødemangel for kyllingerne i det intensivt dyrkede kulturlandskab og tab af egnet redehabitat anses som hovedårsagerne, idet disse faktorer har forringet rekrutteringen af nye individer til bestanden. Individ-baseret modellering af bestandsudviklingen af agerhøns peger på, at både prædation og klimatiske forhold spiller en rolle for bestandsudviklingen, men at denne er underordnet betydningen af den strukturelle udvikling i landbruget (Odderskær m.fl. 2009).

Jagten i Danmark

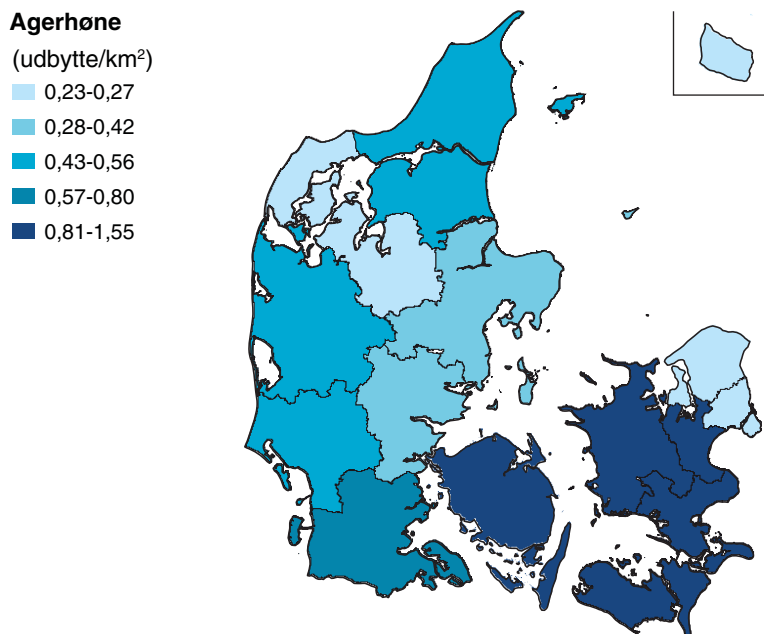
Jagttid

Generelt er der er 1½ måneds jagttid på agerhøne, fra 16. september til 31. oktober. Der er en række undtagelsesbestemmelser. På Sejerø og Nyord er jagten indskrænket til 16.10.-31.10., mens der er jagtforbud på Femø, Mandø og Endelave. Det er uvist, om der er nogen nærmere biologisk begrundelse for disse undtagelsesbestemmelser, eller om de snarere er et udtryk for forskelle i lokale jagttraditioner.

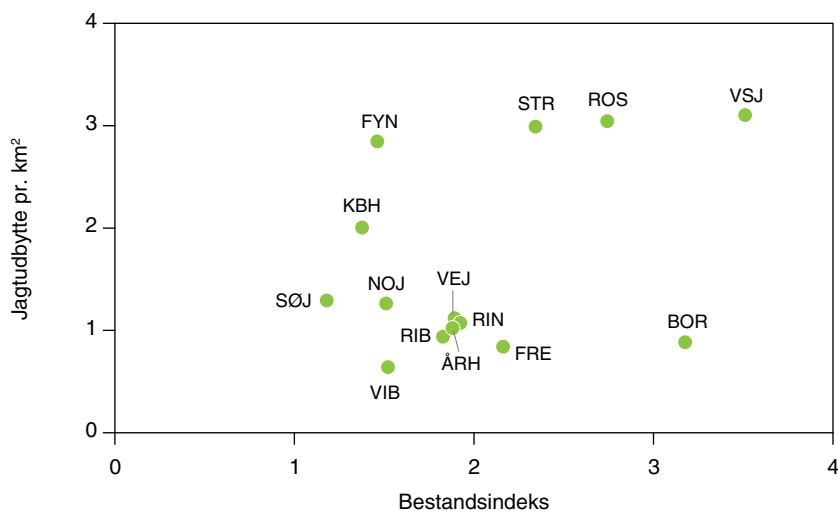
Jagtudbytte

Der nedlægges årligt omkring 20.000-25.000 agerhøns i Danmark. Jagtudbyttet per km² udviser betydelige forskelle mellem landsdelene med de højeste udbytter på øerne, bortset fra Nordsjælland og Bornholm (Fig. 4.6.4). Agerhøne forekommer og bliver nedlagt primært i agerlandsområder. I en analyse, der tager højde for dette, ses det, at der generelt er overensstemmelse mellem jagtudbytte og bestandsstørrelse (Fig. 4.6.5). Der er dog regionale undtagelser. På Bornholm synes der at være et relativt lavt jagttryk i forhold til bestandsstørrelsen, mens der i Københavns og Fyns amter synes at være et jagttryk, der ligger over middel i forhold til bestandens størrelse (resultat fra førstnævnte amt bygger dog på et spinkelt materiale). En overslagsberegning tyder dog ikke på, at der overordnet er større forskelle mellem landsdelene i jagttryk, men det dækker uden tvivl over stor lokal variation (Fig. 4.6.6).

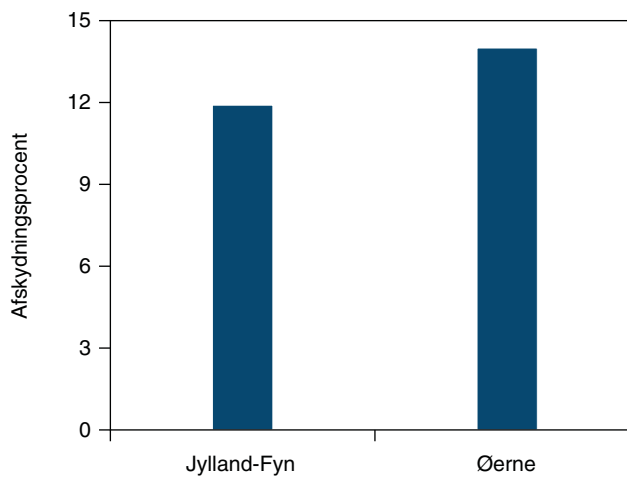
Figur 4.6.4. Den gennemsnitlige geografiske fordeling af jagtudbyttet af agerhøne per km² i Danmark i sæsonerne 2003/2004-2007/2008.



Figur 4.6.5. Sammenhæng mellem jagtudbyttet per km² agerland og bestandsindeks i foråret 2003 i de 14 tidligere amter (data fra Asferg m.fl. 2006).



Figur 4.6.6. Skønnet afskydningsprocent opdelt på landsdele - (det bemærkes, at der er nogen usikkerhed på de absolutte værdier for afskydningsprocenterne, tallene kan derfor primært bruges til at sammenligne landsdele - data fra Asferg m.fl. 2006).



Udsætning

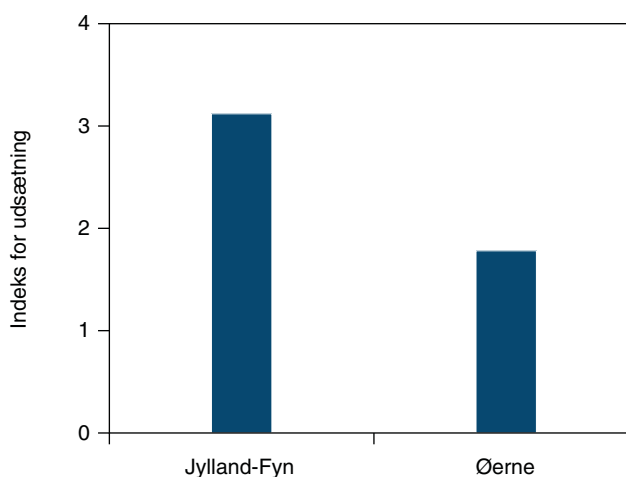
Der er en lang tradition for udsætning af agerhøns i Danmark, og udsætninger foretages i alle egne af landet (Asferg m.fl. 2006). En opgørelse fra de største opdræt i Danmark i 2007, som formentligt omfatter mere end 90% af den udsætning, der foregår, har vist, at der årligt udsættes mellem 20.000 og 25.000 agerhøns i Danmark (DMU, upubl.). Udsætninger foretages med henblik på jagt, genetablering af lokale bestande eller i forbindelse med hundesport og markprøver. Jagt og hundesport er de to dominerende formål ved salg af agerhøns fra opdræt (Tabel 4.6.1).

Tabel 4.6.1. Den relative betydning af forskellige formål med udsætning af agerhøns, beregnet ud fra 64 salgs af agerhøns ved 4 store jyske opdræt i 2007, samt antallet af fugle per salg. * Omfatter kun et enkelt salg (data DMU).

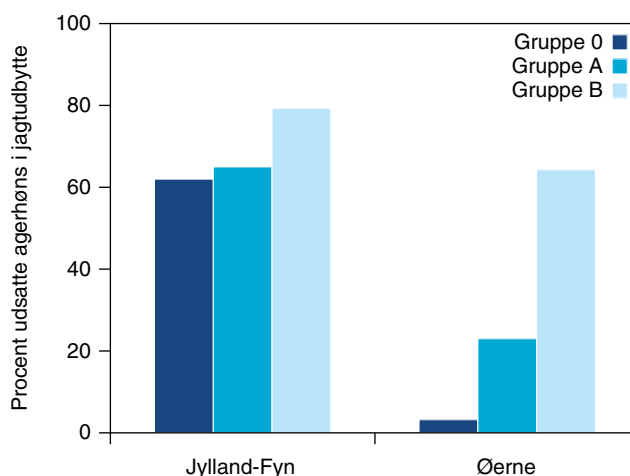
Formål	Andel af salgssituationer (%)	Andel fugle (%)	Antal fugle per salg
Jagt	33	53	220
Hundesport	47	35	104
Markprøve	12	4	45
Vildtpleje	6	2	48
Diverse	2	6	500*

Der er imidlertid ikke noget, der tyder på, at udsætninger er en velegnet metode til at opretholde selvreproducerende bestande over større geografiske områder. Selvom der lokalt i Østdanmark udsættes mange agerhøns, er andelen af jagtterræner, hvor der foretages udsætning, betydeligt lavere end i Vestdanmark (Asferg m.fl. 2006). Samlet set betyder det, at udsætning af agerhøns har det største omfang vest for Storebælt (Fig. 4.6.7). Dette bekræftes af, at udsatte fugle på baggrund af jægernes vurderinger forekommer i en større andel af jagtudbyttet vest for Storebælt (Fig. 4.6.8).

Figur 4.6.7. Indeks for udsætning af agerhøns opdelt på landsdele (data fra Asferg m.fl. 2006).



Figur 4.6.8. Anslået andel af udsatte fugle i jagtudbyttet på jagtterræner i Danmark, Gruppe 0 = oplysninger fra jægere uden eget udbytte af agerhøns i jagtsæson 2003/04, Gruppe A = jægere, der nedlagde 1-10 agerhøns, Gruppe B = jægere, der nedlagde flere end 10 agerhøns (data fra Asferg m.fl. 2006).



Jagten indflydelse på bestanden

Som følge af den forholdsvis høje reproduktionsrate er en agerhønebestand i udgangspunktet meget robust over for jagtlig udnyttelse.

Udbyttet kan virke forholdsvis højt i forhold til bestandsstørrelsen, men da der indgår et ukendt antal udsatte fugle i udbyttet, kan jagtens indflydelse på bestanden ikke vurderes nærmere. Der foreligger dog ingen resultater, der tyder på, at jagten alene skulle have forårsaget den markante tilbagegang. Da den fritlevende bestand bortset fra enkelte år fortsat må antages at være i tilbagegang, vurderes der at være en risiko for at enhver dødelighedsfaktor, herunder jagt, vil være additiv.

I nogle europæiske lande har man forskellige retningslinjer for, hvornår man anser agerhønejagten for bæredygtig. Game and Wildlife Conservation Trust i England, som har været blandt de førende institutioner i Europa inden for agerhøneforskning over flere årtier, anbefaler ikke jagt på agerhøne ved efterårsbestande på færre end 20 individer per km². Anvender man et sådan kriterium for bæredygtig jagt, er der meget, der tyder på, at der findes en del jagtterræner i Danmark, hvor jagten på vildtlevende agerhøns ikke er bæredygtig (Asferg m.fl. 2006). Hvis man tager størrelsesordenen af de skønnede afskydningsprocenter for pålydende (12-15% med forbehold for usikkerheder), ligger afskydningen formentlig på et niveau, hvor der er reel risiko for, at jagten ikke er bæredygtig – specielt i områder med lave bestandstætheder og/eller steder, hvor løbende levestedsforringelser bidrager til at sænke områdets bærekapacitet (Odderskær m.fl. 2009).

Vurdering af gældende jagttider

Selvom der kan forekomme enkelte, begrænsede perioder, hvor bestanden stabiliseres lokalt eller nationalt som følge af midlertidige gunstige forhold i klima eller prædationstryk, ændrer det ikke ved, at agerhøne har undergået en markant nedgang i bestanden siden 1960'erne, og at der derfor lokalt findes områder med meget lave tætheder (omkring 1 par per km² eller mindre, DMU 2009). En uændret jagttid vil fortsat kunne bidrage til denne generelle bestandsnedgang. Det er af afgørende betydning for den samlede bestandsudvikling, at der ikke drives jagt på terræner med lave lokale tætheder.

På den baggrund vurderes det, at der som et minimum aktuelt er behov for lokale reduktioner af jagtudbyttet. Det er imidlertid vanskeligt på det foreliggende vidensgrundlag at udpege bestemte landsdele, der har et særligt behov for fredning, idet områder med små bestandstætheder ikke nødvendigvis har den største afskydning af vildtlevende fugle, fordi forholdene yderligere kompliceres af den geografiske variation i forekomsten af udsatte fugle i jagtudbyttet. I den forbindelse skal det også nævnes, at der fortsat findes kerneområder med vildtlevende agerhøns, hvor der er bæredygtig jagt, og hvor jagten er kombineret med tiltag, der giver reelle forbedringer af levestedet.

Afslutningsvis skal det nævnes, at vilde agerhøns med stor sandsynlighed er begrænset af andre faktorer end jagt. Indskrænkninger i jagten, herunder fredning, indeholder derfor ikke nogen garanti for, at man vil kunne vende bestandsudviklingen, men som et minimum vil man kunne sænke hastigheden af den generelle tilbagegang. Det vurderes derfor, at udarbejdelsen af en helhedsorienteret, national forvaltningsplan er nødvendig for på længere sigt at sikre en stabil agerhønebestand i Danmark. En sådan forvaltningsplan bør have fokus på tiltag, der kan forbedre vilkårene på levestederne, men aspekter omkring prædation og udsætning er også relevante at overveje i en sådan plan.

Skøn over bestandsstørrelse i 2003

I afsnittet om bestandsudvikling er der angivet en skønnet bestandsstørrelse for Danmark i 2003. Dette skøn er baseret på opgørelser af agerhøns på knap 1.400 jagtterræner (Asferg m.fl. 2006). Baseret på en spørgebrevsundersøgelse opdeler denne undersøgelse jægerne i tre grupper, hhv. en gruppe (betegnet "0") der ikke har nedlagt agerhøns (men som har nedlagt rådyr, hare, ræv, fasan eller ringdue), en gruppe udvalgt blandt jægere, der oplyser at have nedlagt 1-10 agerhøns (betegnet "A") og alle jægere, der har oplyst at have nedlagt over 10 agerhøns (betegnet gruppe "B"). De tre grupper udgør hhv. 86,5%, 12,7% og 0,8% af alle jægere, der har nedlagt landvildt. Andelen af terræner med agerhøns udgjorde for de tre grupper 64,5%, 95,8% og 96,2%. Tæthederne, der hvor agerhøns var til stede, var hhv. 2,62 par/km², 2,44 par/km² og 1,63 par/km².

Beregningerne er vægtet efter repræsentationen af de tre jægergrupper, dvs. tallene vægtes hovedsageligt efter den første jægergruppe, der i øvrigt ikke personligt havde nedlagt agerhøns, men hvor der i nogle tilfælde var nedlagt agerhøns på terrænet af andre jægere. Det vægtede gennemsnit for andelen af terræner med agerhøns var $(0,865 \times 64,5 + 0,127 \times 95,8 + 0,008 \times 96,2)\% = 68,7\%$, som er indsat i kolonne A nedenfor. Det vægtede gennemsnit for tætheden af agerhøns, på de terræner, hvor de var til stede, var $(0,865 \times 2,62 + 0,127 \times 2,44 + 0,008 \times 1,63) = 2,59$ par/km², som er indsat i kolonne D nedenfor.

Beregningseksempel for bestandsstørrelse. ¹⁾ Data efter Asferg m.fl. 2006, ²⁾ efter Sørensen 2002.

A Terræner med AH (%) ¹⁾	B Agerland i DK (km ²) ²⁾	C Agerland med agerhøns (km ²) ((A x B)/100)	D Tæthed af ager- høns i agerland med agerhøns (Par/km ²)	E Agerhøns i DK (C x D)
68,73	26.440	18.172	2,589	47.047

Der er flere unøjagtigheder i beregningen, fx indgår der ikke landbrugsarealer, som ikke er genstand for en jagtlig udnyttelse. Disse arealer er i princippet blevet vægtet som jagtterrænerne. Da der på en stor procentdel af de terræner, der vægtes højest i beregningen, forekommer hel eller delvis fredning af agerhøns (Asferg m.fl. 2006), er der grund til at tro, at ikke-jagtterræner ligner de højest vægtede jagtterræner. Dermed antages det, at den nævnte fejlkilde ikke får væsentlig indflydelse på den skønnede bestandsstørrelse.

Fasan

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	200.000 par? Muligvis faldende
Gældende jagttid	Haner: 1.10.-31.1. Høner: 16.10.-31.12.
Jagtudbytte i Danmark	750.000*
Udsætning	Ca. 1.000.000 årligt
Jagtens indflydelse	Kan ikke vurderes på grund af udsætning

* Udbyttet indeholder en stor andel af udsatte fugle.

Forekomst og bestandsudvikling

Fasanen er oprindeligt hjemmehørende i Asien. Den blev første gang udsat succesfuldt i Danmark i 1840 (Bregnballe m.fl. 2003) og er i dag en almindelig ynglestandfugl.

Fasaner opdrættes og udsættes i jagtligt øjemed. Der udsættes årligt ca. 1.000.000 fasaner i Danmark (Vildtforvaltningsrådet 2006). Den spredning af individer, der sker fra disse udsætninger, gør det vanskeligt at vurdere størrelsen af den fritlevende bestand. Størrelsen blev vurderet til 280.000 par i midten af 1980'erne (Grell 1998).

Birdlife International (2004) angiver 100.000-200.000 par og tilbagegang. Dansk Ornitologisk Forenings bestandsindeks viser et fald i ynglebestanden og en stabil eller svagt stigende vinterbestand (Heldbjerg & Eskildsen 2008). Ynglebestandsindekset har dog været stigende i årene 2004-2007.

Jagten i Danmark

Jagttid

Fasanhaner har jagttid fra 1.10. til 31.1., mens høner har jagttid fra 16.10. til 31.12.

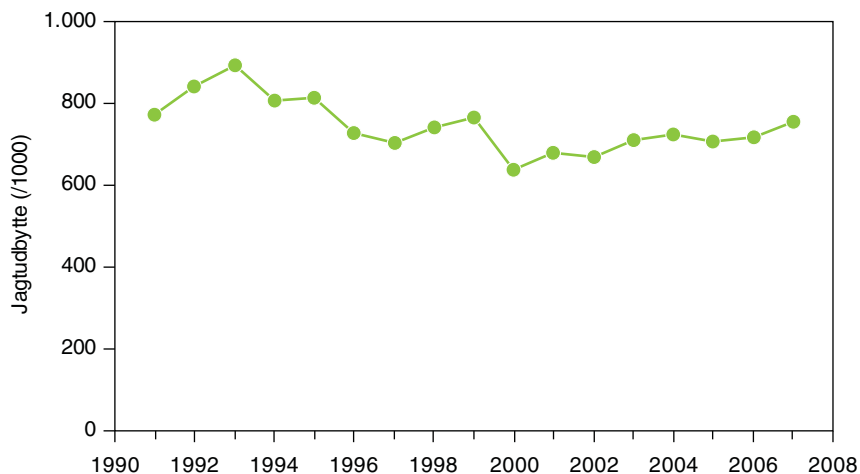
I 2006 udarbejdede en række af de organisationer, der er repræsenteret i Vildtforvaltningsrådet, et sæt nye regler for udsætning af fasan. Disse regler er fastlagt i Bekendtgørelse om udsætning af vildt, jagtmåder og jagtrejskaber (BEK nr. 870 af 04/07/2007). Deres indflydelse på udbyttets størrelse kan endnu ikke vurderes. Før 2006 vurderede en arbejdsgruppe nedsat af Vildtforvaltningsrådet, at omfanget af udsætning af fasan i Danmark udgjorde ca. 1.000.000 fugle årligt.

Jagtudbytte

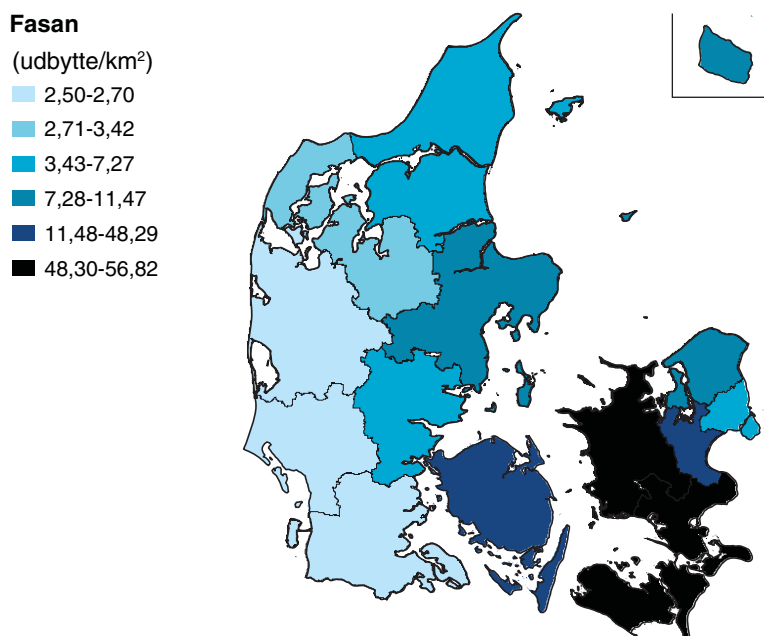
Det samlede jagtudbytte af fasan er ca. 750.000 fugle om året (Fig. 4.6.9). Udsatte fugle er blevet vurderet til at udgøre mellem en tredjedel og halvdelen af udbyttet (Vildtforvaltningsrådet 2006). I forhold til omfanget af udsætning og størrelsen af den fritlevende bestand må det dog vurderes som sandsynligt, at mindst halvdelen af udbyttet udgøres af udsatte fugle.

Det største antal fasaner per km² nedlægges på øerne, især på Vest- og Sydsjælland samt Lolland og Falster (Fig. 4.6.10).

Figur 4.6.9. Det årlige jagtudbytte af fasan i Danmark, 1991/92-2007/08.



Figur 4.6.10. Den gennemsnitlige geografiske fordeling af jagtudbyttet af fasaner per km² i Danmark i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Jagtens indflydelse på bestanden

Da en væsentlig del af jagtudbyttet udgøres af udsatte fugle er det ikke muligt at vurdere jagtens bæredygtighed i forhold til den fritlevende bestand.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en bestandsbiologisk synsvinkel er der ingen anledning til bemærkninger omkring den gældende jagttid.

Dansk Ornitologisk Forening har anmodet om en vurdering af, om det er hensigtsmæssigt, at jagten på fasanhøne og fasanhane ikke starter samtidigt. DOF vurderer, at det vil være vanskeligt for mange jægere at kønsbestemme yngre og fældende fasaner først i oktober, og at det vil være mest hensigtsmæssigt at skåne høner sidst på jagtsæsonen, dvs. i december.

I jagtlige situationer kan der utvivlsomt ske forvekslinger af høner og haner, både først og sidst på sæsonen. Men det må antages, at forvekslinger udgør en meget beskedent andel af det samlede udbytte, og når man tager artens biologi i betragtning er det ikke noget problem, at der skydes flere haner end høner. Hvad angår muligheden for at skåne hønerne sidst på sæsonen, dækkes dette allerede i nogen udstrækning af den eksisterende jagttid.

4.7 Vandhøns



Foto: Leif Ahlmann Olesen.

Blishøne

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	20.000 par. I tilbagegang
Flyway-bestand	1.750.000. Stabil
Gældende jagttid	1.9.-31.1.
Jagtudbytte i Danmark	20.000
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

* Af disse formodes 200.000-400.000 at passere Danmark eller overvintre.

Forekomst og bestandsudvikling

Blishønen er en almindelig ynglefugl i Danmark. Den forekommer ligeledes i store antal på træk og som overvintrende.

En del af den danske ynglebestand er trækfugle. Tilsyneladende trækker en større andel af førsteårsfuglene, da andelen af udlandsgenmeldinger er større for førsteårsfuglene end for de ældre fugle (Bønløkke m.fl. 2006). Genmeldinger viser endvidere, at de bestande af blishøns, der trækker gennem Danmark eller overvintre her, kommer fra de svenske, finske og baltiske ynglebestande (Bønløkke m.fl. 2006).

Den danske ynglebestand opgives til 15.000-20.000 par og i tilbagegang, den svenske til 30.000-40.000 par og i fremgang, den finske til 8.000-15.000 par og i tilbagegang, den estiske til 3.000-5.000 par og i tilbagegang, den lettiske til 8.000-10.000 par og stabil og den litauiske til 20.000-30.000 par og stabil (Birdlife International 2004). I alt 84.000-120.000 par, svarende til en efterårsbestand på 200.000-400.000 fugle.

Det samlede antal blishøns, der overvintre i Nordeuropa, er vurderet til 1.750.000 individer og til at være stabilt (Wetlands International 2006). Trendanalyser viser sammenlagt et svagt fald i både Baltikum-Skandinavien og NV-Europa fra begyndelsen af 1970'erne og frem til 2006 (Delany m.fl. 2008). Blishøns har imidlertid en meget høj dødelighed i isvintre, og bestanden blev senest reduceret betydeligt i de kolde vintre 1978-1987 (Pihl 2000). Over de sidste 10 år viser begge trends en stigning.

Jagten i Danmark

Jagttid

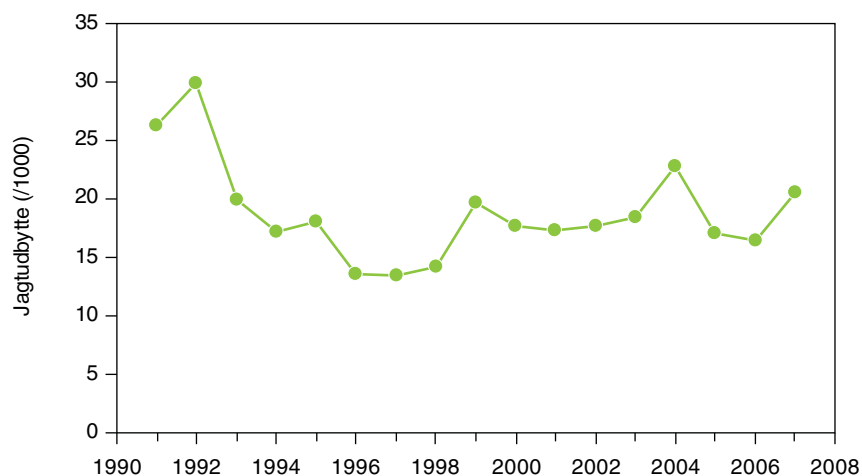
Blishøne har jagttid fra 1.9. til 31.1.

Jagtudbytte

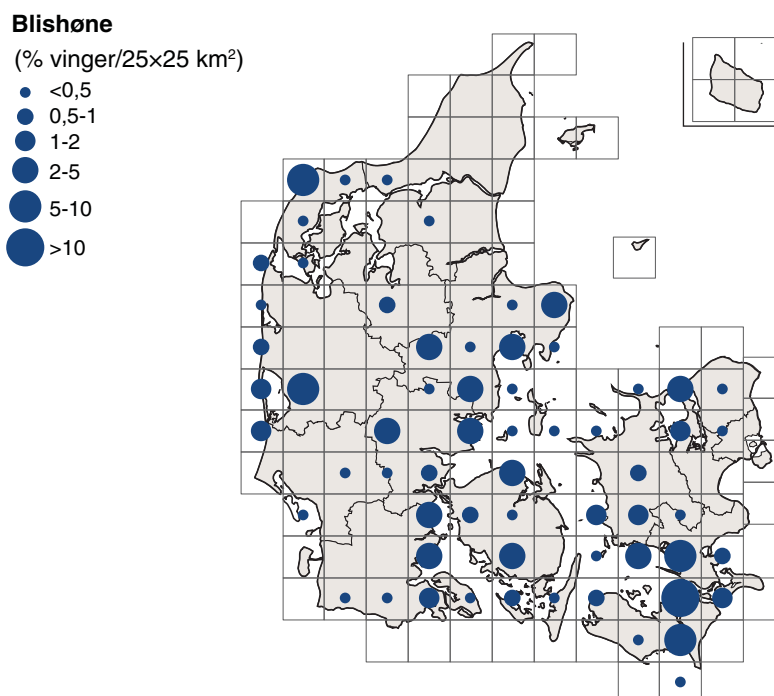
I midten af 1970'erne var udbyttet af blishøne 90.000-100.000 fugle årligt (Bregnballe m.fl. 2003). Siden da har det været faldende. Faldet fortsatte til midten af 1990'erne, hvorefter udbyttet har været stabilt eller svagt stigende. I gennemsnit er der over de sidste fire jagtsæsoner nedlagt omkring 20.000 blishøns årligt (Fig. 4.7.1).

Den største del af udbyttet af blishøne tages i Sydøstdanmark, langs den jyske østkyst og visse steder ved vestkysten (Fig. 4.7.2).

Figur 4.7.1. Det årlige jagtudbytte af blishøne i Danmark, 1991/92-2007/08.



Figur 4.7.2. Den geografiske fordeling (i procent) af 633 vinger af blishøne indsendt i sæsonerne 2003/04- 2007/08.



Jagten indflydelse på bestanden

Med en samlet efterårsbestand på minimum 200.000-400.000 fugle i de områder, hvorfra fuglene i Danmark rekrutteres, et udbytte på ca. 20.000 årligt og en svagt stigende bestandstrend over de sidste 10 år må jagten vurderes som bæredygtig.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en biologisk betragtning er der ikke grund til ændringer i den gældende jagttid.

4.8 Vadefugle



Foto: Thomas Eske Holm.

Dobbeltbekkasin

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	2.500-3.000 par. Faldende
Flyway-bestand	> 2.500.000. Faldende?
Gældende jagttid	1.9.-31.12.
Jagtudbytte i Danmark	15.000
Jagtens indflydelse	Usikker, muligvis bæredygtig

Forekomst og bestandsudvikling

Dobbeltbekkasin yngler i Danmark. Stort set hele ynglebestanden er trækfugle, der overvintrer i Vest- og Sydvesteuropa (Bønløkke m.fl. 2006). Om efteråret passerer Danmark af fugle fra Fennoskandien, Baltikum og muligvis Rusland (Bønløkke m.fl. 2006). Trækket finder sted fra slutningen af juli til ind i november. Disse fugle overvintrer i landene omkring Middelhavet samt i et område tværs over Afrika syd for Sahara.

Den danske ynglebestand var i slutningen af 1990'erne på 2.500-3.000 par (Birdlife International 2004), mens den omkring 1980 blev vurderet til 3.000- 4.000 par. Aktuelt er dobbeltbekkasin dog stadig vurderet som "ikke truet" på den danske rødliste. Årsagen til tilbagegangen er muligvis dræning af fugtige områder og opdyrkning af tidligere yngleområder, en udvikling som har fundet sted i det meste af Europa.

Den norske bestand er på 70.000-150.000 par, den svenske 100.000-150.000 par, den finske på 80.000-120.000 par, den estiske på 20.000-30.000 par og den russiske, hvoraf en del formentlig passerer Danmark på efterårstrækket, på 300.000-850.000 par (Birdlife International 2004). Iht. Birdlife International (2004) er bestandene af dobbeltbekkasin i tilbagegang i hele Vesteuropa, og bestanden er reduceret med mere end 10% siden 1990. De norske, estiske og russiske ynglebestande vurderes dog af samme kilde som stabile.

Wetlands International (2006) vurderer den samlede vinterbestand i Vesteuropa til minimum 2.500.000 fugle. Samtidig angives, at det er usikkert, om den samlede bestand er stabil eller faldende (Wetlands International 2006, Delany m.fl. 2009).

Dobbeltbekkasin er vurderet til at have ugunstig bevaringsstatus i "Vejledning om jagt". Vejledningen opgiver ingen referencer, og ingen nærmere begrundelse for, hvad vurderingen er baseret på, ud over at arten er anført under overskriften "Lokal". Givet bestandens samlede størrelse og den usikkerhed, der p.t. er om bestandsudviklingen, må status for arten siges reelt at være behæftet med en betydelig grad af usikkerhed.

Jagten i Danmark

Jagttid

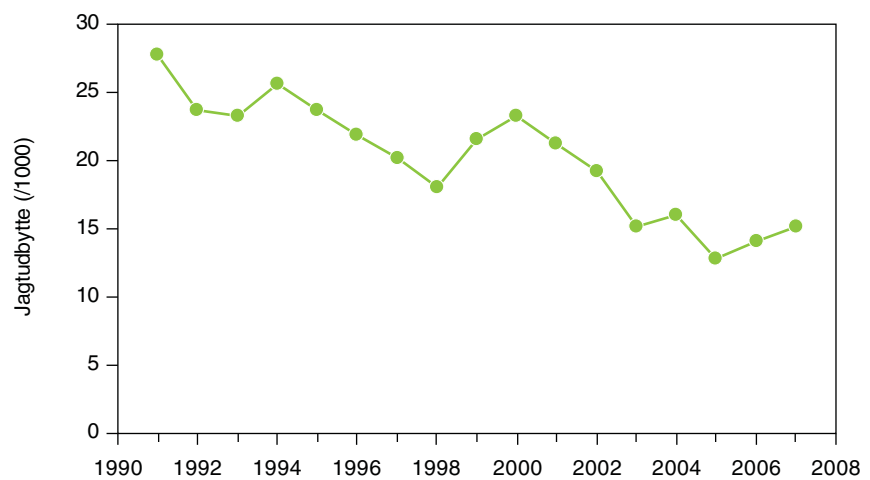
Dobbeltbekkasin har jagttid fra 1.9. til 31.12.

Jagtudbytte

Udbyttet af bekkasin er oplyst i en samlerubrik, og frem til fredningen af enkeltbekkasin i 2004 indgik denne art i udbyttetallene. Efter 2004 repræsenterer tallet udelukkende udbyttet af dobbeltbekkasin. Iht. vingeundersøgelserne udgjorde enkeltbekkasin med 1.000-4.000 fugle årligt knap 9% af det samlede udbytte (Bregnballe m.fl. 2003). Udbyttet af bekkasin lå i midten af 1940'erne på 40.000-50.000 fugle og steg til 70.000-80.000 fugle i sidst i 1960'erne. Derefter faldt det til 20.000-30.000 fugle i sidste halvdel af 1980'erne. Faldet er fortsat i 1990'erne, og i gennemsnit over de sidste 4 jagtsæsoner – hvor der altså er tale udelukkende om udbyttet af dobbeltbekkasin – er der nedlagt knap 15.000 fugle årligt (Fig. 4.8.1).

Det største udbytte af dobbeltbekkasin i Danmark tages i Vestjylland (Fig. 4.8.2).

Figur 4.8.1. Det årlige jagtudbytte af bekkasin i Danmark, 1991/92-2007/08. Efter fredningen af enkeltbekkasin i 2004 består jagtudbyttet udelukkende af dobbeltbekkasin.

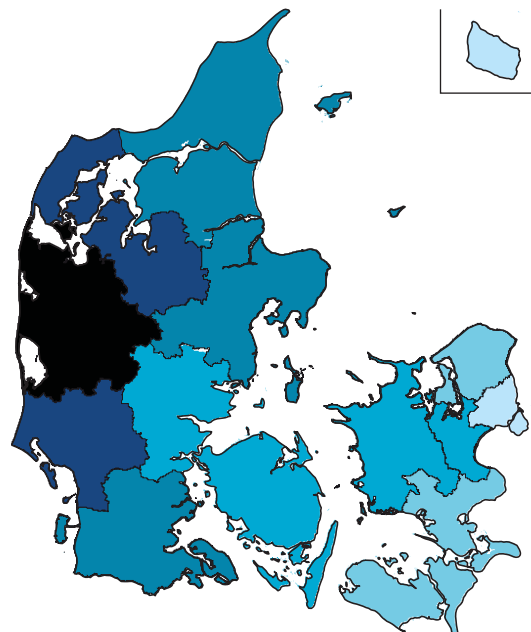


Figur 4.8.2. Den gennemsnitlige geografiske fordeling af jagtudbyttet af dobbeltbekkasin per km² i Danmark i sæsonerne 2003/04-2007/08.

Dobbeltbekkasin

(udbytte/km²)

- 0,04-0,07
- 0,08-0,11
- 0,12-0,23
- 0,24-0,33
- 0,34-0,50
- 0,51-0,86



Jagtens indflydelse på bestanden

Den samlede afskydning i Europa er ukendt, men antages at ligge på ca. en halv mio. fugle. Den må vurderes på baggrund af en bestand ved midvintertællingerne (dvs. efter afskydning) på 2,5 mio. bekkasiner. Det danske udbytte skal vurderes i forhold til de bestande, der passerer Danmark på efterårstræk. De udgør minimum 270.000-450.000 ynglepar, hvilket må vurderes at svare til en efterårsbestand på ikke under 800.000 fugle selv i år med dårlig ynglesucces.

I det omfang bestanden er i tilbagegang må det vurderes, at jagten bidrager til denne. Udbyttet i Danmark er imidlertid meget begrænset i forhold til størrelsen af de bestande, der jages, og et eventuelt "dansk" bidrag til en tilbagegang vil være beskedent. Desuden kan dobbeltbekkasin meget vel være et eksempel på en bestand, hvor bærekapaciteten er faldende (jf. Fig. 3.5.4). Jagtens indflydelse på bestanden må vurderes som usikker, men det kan ikke udelukkes, at den reelt er bæredygtig, eller i det mindste tæt på at være det.

Vurdering af gældende jagttid

Det danske jagtudbytte tages af bestande, der uanset deres aktuelle udvikling stadig er store. På den baggrund vil det ikke være noget større bestandsmæssigt problem at fortsætte med den nuværende jagttid, indtil der eventuelt foreligger en nærmere afklaring af bestandsudviklingen.

Skovsneppe

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	2.500-3.000 par. Stigende?
Flyway-bestand	10.000.000-25.000.000
Gældende jagttid	1.10.-15.1.
Jagtudbytte i Danmark	40.000-50.000. Stigende
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

Forekomst og bestandsudvikling

Skovsneppe yngler ret almindeligt i Danmark. Der er meget få gemeldinger, der kan belyse trækket af den danske ynglebestand (Bønløkke m.fl. 2006), men de danske fugle er sandsynligvis trækfugle, der overvintrer på De Britiske Øer og i Nordvest- og Vestfrankrig.

På efterårstrækket passerer større dele af de svenske, finske og baltiske bestande Danmark. Gemeldinger viser også, at Danmark formentlig passerer af fugle fra den vestligste del af den russiske ynglebestand (Bønløkke m.fl. 2006). Efterårstrækket finder sted fra oktober til slutningen af december, evt. begyndelsen af januar.

Den danske ynglebestand er vurderet til 2.500-3.000 ynglepar (Birdlife International 2004). Bestanden har været i fremgang indtil i det mindste 1990'erne (Grell 1998), men der foreligger ingen nyere tal, der kan vise, om det stadig er tilfældet.

Skovsneppen er vanskelig at registrere, og der hersker stor usikkerhed om størrelsen af de forskellige bestande. Ynglebestanden i Sverige er vurderet til 250.000-1.000.000 par, i Finland til 100.000-150.000 par, i Estland til 20.000-50.000 par, i Letland til 20.000-30.000 par, i Litauen til 10.000-20.000 par og i Rusland til 1.200.000-5.000.000 par (Birdlife International 2004). Birdlife International (2004) angiver, at den russiske bestand er i tilbagegang, og generelt i "moderat" tilbagegang i Vesteuropa. Om de bestande, der er genstand for en jagtlig udnyttelse i Danmark, oplyses dog, at den finske og estiske ynglebestand er i fremgang, mens bestandene i Sverige, Letland og Litauen er stabile. Antallet af skovsnepper, der overvintrer i Vesteuropa, vurderes til at være 10.000.000-25.000.000 fugle og til at være stabilt (Wetlands International 2006, Delany m.fl. 2009).

I "Vejledning om jagt" er skovsneppe tillagt ugunstig bevaringsstatus, under overskriften "Sårbar, kraftig tilbagegang". I en fodnote sættes der dog spørgsmålstegn ved evalueringens gyldighed, idet det bemærkes, at nyere data tyder på, at antallet af ynglende skovsnepper er stabilt eller stigende i alle medlemsstater med undtagelse af UK.

Jagten i Danmark

Jagttid

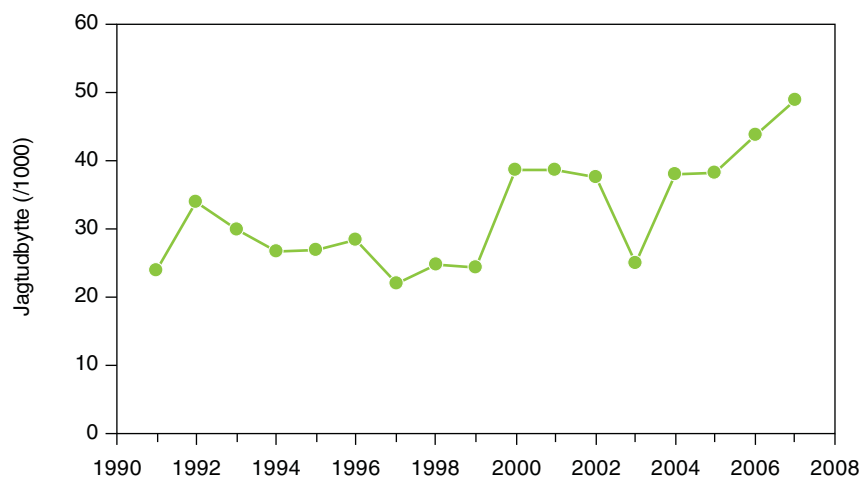
Skovsneppen havde tidligere jagttid fra 1. oktober til 31. december. Fra jagtsæsonen 2004/05 er jagttiden udvidet til 1. 10.-15.1.

Jagtudbytte

Udbyttet af skovsnepper har været svagt stigende siden begyndelsen af 1980'erne (Bregnballe m.fl. 2003). Denne tendens er fortsat i de senere år, hvor udbyttet har passeret 40.000 og aktuelt nærmer sig 50.000 (Fig. 4.8.3).

Det største udbytte af skovsnepper i Danmark tages i Vestjylland (Fig. 4.8.4).

Figur 4.8.3. Det årlige jagtudbytte af skovsnepper i Danmark, 1991/92-2007/08.

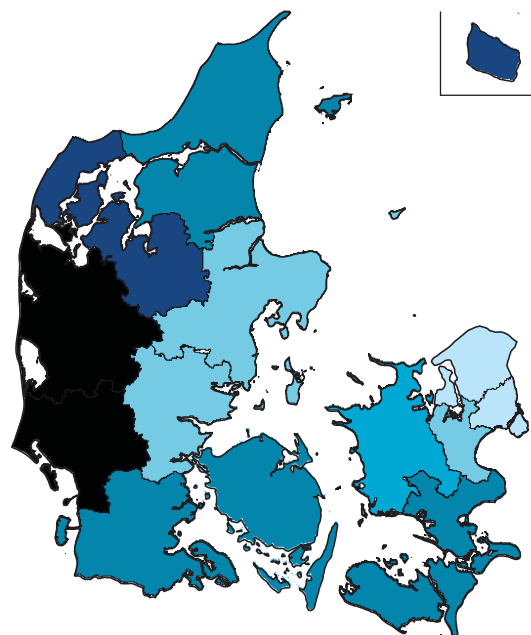


Figur 4.8.4. Den gennemsnitlige geografiske fordeling af jagtudbyttet af skovsnepper per km² i Danmark i sæsonerne 2003/04-2007/08.

Skovsnepper

(udbytte/km²)

- 0,17-0,20
- 0,21-0,61
- 0,62-0,66
- 0,67-0,86
- 0,87-0,99
- 1,00-1,89



Jagten indflydelse på bestanden

Der har været en del debat om jagten indflydelse på bestandsudviklingen hos skovsnepper. Samlet vurderes, at der årligt nedlægges omkring 3,7 mio. skovsnepper i Europa, flest i Frankrig og Italien. På De Britiske Øer nedlægges ca. 150.000 skovsnepper, mens det samlede udbytte i Norge og Sverige aktuelt er under 10.000 fugle. I forhold til størrelsen af ynglebestandene er jagtrykket i Nord- og Nordvesteuropa formentlig mere beskedent end i andre dele af Europa, og de bestande, der jages i

Danmark, synes da også at være stabile eller i fremgang. Det stigende danske udbytte kan også tyde på, at bestandene er i vækst. På denne baggrund vurderes jagten i Danmark som bæredygtig.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en biologisk betragtning er der ikke anledning til at ændre den nuværende jagttid.

4.9 Måger

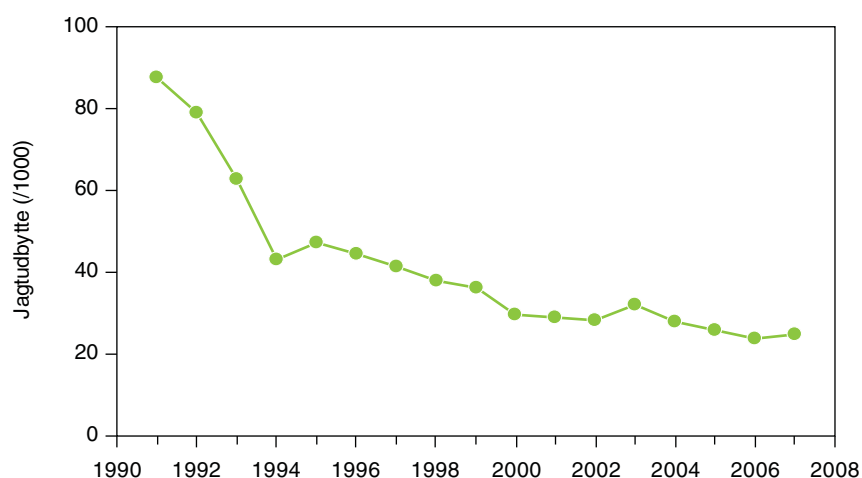


Foto: Michael Albert Schmidt.

Jagtudbyttet af måger i Danmark kulminerede i begyndelsen af 1970'erne med op imod 250.000 fugle årligt. På daværende tidspunkt var fem arter jagtbare. Fra midten af 1970'erne til begyndelsen af 1990'erne faldt jagtudbyttet til ca. 60.000 fugle årligt, og efter fredning af hættemåge og stormmåge i 1994 faldt det yderligere til 40.000-50.000 fugle. Siden da er faldet i jagtudbyttet fortsat, og i dag nedlægges omkring 25.000 måger årligt (Fig. 4.9.1).

Bestanden af baltisk sildemåge (*Larus fuscus fuscus*) er i tilbagegang. Det førte i 2007 til en særfredning i SØ-Danmark i september og oktober. Da ungfugle af sølvmåge, svartbag og sildemåge er vanskelige at kende fra hinanden, i det mindste i jagtsituationer, blev denne særfredning udstrakt til at omfatte alle tre jagtbare arter.

Figur 4.9.1. Det årlige jagtudbytte af måger i Danmark, 1991/92-2007/08. Faldet i udbytte først i 1990'erne skyldes fredningen af hættemåge og stormmåge i 1994.



Arter, og altså også vildtarter, kan være underopdelt i underarter (racer). Lov om jagt og vildtforvaltning forholder sig kun til arter, og som udgangspunkt er det derfor tilladt at nedlægge alle individer af arter, der har jagttid i Danmark, uanset hvilken underart de tilhører.

Et særligt problem er opstået, fordi to såkaldte "taxa" af sølvmåge, der tidligere blev anset for at være racer, nu er blevet udskilt, så de anses for selvstændige arter. De har således ikke længere en jagttid i Danmark, og Dansk Ornitologisk Forening har anmodet om en vurdering af, hvilke problemer der kan opstå i den anledning.

Iht. DOF's henvendelse drejer det sig om middelhavssølvmåge *L. michahellis* og kaspisk måge *L. cachinnans*, der yngler hhv. i det vestlige Middelhavsområde og området ved det østlige Middelhav, Sortehavet og det Kaspiske Hav. Det er dog ikke alle steder, middelhavssølvmåge og kaspisk måge regnes som to selvstændige arter. Birdlife International (2004) og Wetlands International (2006) behandler begge middelhavssølvmågen som en underart af kaspisk måge, og det samme er tilsyneladende tilfældet for den Europæiske Kommission, der placerer *L. cachinnans* på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II/2, men kun med mulighed for jagttid i Spanien og Ungarn. Danmark har således iht. Fuglebeskyttelsesdirektivet ikke mulighed for at give kaspisk måge en jagttid.

Uanset den systematiske status øger begge taxa aktuelt deres udbredelse, hhv. mod nordøst og nordvest, og begge yngler nu i det østlige Central-

europa. Bestanden af kaspisk måge er vurderet til 930.000-1.740.000 fugle og stigende, mens bestanden af middelhavssølvmåge vurderes til 630.000-768.000 individer og stigende (Wetlands International 2006). De forekommer begge fåtalligt i Danmark, tilsyneladende oftest som ungfugle i deres første efterår (Bønløkke m.fl. 2006).

Middelhavssølvmåge og kaspisk måge er vanskelige at bestemme for ikke-specialister, og i jagtsituationer vil der givetvis kunne ske forvekslinger. Problemerne formindskes dog af, at en betydelig andel af deres forekomst i Danmark er i det område, der er dækket af særfredningen af måger i Sydøstdanmark i september og oktober (Bønløkke m.fl. 2006). I henhold til oplysninger modtaget fra Dansk Ornitologisk Forening forekommer de to former dog også relativt hyppigt i Vadehavet (mod nord til Blåvandshuk, og i vinterperioden, dvs. efter 1. november).

Uanset deres forekomst er både middelhavssølvmåge og kaspisk måge så sjældne i Danmark, at antallet af forvekslinger vil være meget lille. Iht. oplysningerne fra Dansk Ornitologisk Forening ses kaspisk måge på 1 tur ud af 50 og middelhavssølvmåge på 1 ud af 200. Begge bestande er stigende, så der er ikke nogen grund til at tro, at det antal individer, der vil blive nedlagt pga. forveksling, vil kunne påvirke bestandenes udvikling. Forvaltningsmæssigt set har man dermed valget mellem at acceptere, at enkelte forvekslinger vil være uundgåelige, eller også må man, fordi disse arter ikke vil kunne kendes fra de jagtbare arter i jagtsituationer, vælge at indføre en generel fredning af måger i Danmark.

Sildemåge

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	> 4.000 par
Flyway-bestand	900.000-1.100.000 (se nedenfor)
Gældende jagttid	1.9.-31.1.
Jagtudbytte i Danmark	200-300
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

* Syd for 56°N og øst for 10°50' Ø er jagttiden 1.11.-29.2.

Forekomst og bestandsudvikling

Sildemåge underopdeles i tre racer, der alle forekommer i Danmark, men har forskellig status og bestandsudvikling. Bestanden af baltisk sildemåge - den såkaldte "nominatform" *Larus fuscus fuscus*, der har sin yngleudbredelse i Østersøen - er senest opgjort til 55.000 individer, og bestandstørrelsen falder (Wetlands International 2006). Bestanden af mellemformen *L. f. intermedius* er opgjort til 325.000-440.000 individer, og den er stigende. Bestanden af den vestlige race *L. f. graellsii* er opgjort til 530.000-570.000 individer og er ligeledes stigende (Wetlands International 2006).

Alle tre racer yngler i Danmark, og den samlede bestand vurderes til mere end 4.000 par, hvoraf langt de fleste tilhører racerne *intermedius* og *graellsii* og yngler i Kattegatområdet og Vestjylland. Racen *fuscus*, der yngler på Christiansø og Saltholm, er i tilbagegang, og der er formentlig under 15 par tilbage i Danmark. Individer af denne race trækker tidligt om efteråret, de fleste mod syd (Bønløkke m.fl. 2008).

Jagten i Danmark

Jagttid

Sildemåge har jagttid fra 1.9. til 31.1. For at beskytte den baltiske sildemåge blev sildemåge i 2007 fredet i september og oktober syd for 56° N og øst for 10° 50' Ø. Pga. forvekslingsrisikoen blev fredningen udvidet til at omfatte sølvmåge og svartbag.

Jagtudbytte

DMU modtager meget få vinger af sildemåge, og vurderingen af antallet af nedlagte sildemåger er derfor behæftet med en ikke ubetydelig statistisk usikkerhed. I gennemsnit over de seneste fire jagtsæsoner kan antallet af nedlagte sildemåger per sæson vurderes til 200-300 fugle.

Jagtens indflydelse på bestandene

Med den justering af jagttiderne, der er foretaget af hensyn til Baltisk sildemåge, er antallet af sildemåger, der årligt nedlægges i Danmark, så begrænset, at det ikke vurderes at have betydning for nogen af de tre racers bestande.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en biologisk vurdering er der ikke anledning til at ændre på den nuværende jagttid.

Det skal bemærkes, at i den oversigt over yngle- og forårstræktider, den Europæiske Kommission har udarbejdet (de såkaldte Key Concepts, den Europæiske Kommission 2008b) angives yngleperioden for sildemåge i Danmark først at slutte 10. september. Dette står i betydelig modsætning til oplysningerne for svartbag og sølvmåge, hvor yngletiden opgives at slutte 31.7. For alle tre arter opgives, at afslutningen på yngletiden er defineret ved fuld flyvefærdighed af ungfugle. Umiddelbart bedømt er 10. september en for sen dato for flyvefærdighed af ungfugle hos sildemåge. Når svartbag og sølvmåge sættes til 31.7., ville dette svare til, at sildemåge yngler 40 dage senere end de to andre arter. Da der ikke imidlertid ikke oplyses nærmere i Key Concepts, kan pålideligheden af denne oplysning ikke verificeres.

Sølvmåge

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	50.000-60.000 par. Stabil?
Flyway-bestand	1.700.000-3.600.000. Stigende
Gældende jagttid	1.9.-31.1.
Jagtudbytte i Danmark	15.000-16.000
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

* Syd for 56°N og øst for 10°50' Ø er jagttiden 1.11.-29.2.

Forekomst og bestandsudvikling

Den bestand af sølvmåge, der forekommer i Danmark, er vurderet til 1,7-3,6 mio. fugle og stigende (Wetlands International 2006). Tallet omfatter ynglebestandene i Danmark, Fennoskandien og på Kola-halvøen (den såkaldte nominat-form *L. a. argentatus*).

Den danske ynglebestand blev omkring 2000 opgjort til 55.000-58.000 par, stabil eller muligvis svagt faldende (Bregnballe m.fl. 2003).

Jagten i Danmark

Jagttid

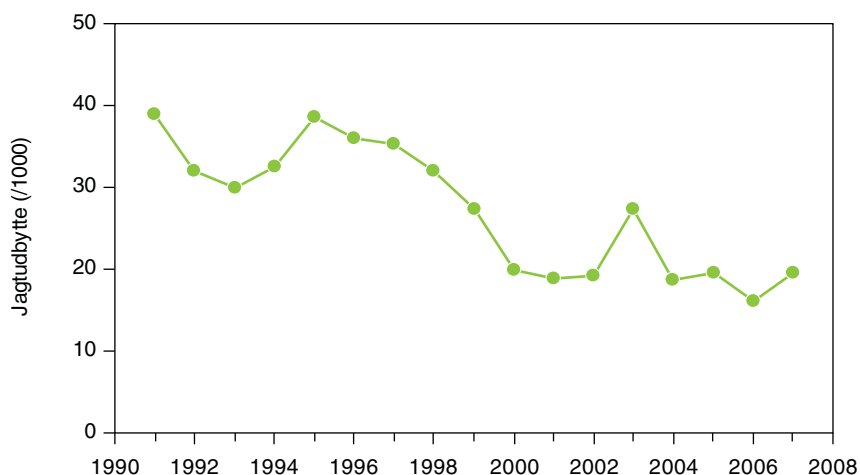
Efter jagtlovsrevisionen 2007 har sølvmåge jagttid fra 1.9. til 31.1. Syd for 56° N og 10° 50' Ø dog fra 1.11. til 31.1. (se bemærkninger under silde-måge).

Jagtudbytte

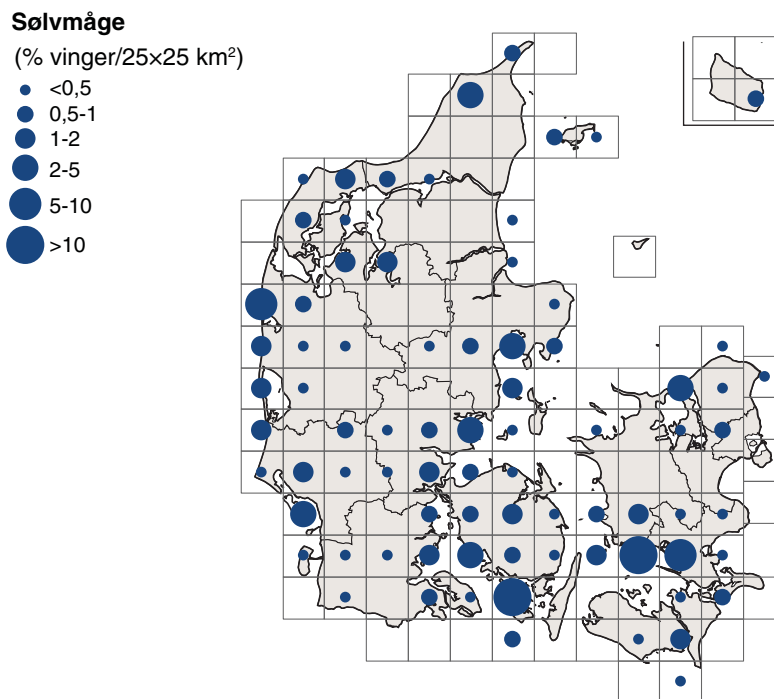
Det samlede udbytte af måger kulminerede i begyndelsen af 1970'erne med 200.000-250.000 fugle, hvoraf størsteparten var sølvmåger. Siden er det faldet jævnt. Faldet er fortsat i årene 1991-2008, og i gennemsnit over de seneste 4 jagsæsoner har udbyttet været ca. 18.500 (Fig. 4.9.2).

Den geografiske fordeling af udbyttet af sølvmåger er vist i Fig. 4.9.3.

Figur 4.9.2. Det årlige jagtudbytte af sølvmåge i Danmark, 1991/92-2007/08, beregnet ud fra antal indsendte vinger.



Figur 4.9.3. Den geografiske fordeling (i procent) af 5.864 vinger af sølvmåge indsendt i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Jagtens indflydelse på bestanden

I forhold til bestandens størrelse er antallet af sølvmåger, der årligt nedlægges i Danmark, begrænset. Jagten på sølvmåge i Danmark må vurderes som bæredygtig.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en biologisk betragtning er der ikke anledning til at ændre på den nuværende jagttid for sølvmåge.

Det skal bemærkes, at i den oversigt over yngle- og forårstræktider, den Europæiske Kommission har udarbejdet (de såkaldte Key Concepts, den Europæiske Kommission 2008b) angives forårstrækket for sølvmåge i Danmark at starte 20.1.

Svartbag

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	1.500 par. Stigende
Flyway-bestand	330.000-540.000 fugle. Stigende
Gældende jagttid	1.9.-31.1.
Jagtudbytte i Danmark	7.000-7.500
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

* Syd for 56°N og øst for 10°50' Ø er jagttiden 1.11.-29.2.

Forekomst og bestandsudvikling

I Danmark yngler 2.000-3.000 par svartbage, og bestanden er i fremgang (Birdlife International 2004). Fugle ringmærket som redeunger fra de skotske, fennoskandiske og russiske ynglebestande er genmeldt i de danske farvande (Bønløkke m.fl. 2006), og større antal individer fra disse bestande passerer Danmark på træk eller overvintrer. Den bestand af svartbag, der forekommer i Europa, er vurderet til 330.000-540.000 fugle og stigende (Wetlands International 2006).

Jagten i Danmark

Jagttid

Efter jagtlovsrevisionen 2007 har svartbag jagttid fra 1.9. til 31.1. Syd for 56° N og øst for 10° 50' Ø fra 1.11. til 31.1. (se bemærkninger under sil-demåge).

Jagtudbytte

Antallet af indsendte vinger er forholdsvis lille, og statistiske fluktuationer påvirker skønnene for de enkelte jagtsæsoner. Gennemsnittet for de seneste fire sæsoner er mere sikkert, og det er 7.000-7.500 fugle (Fig. 4.9.4).

Jagtens indflydelse på bestanden

I forhold til bestandens størrelse er antallet af svartbage, der årligt nedlægges i Danmark, begrænset. Jagten på svartbag i Danmark må vurderes som bæredygtig.

Figur 4.9.4. Det årlige jagtudbytte af svartbag i Danmark, 1991/92-2007/08, beregnet ud fra antal indsendte vinger.



Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en biologisk betragtning er der ikke anledning til at ændre på den nuværende jagttid for svartbag.

4.10 Duer



Foto: Morten D.D. Hansen.

Ringdue

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	250.000-350.000 par. Stigende
Flyway-bestand	1.500.000-5.000.000. Stabil?
Gældende jagttid	1.10.-31.1.
Jagtudbytte i Danmark	150.000. Faldende
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

Forekomst og bestandsudvikling

Ringduen yngler almindeligt i Danmark. Ynglebestanden består af både stand- og trækfugle. Efterårstrækket begynder i oktober, og den del af duerne, der er trækfugle, overvintrer i SV-Frankrig, med kun et enkelt genfund syd for Pyrenæerne (Bønløkke m.fl. 2006).

Ud over den danske ynglebestand trækker den norske, svenske og formentlig en del af den finske ynglebestand gennem Danmark i månederne september, oktober og november. Dele af disse bestande overvintrer i Danmark, mens andre dele fortsætter trækket til SV-Europa. Genmeldinger af norske fugle foreligger kun fra Jylland, mens svenske fugle hovedsageligt er genmeldt på øerne (Bønløkke m.fl. 2006).

Den danske ynglebestand er senest vurderet til 250.000-350.000 par og stigende (Birdlife International 2004). Den norske bestand er vurderet til 100.000-500.000 par og stabil, den svenske til 300.000-1.000.000 par og i tilbagegang, og den finske til 150.000-200.000 par og i fremgang (Birdlife International 2004).

Jagten i Danmark

Jagttid

Indtil 1994 havde ringduen jagttid fra 1.8. til 31.12., men da den nugældende jagtlov trådte i kraft blev jagttiden ændret til 1.9.-31.1. Imidlertid bekræftede en undersøgelse i 2006 en formodning om, at en ganske stor del af bestanden yngede i september (Bregnballe m.fl. 2003, Noer 2006). Iht. Fuglebeskyttelsesdirektivet må fuglearter ikke jages i deres yngletid, og fra 2007 blev starten på jagtsæsonen derfor udsat med en måned. Nugældende jagttid er således 1.10.-31.1.

Ringduer må desuden reguleres hele året i erhvervsmæssigt drevne gartnerier, frugthaver, frugtplantager og planteskoler, hvis de er i flok, og vildtafværgemidler har vist sig utilstrækkelige. Desuden kan de efter særlig tilladelse reguleres, hvis de er i flok, i rapsmarker 1.2.-30.4., i ærtemarker, rosenkålsmarker og nysåede marker 1.3.-30.4., og i ikke-høstede marker 1.7.-30.9.

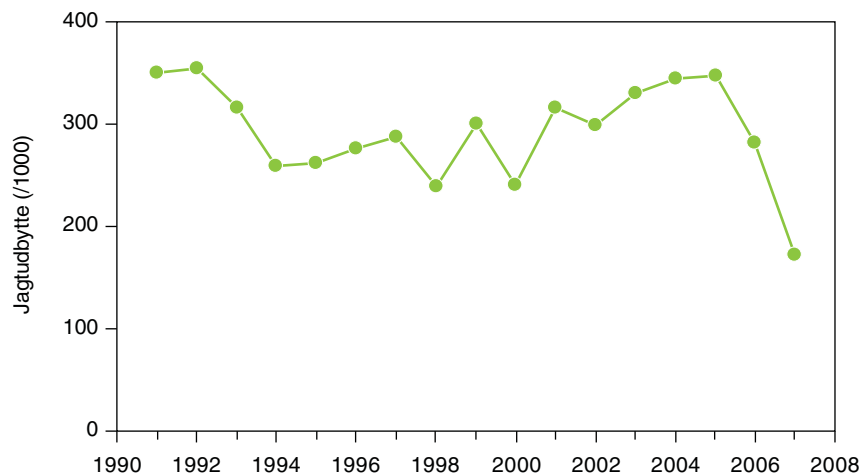
Jagtudbytte

Efter bortfaldet af augustjagten i 1994 faldt udbyttet fra 350.000 til 250.000. Derefter steg det, indtil det i 2005 igen udgjorde 350.000 fugle. En stor andel blev nedlagt i september og har formentlig hovedsageligt været fugle fra de danske ynglebestande. Der er således grund til at formode, at væksten i udbyttet afspejler væksten i den danske ynglebestand.

Efter udsættelsen af starten på jagtsæsonen i 2007 er udbyttet atter faldet, og i den seneste sæson, hvorfra der foreligger tal, var det ca. 150.000 (Fig. 4.10.1).

Den geografiske fordeling af udbyttet er vist i Fig. 4.10.2. Langt det største udbytte per km² tages på Sjælland.

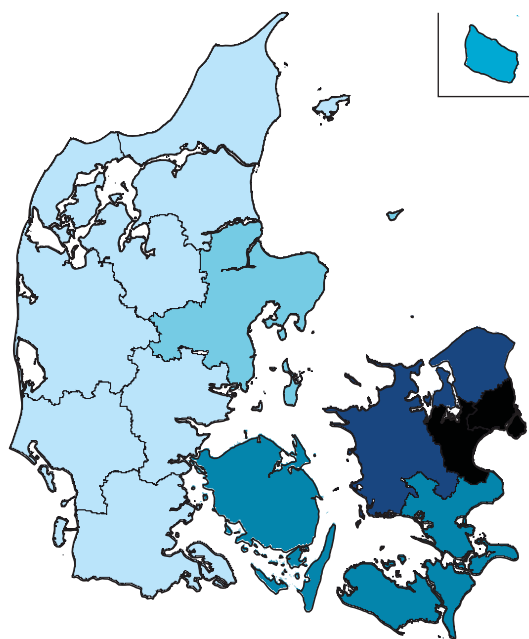
Figur 4.10.1. Det årlige jagtudbytte af ringdue i Danmark, 1991/92-2007/08.



Figur 4.10.2. Den gennemsnitlige geografiske fordeling af jagtudbyttet af ringdue per km² i Danmark i sæsonerne 2003/04-2007/08.

Ringdue
(udbytte/km²)

- 1,14-2,58
- 2,59-3,25
- 3,26-10,50
- 10,51-11,45
- 11,46-23,41
- 23,42-32,51



Jagten indflydelse på bestanden

Den danske ringduebestand var stigende allerede før indskrænkningerne af jagttiden i 1994 og 2007. Vækstraten i bestanden må formodes at være forøget efter reduktionen af jagtudbyttet.

Jagten vurderes at være bæredygtig, og den jagtlige udnyttelse under det niveau, bestanden kan bære.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en bestandsbiologisk vurdering er der ikke anledning til at ændre på de nuværende jagttider.

EU-dokumentet "Key concepts of Article 7(4)", der er omtalt i Afsnit 2.2. ovenfor, angiver yngletiden for ringdue i Danmark til at vare indtil 10. oktober.

Tyrkerdue

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	20.000-50.000 par. Stabil
Gældende jagttid	1.11.-31.12.
Jagtudbytte i Danmark	4.000, faldende
Jagtens indflydelse	Usikker, men sandsynligvis bæredygtig

Forekomst og bestandsudvikling

Tyrkerduen har en relativt kort historie her i landet. Efter at den på bare 100 år havde bredt sig fra Balkan til det meste af Europa blev den konstateret for første gang i Danmark i 1948, og allerede 15 år senere havde den opbygget bestande over det meste af landet (Salomonsen 1963). I slutningen af 1960'erne var den udbredt over hele landet.

Tyrkerduen er næsten udelukkende standfugl, og den jagtlige udnyttelse omfatter kun den danske ynglebestand.

Den danske bestand af tyrkerdue blev i midten af 1990'erne vurderet til ca. 48.000 par (Grell 1998), og til 20.000-50.000 par omkring år 2000 (Bird-life International 2004). Den aktuelle bestand er tilsyneladende stabil (Heldbjerg 2006).

Jagten i Danmark

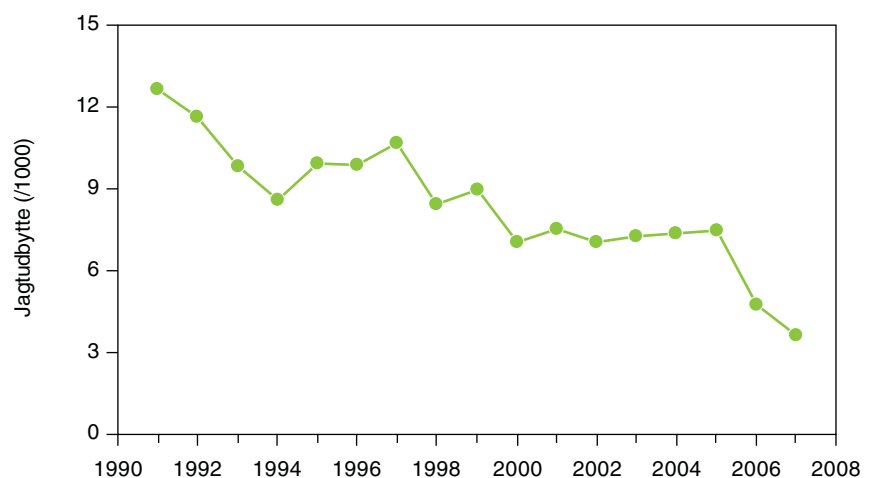
Jagttid

Indtil 2006 havde tyrkerduen jagttid fra 1.10. til 31.12. I 2007 blev jagttiden ændret til 1.11. - 31.12. Årsagen var, at duer kan yngle ret sent på efteråret, og tyrkerduen muligvis senere end ringduen. Iht. Fuglebeskyttelsesdirektivet må fuglearter ikke jages i deres yngletid.

Jagtudbytte

Jagtudbyttet af tyrkerdue i Danmark var omkring 1990 på ca. 12.000 årligt. Det har været faldende i 1990'erne, og siden jagttiden blev revideret i 2007, er det faldet til aktuelt under 4.000 fugle (Fig. 4.10.3).

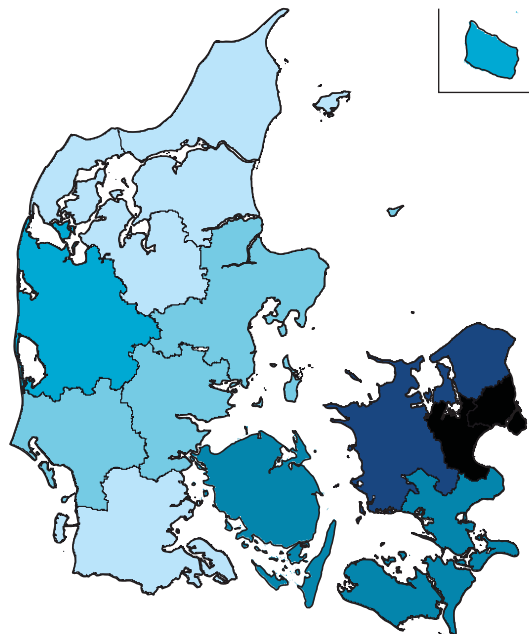
Figur 4.10.3. Det årlige jagtudbytte af tyrkerdue i Danmark, 1991/92-2007/08.



Figur 4.10.4. Den gennemsnitlige geografiske fordeling af jagtudbyttet af tyrkerdue per km² i Danmark i sæsonerne 2004/05-2007/08.

Tyrkerdue
(udbytte/km²)

- 0,05-0,06
- 0,07-0,08
- 0,09-0,10
- 0,11-0,23
- 0,24-0,44
- 0,45-0,65



Jagtudbyttet per km² af tyrkerdue er størst på øerne. Vest- og Nordsjælland og især hovedstadsregionen tegner sig for det største udbytte i forhold til arealet (Fig. 4.10.4).

Jagtens indflydelse på bestanden

En ynglebestand på 20.000-50.000 par vil svare til en efterårsbestand på ca. 60.000-150.000 fugle. På denne baggrund er den aktuelle afskydning på ca. 4.000 individer ret begrænset. Det vurderes derfor, at den jagtlige udnyttelse højst har en begrænset indflydelse på bestandens udvikling.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en bestandsbiologisk vurdering er der ikke grund til at ændre på de eksisterende jagttider.

EU-dokumentet "Key concepts of Article 7(4)", der er omtalt i Afsnit 2.2. ovenfor, angiver yngletiden for tyrkerdue i Danmark til at vare indtil 20. november.

4.11 Kragefugle



Foto: Morten D.D. Hansen.

Krage

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	Gråkrage: 150.000-300.000 par. Stigende. Sortkrage: 300-4.000 par. Stigende?
Flyway-bestand	1.500.000-4.000.000*
Gældende jagttid	1.9.-31.1.
Jagtudbytte i Danmark	90.000**
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

* En betydelig andel af disse fugle er standfugle.

** Tallet dækker det samlede antal krager, der nedlægges eller reguleres.

Forekomst og bestandsudvikling

Der er to racer af krage i Europa, hhv. sortkrage (*Corvus corone corone*) og gråkrage (*C. c. cornix*). Sortkragen yngler almindeligt i det meste af Europa, mens gråkragen har sin udbredelse i Skandinavien og Østeuropa, mod syd til Ægypten. I Danmark kan sortkrage findes ynglende i det meste af landet, men dens hovedudbredelse er i det sydlige Jylland, mod nord ca. til en linje, der forbinder Varde og Haderslev, på Sydfyn, og på det sydlige Lolland (Grell 1998). Gråkragen yngler almindeligt i hele landet.

De danske ynglebestande er næsten udelukkende standfugle, med meget få genfund fra udlandet. Om efteråret trækker fugle fra de norske, svenske, finske og (formentlig i mindre omfang) baltiske bestande gennem Danmark. En del af disse fugle overvintrer i landet (Bønløkke m.fl. 2006).

Den samlede danske ynglebestand er senest vurderet til 150.000-300.000 par i 2000 (Birdlife International 2004). Bestanden er stigende. Antallet af ynglende sortkrager er vurderet til mellem 300 og 4.000 par (Grell 1998). En sammenligning med tidligere oplysninger (Salomonsen 1963) viser, at bestanden af sortkrage i Danmark er stabil eller måske svagt stigende.

Den norske bestand er vurderet til 200.000-700.000 par og stigende. Den svenske bestand er vurderet til 240.000-500.000 par og i tilbagegang, mens den finske bestand er vurderet til 160.000-230.000 par og i tilbagegang (Birdlife International 2004).

Jagten i Danmark

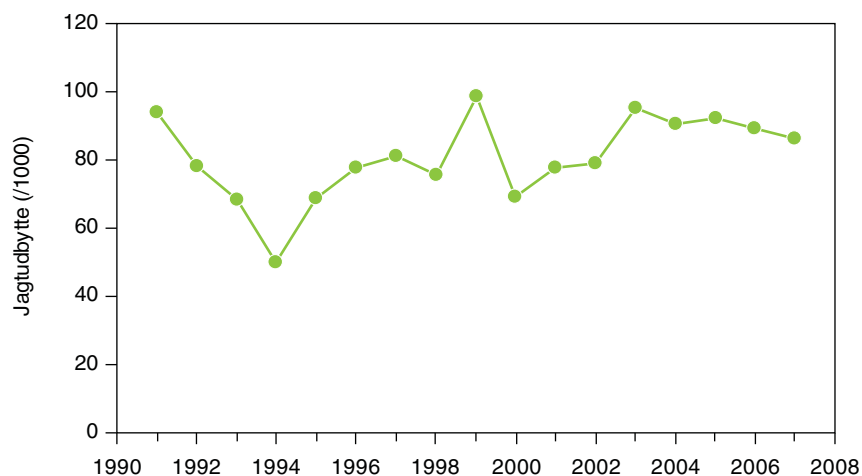
Jagttid

Krage har jagttid fra 1.9. til 31.1. Den må desuden reguleres ved skydning i februar og ved fældefangst i marts og april.

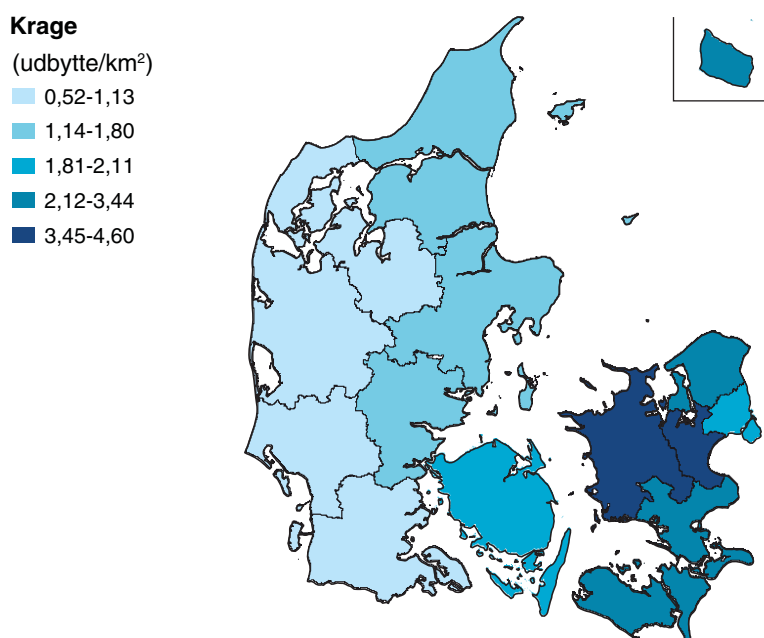
Jagtudbytte

I begyndelsen af 1970'erne blev der årligt nedlagt ca. 300.000 krager i Danmark. Siden er antallet faldet markant. Aktuelt nedlægges ca. 90.000 krager årligt (Fig. 4.11.1). Tallet inkluderer regulerede fugle.

Figur 4.11.1. Antallet af krager nedlagt eller reguleret årligt i Danmark, 1991/92-2007/08.



Figur 4.11.2. Den gennemsnitlige geografiske fordeling af nedlagte eller regulerede krager per km² i Danmark, 2003/04-2007/08.



Jagts indflydelse på bestanden

De danske krager er standfugle, og hovedparten af de nedlagte eller regulerede fugle må formodes at tilhøre den danske bestand. Bestanden er tilsyneladende stigende - eller i det mindste stabil - og det kan således konkluderes, at jagten er bæredygtig.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en bestandsbiologisk vurdering er der ikke grund til at ændre den gældende jagttid for arten.

I England er det blevet anbefalet at behandle de to racer af krager som selvstændige arter (Knox m.fl. 2002). Dansk Ornitologisk Forening har tilkendegivet, at grå- og sortkrage bør forvaltes som to selvstændige arter i forbindelse med jagtlovgivning, og har bedt DMU om at tage stilling til dette. Umiddelbart ville konsekvensen af at udskille sortkrage som selvstændig art i Danmark være, at den fredes, i og med den ikke længere vil have en jagttid.

I Fuglebeskyttelsesdirektivet behandles sortkrage og gråkrage dog stadig som racer, og de placeres samlet som én art på direktivets Bilag II. Så længe den Europæiske Kommission ikke har anerkendt en opdeling i to arter, foreligger der ingen tvingende grunde til en opdeling i den danske jagtforvaltning.

I "Vejledning om jagt" er krage vurderet som havende "Yderst gunstig" bevaringsstatus. Dette gælder for begge racer. Den danske ynglebestand af sortkrage er lille, men den er ikke sårbar, da den kun udgør den nordlige afgrænsning af en meget større bestand syd for grænsen. Skillelinjen mellem gråkrage og sortkrage har da også, så vidt vides, været stabil i en længere årrække, vel at mærke med den gældende jagtlige udnyttelse. Vælger man at følge DOF's anbefaling om en opdeling i to arter, er det derfor en konkret mulighed at give sortkragen en jagttid identisk med den, der gælder for gråkragen.

Husskade

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	200.000-300.000 par
Gældende jagttid	1.9.-31.1.
Jagtudbytte i Danmark	40.000*
Jagtens indflydelse	Bæredygtig

* Tallet dækker det samlede antal husskader der nedlægges eller reguleres.

Forekomst og bestandsudvikling

Husskade er en almindelig ynglefugl i hele Danmark. Den er udpræget standfugl. Der foreligger enkelte genfund af husskader ringmærket i Norge og Sverige (Bønløkke m.fl. 2006), men jagten i Danmark omhandler i det væsentlige den danske ynglebestand.

Den danske husskadebestand blev i 1993-94 vurderet til 249.000 par (Grell 1998). Den er vurderet til 200.000-300.000 par og stigende af Birdlife International (2004).

Jagten i Danmark

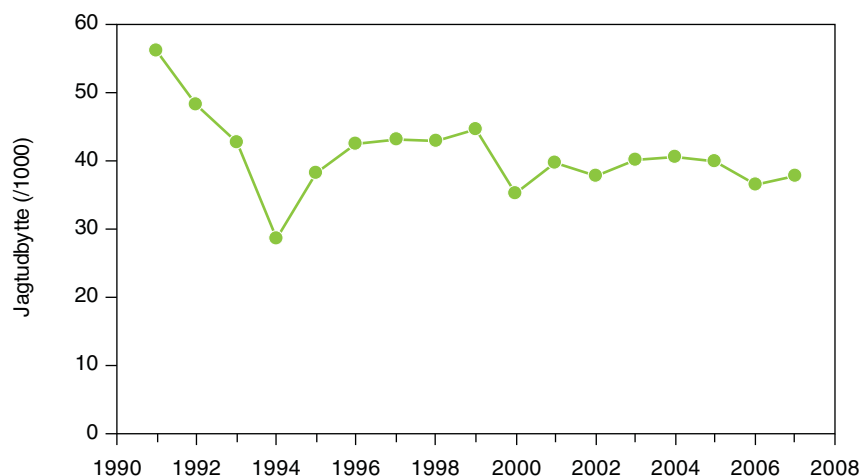
Jagttid

Husskade har jagttid fra 1.9. til 31.1. Den må desuden reguleres ved skydning i februar og ved fældefangst i perioden 1.3.-15.4.

Jagtudbytte

Omkring 1970 blev der årligt nedlagt ca. 200.000 husskader årligt. Efterfølgende er udbyttet faldet, og i dag udgør det samlede antal husskader, der årligt nedlægges og reguleres, knap 40.000 fugle (Fig. 4.11.3).

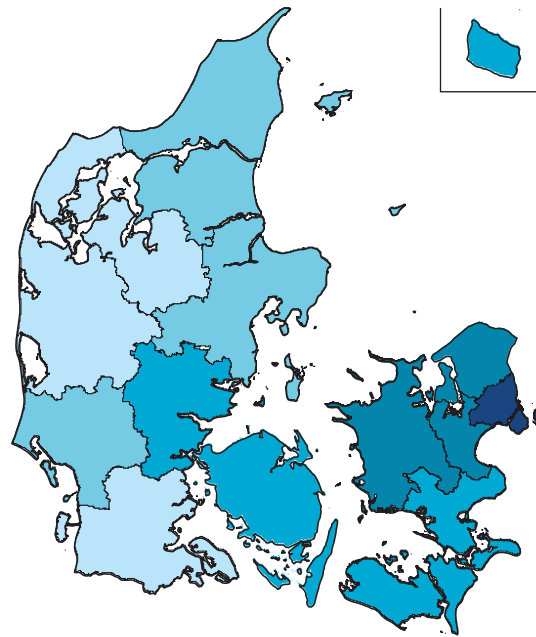
Figur 4.11.3. Antallet af husskader nedlagt eller reguleret årligt i Danmark, 1991/92-2007/08.



Figur 4.11.4. Den gennemsnitlige geografiske fordeling af nedlagte eller regulerede husskader per km² i Danmark i sæsonerne 2003/04-2007/08.

Husskade
(udbytte/km²)

- 0,14-0,46
- 0,47-0,67
- 0,68-0,82
- 0,83-3,32
- 3,33-4,37



Jagten indflydelse på bestanden

Bestanden vurderes at være stigende. På den baggrund kan jagten umiddelbart vurderes som bæredygtig.

Vurdering af gældende jagttid

Ud fra en bestandsbiologisk betragtning er der ikke anledning til at ændre jagttiden for husskade.

5 Arter, der ikke har jagttid

5.1 Indledning

Ud over de 44 arter, der aktuelt har jagttid i Danmark, forekommer der en lang række andre arter fugle og pattedyr i landet. I det mindste nogle af disse arter vil potentielt kunne bære en jagtlig udnyttelse.

Danmarks Jægerforbund har ønsket en vurdering af, om der vil være mulighed for en bæredygtig jagtlig udnyttelse af følgende arter, der ikke aktuelt har jagttid:

- Pattedyr: Grævling, ilder, mink, vaskebjørn, mårhund, spættet sæl, bæver, sumpbæver, bisamrotte, egern
- Fugle: Skarv, fiskehejre, bramgås, mørk- og lysbuget knortegås, nilgås, amerikansk skarveand, enkeltbekkasin, strandskade, hejle, strandhejle, vibe, islandsk ryle, stor kobbersneppe, lille kobbersneppe, stor regnspove, lille regnspove, sortklire, rødben, hvidklire, hættemåge, stormmåge, råge, skovskade

Af disse arter er mink, vaskebjørn, mårhund, sumpbæver, bisamrotte, nilgås og amerikansk skarveand ikke hjemmehørende i Danmark. De må i stedet henregnes under begrebet "invasive arter". Dette begreb dækker arter, der er under indvandring, men som man ønsker at forhindre i at etablere sig i landet bl.a. fordi de kan påvirke den hjemmehørende fauna negativt. Af denne grund må de alle iht. Bekendtgørelse om vildtskader (BEK nr. 868 af 04/07/2007), § 9, nedlægges året rundt – og altså også i jagttiden.

Det er DMU's opfattelse, at hvis man fortsat ønsker at forhindre disse arter i at etablere sig i Danmark, vil en generel bekæmpelse være påkrævet, snarere end indførelse af en egentlig jagttid. I øvrigt ville en vurdering af mulighederne for en jagttid ud fra de bestandsbiologiske kriterier, der bruges for den hjemmehørende fauna, utvivlsomt være, at de nævnte arters danske "bestande" er for små og sårbare til, at de vil kunne bære en jagtlig udnyttelse. Dette gælder også for bæver, som blev genindført i 1999.

De øvrige arter gennemgås nedenfor, idet det dog skal bemærkes, at uanset om bestanden kan vurderes til at kunne bære en jagtlig udnyttelse kan flg. ikke få en sådan:

- Skarv, fordi den ikke står på EF-Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II
- Fiskehejre, fordi den ikke står på direktivets Bilag II
- Bramgås, fordi den ikke står på direktivets Bilag II
- Råge står på Bilag II/2, men Danmark er ikke blandt de medlemsstater, der må give arten jagttid.

Som drøftet i Afsnit 3.5 kan alle potentielt jagtbare arter udsættes for en afskydning, der er større end bestanden kan bære. Omvendt vil selv meget små og sårbare bestande kunne tåle en lejlighedsvis afskydning af

enkelte individer. Når det skal vurderes, om en bestand kan bære en jagtlig udnyttelse, må det derfor tages i betragtning, hvor stor denne udnyttelse eventuelt ville være. For en art, der er fredet, kan dette selvsagt være ret hypotetisk. De fleste af de arter, der vurderes i de efterfølgende afsnit, har dog tidligere haft jagttid i Danmark, og for disse kan udbyttet vurderes ift. hvad det var i årene umiddelbart før de blev fredet, eventuelt med en korrektion for, at de på daværende tidspunkt havde en længere jagttid, end de ville kunne gives i dag.

Såfremt man ønsker at give jagttid til nogle af de arter, hvis bestande i det efterfølgende vurderes at kunne bære en jagtlig udnyttelse, må det gøres klart, at vurderingen er baseret på en prognose for udbyttets størrelse. Det vil være af afgørende betydning at få verificeret holdbarheden af denne prognose, og ikke mindst i en indledende periode, hvor bestanden i visse situationer må forventes at kunne udvise et indledende fald, jf. Fig. 3.5.1. Den første forudsætning for at verificere udbyttets størrelse vil naturligvis være, at vildtudbyttestatistikken udbygges med en rubrik for hver enkelt ny art.

For arter, hvor det må vurderes, at bestanden kan bære en jagttid ud fra en rent bestandsbiologisk betragtning, kan der være en række særlige problemer forbundet med at genåbne for en jagtlig udnyttelse. Ikke mindst har nogle – men ikke alle – af disse arter haft en længere periode med jagtfredning, hvor de har mistet deres skyhed over for mennesker, og hvor en eventuel fornyet jagtlig udnyttelse må introduceres meget lempeligt. For hver enkelt art er der derfor knyttet en række kommentarer om de eventuelle forvaltningsmæssige problemer, der er forbundet med at give dem en jagttid.

5.2 Pattedyr



Foto: Rune Dietz.

Egern

Bestands- og jagtforhold	Status
Bestand i Danmark	Ukendt. Stabil (?)
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 1994
Jagtudbytte i Danmark	-
Jagtens indflydelse	-

Forekomst og bestandsudvikling

Egernet er vidt udbredt, idet arten forekommer overalt i Danmark med undtagelse af enkelte områder, fx det nordlige Fyn, det sydvestlige Sønderjylland og et bælte fra Kolding til Esbjerg samt nogle få øer (Asferg & Madsen 2007f).

Udviklingen i bestandene kan vurderes på baggrund af vildtudbyttestatistikken frem til 1994, hvor egernet blev totalfredet. I slutningen af 1970'erne faldt egernbestandene markant over hele landet, formentlig på grund af fødemangel som følge af en længere årrække med dårlig frøproduktion hos rødgran og bøg. Tilbagegangen medførte næppe større ændringer i udbredelsen, og en spørgebrevsundersøgelse blandt egernjægere tydede på, at arten var vidt udbredt i midten af 1980'erne, og at bestandene de fleste steder var stabile eller stigende efter nedgangen nogle få år forinden.

Med hensyn til egernets aktuelle status, så kan DPA kun vise forekomst, ikke absolutte eller relative bestandstætheder. Da der ikke er gennemført specifik overvågning af egernet efter totalfredningen, findes der ingen oplysninger om aktuelle udviklingstendenser i den samlede bestand.

Egernets levevilkår afhænger især af træartssammensætning og bevokningsaldrer i skove og plantager. De lokale levevilkår kan blive forbedret mange steder i de kommende år i kraft af det igangværende skovrejsningsprogram, som vil resultere i mange nye levesteder efterhånden som de nye skovbevoksninger begynder at producere frø. Skovrejsningen vil formentlig også i mange tilfælde bidrage til at reducere de problemer, som mange lokale egernbestande kan have på grund af fragmentering af skove og dårlige muligheder for udveksling af individer mellem bestande.

Tidligere jagt i Danmark

Jagtudbyttet af egern er registreret i vildtudbyttestatistikken i perioden 1952-1993. Fra 1965 til 1977 svingede det årlige udbytte omkring 15.000, hvorefter det i løbet af fem sæsoner faldt til under 3.000 og derefter til under 1.000, før totalfredningen i 1993.

Egernet har været totalfredet siden 1994 og har således ingen jagttid. Der er ingen generelle reguleringsmuligheder.

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Egernet er vidt udbredt, men det manglende kendskab til aktuelle tætheder og tendenser i bestandsudviklingen gør, at det ikke er muligt at vurdere, om bestandene vil kunne bære en jagtlig udnyttelse.

Spættet sæl

Bestands- og jagtforhold	Status
Bestand i Danmark	13.300. Stigende i nogle områder
Gældende jagttid	Ingen. Fredet siden 1977
Jagtudbytte i Danmark	-
Jagtens indflydelse	-

Forekomst og bestandsudvikling

Spættet sæl er almindeligt forekommende i de fleste danske farvande med undtagelse af farvandene omkring Bornholm og Fyn, hvor den er en sjælden eller tilfældig gæst (Tougaard 2007). Den er afhængig af uforstyrrede landgangspladser, som den benytter året rundt til hvile. I maj-juli føder hovedparten af de kønsmodne hunner en unge på land, som dier i ca. tre uger. Genetiske undersøgelser og satellitmærkninger tyder på, at spættet sæl er meget stedfast og primært holder sig til den lokalitet, hvor den er født. Parring og pelsskifte foregår i august, hvor den største andel af sælerne ligger på land. Man kender ikke så meget til udbredelsen i vandet, men satellitmærkninger har vist, at sælerne ved Rødsand syd for Lolland søger føde i en radius af ca. 50 km, mens sælerne ved Anholt søger føde i hele Kattegat, og sælerne i Vadehavet svømmer flere hundrede kilometer ud i Nordsøen for at finde føde (Dietz m.fl. 2003, Tougaard m.fl. 2006). Søndergaard m.fl. (1976) beskriver en stærkt indskrænket udbredelse fra 1890'erne til 1970'erne. Udbredelsen af spættet sæl i dag (Tougaard 2007) er stort set den samme som i 1970'erne, mens antallet af sæler på de enkelte lokaliteter er steget markant.

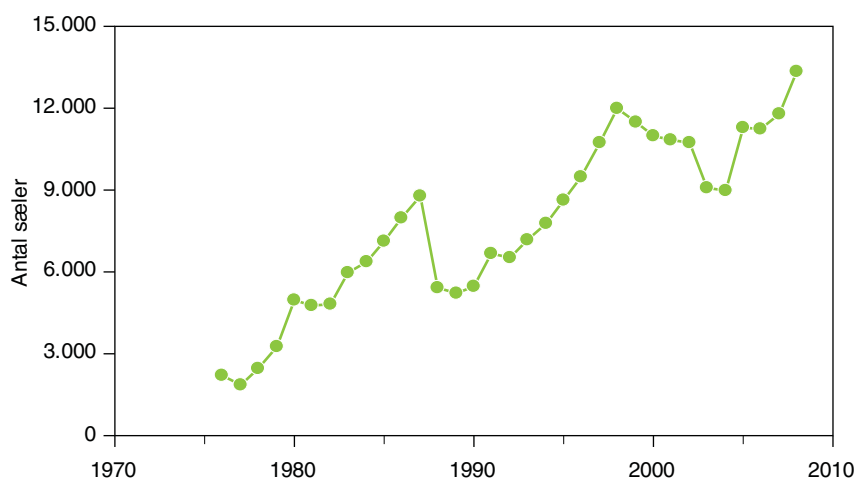
I henhold til "Forvaltningsplanen for spættet sæl og gråsæl i Danmark" (Jepsen 2005) er Danmark inddelt i fem forvaltningsområder for spættet sæl. Disse områder er Vadehavet, Limfjorden, Kattegat N, Kattegat SV og Sydøstlige Danmark (Fig. 5.2.1). Genetiske undersøgelser har vist, at der ikke er den store forskel mellem de to forvaltningsområder i Kattegat, således at der er tale om fire adskilte populationer af spættet sæl i Danmark (Olsen m.fl., in press). Hvert af disse områder er underlagt forskellige fysiske og økologiske betingelser, der betyder en særlig tilpasning og bestandsudvikling.

Efter fredningen i 1977 voksede alle bestandene af spættet sæl med ca. 12% om året indtil 1988, hvor den første store epidemi med "sælpest" (mobilivirusen Phocine Distemper Virus (PDV)) ramte de danske sæler og slog omkring 50% af dem ihjel. Fra 1989 til 2001 voksede bestanden med ca. 10% per år indtil den anden store epidemi med PDV ramte i 2002 med omtrent samme styrke som i 1988 (Härkönen m.fl. 2006, Thompson 2006). Dødeligheden under de to epidemier var uafhængig af lokaliteternes størrelse, og de døde sæler var i god ernæringsmæssig tilstand. Dette tyder på, at dødeligheden ikke var tæthedsafhængig (fx for mange på et sted eller dårlig foderstand), men derimod et spørgsmål om virussets tilstedeværelse og sælernes manglende immunitet over for PDV.

Figur 5.2.1. Kort over forvaltningsområder samt de vigtigste landlokaliteter og ynglepladser for spættet sæl i Danmark.



Figur 5.2.2. Total-antal spættede sæler i de danske farvande optalt på landgangspladserne fra fly i august, inklusiv en korrektion for den estimerede andel på 43% af dyrene i vandet.



I 2007 var der en mindre epidemi forårsaget af en ukendt virus eller bakterie. I perioden fra 2002 til 2007 er antallet af sæler i de enkelte bestande vokset med 2-9%, hvilket kunne tyde på, at flere bestande er ved at nå deres bæreevne (Olsen m.fl., in press). For det samlede antal spættede sæler i Danmark (Fig. 5.2.2) kan man se et fald fra 1998 til 2004, mens den samlede bestand nåede et hidtidigt maksimum på 13.300 sæler i 2008.

Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

I 1967 blev jagten på spættet sæl begrænset til 1.9. til 31.5., mens man indførte et totalforbud mod jagt på andre sælarter, herunder gråsælen. Med jagtloven blev rusefangst også forbudt, ligesom sæler ikke måtte jages med hagl eller riffel med kaliber under 6,5 mm.

Da der trods jagtbegrænsningen stadig blev færre spættede sæler i Danmark, vedtog man i jagtåret 1975/76 en yderligere afkortning af jagttiden fra 1. november til 31. maj, og året efter blev jagttiden fastsat til perioden 1. november - 28. februar. Samtidig blev der indført totalt forbud mod jagt i den sydlige del af landet samt i sunde og bæltter inklusiv Limfjorden. Til sidst blev spættet sæl totalfredet i hele Danmark i 1977.

Jagtudbytte

Det årlige jagtudbytte i sæsonerne 1967/68 – 1973/74 er blevet anslået til 2-300 spættede sæler (Joensen m.fl. 1976). Med en bestandsstørrelse på 2.000 dyr svarer dette til 10-15% af den samlede bestand.

Jagstens indflydelse på bestanden

Før fredningen i 1977 lå størrelsen af den danske bestand af spættet sæl på omkring 2.000 individer, og bestanden havde befundet sig på dette niveau i en årrække. Den umiddelbare vækst i antallet af spættede sæler i Danmark efter jagstens ophør i 1977 tyder på, at bestandsvæksten blev udløst af jagtstoppet (Fig. 5.2.2).

Vurdering af mulighederne for indførelse af jagttid

Bestandens nuværende størrelse indebærer, at den spættede sæl må vurderes at kunne bære en vis afskydning.

Imidlertid står spættet sæl opført på Habitatdirektivets Bilag II. Det betyder ikke nødvendigvis, at arten ikke kan gøres til genstand for jagtlig udnyttelse. Men det betyder, at Danmark er forpligtet til at udpege NATURA 2000-områder for spættet sæl og til at sikre, at arten har gunstig bevaringsstatus, både i disse områder og i Danmark som helhed.

Aktuelt drives der ikke jagt på spættet sæl i nogen af EU's medlemslande, selv om der angiveligt er muligheder for regulering i flere lande. Sæler er derfor gradvist blevet mindre sky over for mennesker – i Danmark siden 1977 - og der vil derfor være en risiko for, at mange sæler forholdsvis nemt vil kunne nedlægges, hvis man genindfører en jagttid på arten. Medmindre antallet af sæler, der nedlægges, er stærkt begrænset, må man forvente, at bestandsstørrelsen atter vil falde, jf. Fig. 3.5.1 ovenfor.

På den anden side vil en forøget skyhed forringe sælernes muligheder for at udnytte deres landgangspladser, ikke mindst i forbindelse med jagtlige forstyrrelser. Disse såkaldte "haul-outs" er afgørende for sælernes hvile, reproduktion og pelsskifte, og tilladelse af jagt inden for disse områder vil medføre en forringelse af levevilkårene i de udpegede områder. De NATURA 2000-områder, der er udpeget for spættet sæl, må derfor friholdes for jagt, og afhængigt af deres størrelse vil en etablering af såkaldte bufferzoner omkring dem være påkrævet. Størrelsen af sådanne bufferzoner kan ikke vurderes på forhånd, men den skal efter al sandsynlighed være betydelig.

Erfaringer fra bl.a. Grønland viser, at der er en ganske stor risiko for anskydning ved jagt på sæler til havs. Desuden mistes en del nedlagte dyr, fordi de synker. En genindførelse af jagt på spættet sæl vil foruden bestandsbiologiske overvejelser således også rejse nogle etiske problemstillinger.

Den anden sælart i de danske farvande – gråsælen – er efter at have været udryddet i Danmark i første halvdel af det 20. århundrede atter begyndt at yngle nogle få steder i landet. Gråsæl er på den danske Rødliste, og det er meget vanskeligt at se forskel på spættet sæl og unge individer af gråsæl, ikke mindst når dyrene befinder sig i vandet. Jagt på spættet sæl bør derfor undgås i områder, hvor gråsælen findes.

Disse forhold indebærer sammenlagt, at en genåbning af jagt på spættet sæt i form af en almindelig jagttid ikke er tilrådelig. Det kan overvejes at påbegynde en kontrolleret afskydning, men da erfaringen med jagt på sæler er meget begrænset, må konsekvenserne i givet fald følges nøje, både med hensyn til nedlagte dyr (køn, størrelse, alder og sundhedstilstand), bestandsudvikling og forstyrrelseseffekter.

Ilder

Bestands- og jagtforhold	Status
Bestand i Danmark	Ukendt, men stabil ell. stigende
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 1982
Antal reguleret årligt	1.400. Stabilt-Stigende
Reguleringens indflydelse på bestanden	Formentlig ingen

Forekomst og bestandsudvikling

Ilderen forekommer over hele landet med undtagelse af Bornholm og enkelte mindre øer (Hammershøj m.fl. 2007).

På baggrund af udviklingen i jagtudbyttet synes ilderbestanden at have været faldende fra begyndelsen af 1940'erne til omkring 1970. Tilbagegangen skete hovedsagelig som følge af en generel forringelse af levevilkårene, især på grund af afvanding og dræning af vådområder, rørlægning af grøfter og intensiv bekæmpelse af mus og rotter (Hammershøj m.fl. 2007).

Jagttrykket på ilderen blev lettet noget ved fredningen i 1982, hvorefter ilderen kun har måttet fanges og nedlægges som led i regulering på begrænsede lokaliteter. De senere års forholdsvis mange naturgenopretningsprojekter, herunder ikke mindst genetablering af vådområder, er også kommet ilderen til gode, og de er sandsynligvis en væsentlig del af forklaringen på, at ilderbestanden har vist tegn på fremgang gennem de seneste 15 år.

Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

Ilderen blev totalfredet i 1982, men har siden da måttet reguleres (også ved brug af fælde) hele året i og ved bebyggelse, forsvarlige indhegninger med fjerkræ, indhegnede haver og pelsdyrfarme.

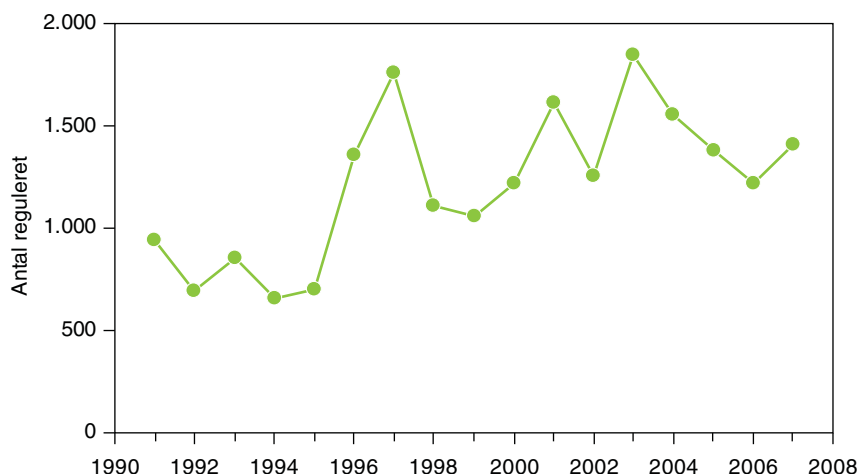
Udbytte ved regulering

Antallet af regulerede ildere er vokset svagt i perioden 1991-2007 (Fig. 5.2.3). Det er størst på Sjælland og Fyn samt i de tidligere Århus og Nordjyllands Amter og mindst i det vestlige og sydlige Jylland samt Nordsjælland (Fig. 5.2.4). Langt den overvejende del af de ildere, der reguleres, mindst 75%, fanges i fælde.

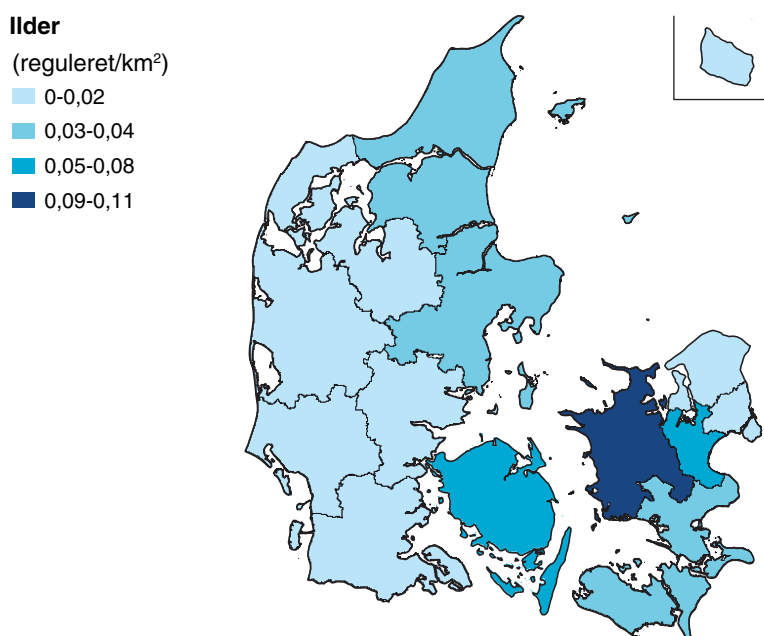
Reguleringens indflydelse på bestanden

Efter forbuddet mod at fange ilder i fælde ude i terrænet i 1982 er det næppe muligt at efterstræbe ilderen i et omfang, der påvirker bestanden. Regulering efter de gældende bestemmelser vil formentlig højst kunne have en begrænset, lokal effekt. Ilderbestanden ser generelt ud til at kunne bære den aktuelle regulering.

Figur 5.2.3. Antallet af ilder reguleret i sæsonerne 1991/92-2007/08.



Figur 5.2.4. Antallet af regulerede ildere per km² i sæsonerne 2003/04-2007/08.



Forvaltningsmæssige problemer

Ilderen kan forvolde skade ved at tage fjerkræ, herunder fasaner, agerhøns og ænder, i hønsehuse og på opdrætspladser. Den eksisterende lovgivning giver mulighed for regulering i disse tilfælde. Den regulering, der efter de nugældende regler sker i ilderens yngletid, vurderes at have et omfang, der er uden betydning for bestanden.

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Hvis der fortsat kun må fanges ilder i fælder på de begrænsede lokaliteter, hvor det p.t. er tilladt, så vil indførelse af en jagttid på ilderen formentlig ikke betyde, at der vil blive nedlagt/fanget væsentligt flere ildere. Hvis det derimod bliver tilladt at fange ilder overalt på terrænet, herunder i fælder opstillet langs vandløb med henblik på fangst af mink, vil udbyttet kunne stige mærkbart, men formentlig ikke så meget, at det bestandsmæssigt får mere end lokal betydning.

Grævling

Bestands- og jagtforhold	Status
Bestand i Danmark	Stabil-Stigende
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 1994
Jagtudbytte i Danmark	-
Jagtens bæredygtighed	-

Forekomst og bestandsudvikling

Grævlingen er almindeligt forekommende over hele landet med undtagelse af Bornholm, Læsø, Anholt og Fanø samt de fleste mindre øer (Madsen m.fl. 2007b).

Udviklingen i bestandene kan vurderes på baggrund af vildtudbyttestatistikken frem til 1994, hvor grævlingen blev totalfredet. På landsplan ser bestanden ud til at have været jævnt aftagende fra 1941 til omkring 1980. Årsagen til tilbagegangen kendes ikke med sikkerhed, men der har sandsynligvis været tale om en blanding af jagtlig efterstræbelse og en reduktion af arealerne med grævlingens foretrukne fourageringsbiotop, som er arealer med forholdsvis kort græs, hvor grævlingen finder hovedparten af sit vigtigste fødeemne (regnorm). Lokale bestande af grævlinger har i perioder været næsten udryddet som følge af udbrud af hundegalskab (rabies), men grævlingen er tilsyneladende i stand til at genindvandre og genetablere bestande i løbet af forholdsvis kort tid efter sygdomsudbruddets ophør.

Med hensyn til grævlingens aktuelle status, så kan den seneste opgørelse (Dansk Pattedyratlas, Madsen m.fl. 2007b) kun vise forekomst, ikke absolute eller relative bestandstætheder. Efter totalfredningen er der gennemført enkelte bestandsopgørelser ved optælling af aktive grave i udvalgte områder, men det vides ikke, i hvor stor udstrækning resultaterne herfra gælder for landet som helhed.

Der findes således ingen oplysninger om aktuelle udviklingstendenser i den samlede bestand, men på det foreliggende grundlag vurderes det, at grævlingebestanden generelt er gået frem siden 1980, og ikke mindst efter totalfredningen i 1994. Efter totalfredningen vurderes det endvidere, at især biltrafikken er blevet en stadig vigtigere dødelighedsfaktor.

Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

Grævlingen har været totalfredet siden 1994. Før 1994 var jagttiden 16.6. til 15.2. Der er ingen generelle reguleringsmuligheder.

Jagtudbytte

Jagtudbyttet af grævling er registreret i vildtudbyttestatistikken i perioden 1941-1993. Fra 1941 til 1980 faldt det årlige udbytte fra ca. 3.500 til et niveau omkring 1.500, hvor det blev liggende indtil totalfredningen i 1994 (Madsen m.fl. 2007b).

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Grævlingen er vidt udbredt og bestanden er formentlig gået frem siden midten af 1980'erne og ikke mindst efter totalfredningen i 1994. Bestandsmæssigt synes der således ikke umiddelbart at være noget til hinder for, at der genindføres en jagttid på grævling. En evt. jagttid bør ligge inden for månederne oktober-januar. Ungerne er formentlig først uafhængige i det tidlige efterår. De fleste unger fødes i marts; de første fødes i sidste halvdel af februar.

5.3 Skarv, fiskehejre, bramgås og knortegås



Foto: Florian Möllers.

Skarv

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	35.000 par. Svagt faldende
Flyway-bestand	Ca. 500.000*
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 1980
Antal reguleret årligt	4.000
Jagtens indflydelse	-

* Samlet bestand af storskarv og mellemskarv i NV- og Mellemeuropa.

Forekomst, træk og overvintring i Danmark

Der forekommer to underarter af skarv i Danmark. Mellemskarv (*Phalacrocorax carbo sinensis*) yngler her i landet samt blandt andet i landene omkring Østersøen og syd for Danmark. Storskarv (*Phalacrocorax carbo carbo*) yngler blandt andet langs Norges kyster, og fugle herfra opholder sig i Danmark mellem august og april.

Hovedparten af de danske skarver spreder sig i sensommeren over forholdsvis korte afstande til søer (især ungfugle) og kystområder over det meste af landet samt til Nordtyskland og i mindre omfang Sydsverige og Polen. Her opholder de sig nogle uger eller måneder, før de påbegynder det egentlige efterårstræk. Nogle af de danske skarver forlader Danmark allerede i juli, men borttrækket begynder først for alvor i august, det kulminerer i september og fortsætter gennem oktober. Borttræk forekommer dog også i november og i kuldeperioder i december-januar. En ukendt andel af de danske skarver forbliver i Danmark vinteren over. Det vurderes, at andelen er steget over de sidste 15 år, men det er formentlig fortsat færre end 20%, der bliver i de danske farvande vinteren over. De af de danske skarver, som trækker mod syd, overvintrer spredt ud over Europa og langs Nordafrikas kyster.

Skarver fra udlandet kommer til de danske farvande mellem juli og november. Skarverne kommer i størst antal fra Sverige, Nordtyskland og Norge, og hovedparten trækker til og igennem Danmark i september-oktober. Et større antal skarver fra Norge og i mindre omfang fra Sverige og Nordtyskland overvintrer i de danske farvande. Trækobservationer tyder på, at mange af de overvintrende og gennemtrækkende udenlandske skarver forlader Danmark mellem 20. marts og 20. april.

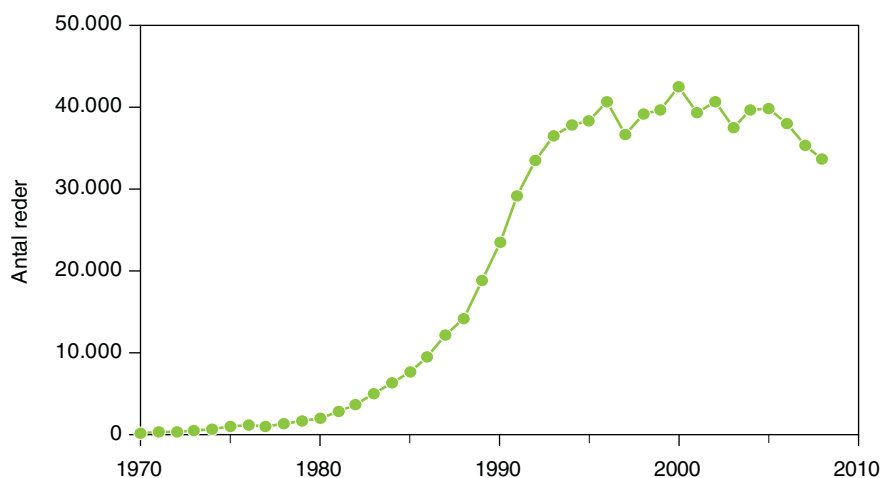
De trækkende skarver fra Sverige og Tyskland optræder især i den sydlige og østlige del af Danmark. De senere ankomne norske skarver opholder sig især i Kattegatområdet. Sent på efteråret og især om vinteren forekommer større flokke af dagrastende skarver på forholdsvis isolerede øer og rev, blandt andet i Kattegat og ved Saltholm i Øresund. Men i de senere år har skarverne i stigende grad taget de danske ferskvandsområder i brug også om efteråret og vinteren.

Bestandenes udvikling

Efter at have været udryddet som dansk ynglefugl, genetablerede skarven kolonier i Danmark igen i 1938. Fra 1970 og frem blev beskyttelsen af skarven gradvist øget i Danmark og det øvrige Europa. Som et resultat af øget beskyttelse og nem adgang til fisk i og uden for yngletiden steg be-

standen hastigt gennem 1980'erne både herhjemme og i udlandet. I Danmark aftog væksten i ynglebestanden hurtigt efter 1991, og i årene 1993-2006 blev der årligt optalt 36.500-42.500 reder, med et gennemsnit på 39.000. Bestanden faldt i 2008 til 33.700 reder (Fig. 5.3.1).

Figur 5.3.1. Udviklingen i antallet af skarvreder i Danmark, 1970-2008.



Antallet af udenlandske skarver, der opsøger Danmark i perioden juli-november og overvintrer, har formentlig været stigende også gennem de seneste år, idet antallet af ynglende skarver i hele Østersøregionen fortsat vokser. Den norske ynglebestand vokser fortsat, men langsomt. Den NV-europæiske bestand af storskarv er aktuelt vurderet til 120.000 individer, mens bestanden af mellemskarv er vurderet til ca. 400.000 (Wetlands International 2006).

Tidligere jagt i Danmark

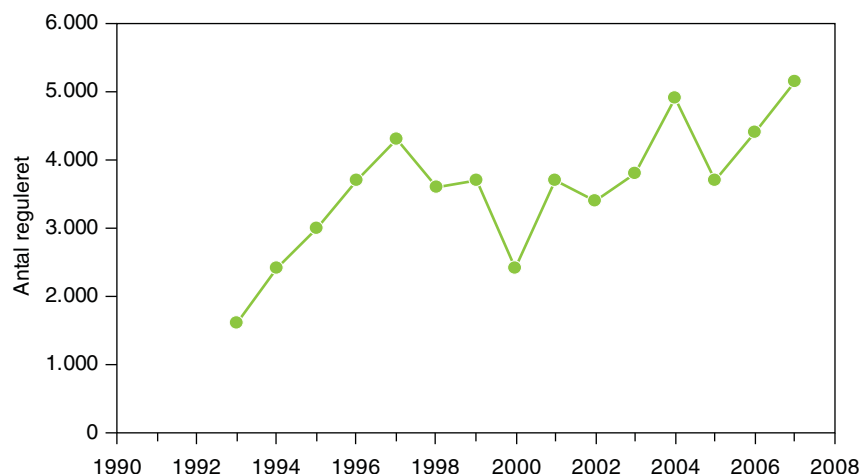
Jagttid

Skarven har været fredet siden 1980. Ejere af faststående, fungerende fiskeredskaber må dog regulere skarver inden for en afstand af 1 km fra redskabet, iht. Bekendtgørelse om vildtskader (BEK nr. 868 af 04/07/2007).

Antal reguleret

Antallet af skarver, der blev nedlagt i Danmark før fredningen i 1980, er ikke veldokumenteret, da arten på udbyttestatistikken indgik i rubrikken "Andre svømmefugle". Det er vurderet, at der i jagtsæsonen 1975/76 blev nedlagt ca. 1.250 skarver. Aktuelt nedlægges ca. 4.000 skarver årligt ved regulering (Fig. 5.3.2).

Figur 5.3.2. Det årlige antal skarver reguleret i Danmark, 1993/94-2007/08.



Jagten indflydelse på bestanden

Ud over den egentlige jagttid blev skarven tidligere bekæmpet på ynglepladserne. Der er ingen tvivl om, at fredningen i 1980, sammen med ophøret af denne bekæmpelse, er årsagen til skarvbestandenes vækst i Danmark. Størrelsen af den danske ynglebestand er aktuelt svagt faldende (Fig. 5.3.1), men det er uvist i hvilket omfang den årlige regulering ved beskydning har bidraget til denne nedgang (Bregnballe m.fl. 2009).

Vurdering af mulighederne for jagttid

Skarven er ikke opført på EF-Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II, som er listen over arter, som medlemslandene kan indføre jagttid på. Fuglebeskyttelsesdirektivet forhindrer således, at der åbnes for en jagttid på skarven.

De muligheder for nedlæggelse af skarver ved bl.a. fiskeredskaber, som gælder i Danmark, er som nævnt beskrevet i Bekendtgørelse nr. 868 af 4. juli 2007 om vildtskader samt i Skov- og Naturstyrelsens udkast til en ny forvaltningsplan for skarv

(<http://www.skovognatur.dk/Hoeringer/skarvforvaltningsplan.htm>).

Den ny forvaltningsplan for skarv forventes at træde i kraft i efteråret 2009. Det forventes imidlertid også, at der i løbet af 2009 kommer en ændring af den eksisterende vildtskadebekendtgørelse, idet der er behov for justeringer, som blandt andet sikrer, at reglerne overholder bestemmelserne i Fuglebeskyttelsesdirektivet.

Fiskehejre

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	7.000 par. Stabil ell. svagt faldende
Flyway-bestand	40.000-70.000
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 1982
Antal reguleret årligt	500-750
Reguleringens indflydelse	Begrænset

Forekomst og bestandsudvikling

Fiskehejren er en almindelig ynglefugl i Danmark. Overvintringsområdet for de danske fiskehejrer omfatter Danmark, Holland, Tyskland, Frankrig, Spanien og i enkelte tilfælde Nordafrika. Det er især ungfuglene, der trækker til Sydvesteuropa. En del voksne fiskehejrer overvintrer i Danmark (Bønløkke m.fl. 2006).

Fugle fra de norske og svenske ynglebestande passerer Danmark på træk eller overvintrer her (Bønløkke m.fl. 2006).

Den danske bestand har ikke været forsøgt opgjort siden 1993-1996. Ved den målrettede landsdækkende optælling i 1991 (Frederiksen 1992) og ved atlasundersøgelsen i 1993-1996 (Grell 1998) blev bestanden opgjort til knap 7.000 par. Ifølge DOF's punkttællingsprogram har ynglebestanden været stabil siden slutningen af 1980'erne, måske med en svag tendens til tilbagegang efter 2001. Ud over jagt har især forekomsten af kolde vintre haft betydning for udviklingen i bestanden.

Den vesteuropæiske bestand er senest blevet estimeret til 263.000-286.000 fugle (Wetlands International 2006), og bestanden er generelt i fremgang. Bestanden i det baltiske og nordiske område har været stabil i perioden 1990-2005, dog med udsving (Delany m.fl. 2008). De norske og svenske ynglebestande udgør sammenlagt 10.000-20.000 par (Birdlife International 2004), hvilket vurderes at svare til en efterårsbestand på 40.000-70.000 fugle.

Tidligere jagt i Danmark

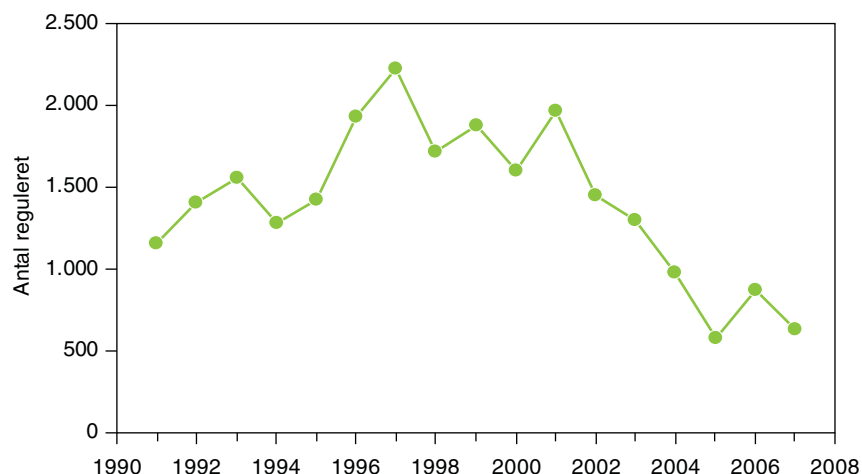
Jagttid

Fiskehejren blev fredet i 1982. Før da havde den jagttid fra 1.8. til 31.12. Arten må reguleres hele året i og ved dambrug, efter forudgående tilladelse fra Skov- og Naturstyrelsen.

Antal reguleret

Antallet af fiskehejrer nedlagt i forbindelse med regulering ved dambrug nåede ca. 2.200 hejrer i 1997, men siden da er det årlige antal nedlagte hejrer aftaget, især efter 2001 (Fig. 5.3.3). Aktuelt reguleres 500-750 fiskehejrer årligt.

Figur 5.3.3. Det årlige antal fiskehejrer reguleret i Danmark, 1991/92-2007/08.



Reguleringens indflydelse på bestanden

I Danmark og det øvrige Europa var fiskehejren i tilbagegang frem til begyndelsen af 1970'erne som følge af forfølgelse og jagt. Men efter 1970 blev beskyttelsen øget, og den europæiske bestand har siden da generelt været i markant fremgang. Ynglebestanden i Danmark gik frem fra slutningen af 1960'erne, og fra 1978 til 1991 steg bestanden fra ca. 2.700 par til 6.750 par. Frem til 1980 blev der årligt nedlagt 5.000-7.000 fiskehejrer. Den store bestandsstigning indtraf derfor først efter jagtfredningen i 1982, og det vurderes, at jagten frem til 1982 reducerede vækstraten i den danske ynglebestand.

Effekten af regulering af fiskehejre ved dambrug på de danske og gæstende bestande kan ikke vurderes. Den er dog formentlig begrænset.

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Fiskehejre står ikke på EF-Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II, og derfor kan den ikke gives en jagttid af EU's medlemsstater.

Fiskehejre kan dog reguleres hele året i og ved dambrug efter forudgående tilladelse fra Skov og Naturstyrelsen.

Bramgås

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	1.500 ynglepar, stigende
Flyway-bestand	700.000, stigende
Gældende jagttid	Ingen. Fredet siden 1946
Antal reguleret årligt	-
Jagtens indflydelse	-

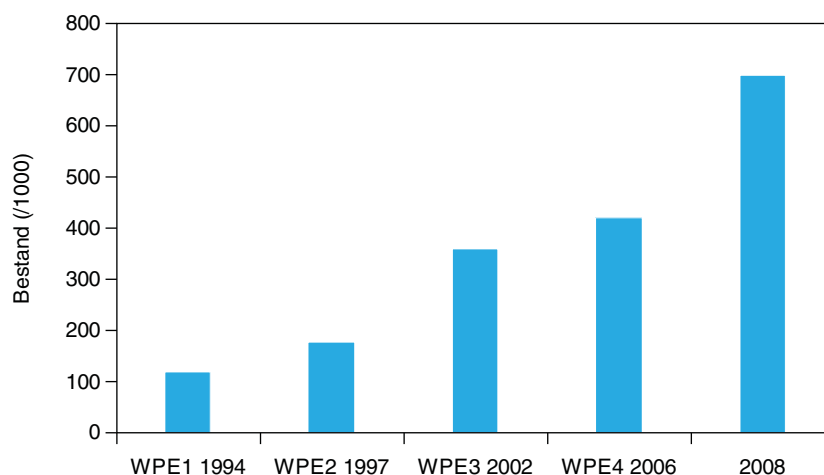
Forekomst og bestandsudvikling

Bramgås var oprindeligt en trækgæst fra yngleområder i arktisk Rusland, men arten har inden for de sidste 30 år etableret ynglebestande i Østersøen, herunder også i Danmark (på Saltholm) samt i Schleswig-Holstein og Holland. Enkelte yngleforsøg er også konstateret andre steder i Danmark, fx i Margrethekog og på småøer syd for Lolland.

Derudover forekommer bramgåsen på træk til og fra yngleområderne i Nordrusland. De største antal registreres i Vadehavsregionen, og indtil for 10 år siden opholdt stort set alle rastende og fouragerende fugle sig i dette område, men i dag ses større flokke også op langs vestkysten af Jylland og på Øerne. Desuden passeres den sydlige del af landet af store flokke af trækkende gæs på vej mellem Vadehavet og rasteplasser i de indre dele af Østersøen.

Ynglebestanden på Saltholm blev i 2008 vurderet til 1.500 par i forbindelse med DMU's optælling af ederfuglebestanden. Flyway-bestanden er formentlig Europas hurtigst stigende gåsebestand, og den er siden begyndelsen af 1990'erne steget fra 120.000 til 700.000 fugle (Fig. 5.3.4).

Figur 5.3.4. Udviklingen i bestandsstørrelsen for bramgås. Søjlerne viser antallet, der er oplyst i Waterbird Population Estimates (WPE) (1: Rose & Scott 1994; 2: Rose & Scott 1997; 3: Wetlands International 2002; 4: Wetlands International 2006). Antallet fra 2008 er et estimat sammenstillet af Bart Ebbing (Wetlands International Goose Specialist Group).



Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

Arten blev fredet i 1946. Indtil da måtte den jages året rundt.

Jagtudbytte

Udbyttet de få år med vildtudbyttestatistik og jagttid først i 1940'erne er ukendt.

Forvaltningsmæssige problemer

Bramgås er i de senere år forekommet i Vadehavet og Vestjylland i antal, der har medført skader på afgrøder.

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Bramgås står ikke på EF-Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II og kan derfor ikke gives en jagttid af EU's medlemsstater. Ud fra en bestandsbiologisk vurdering ville bestanden dog utvivlsomt kunne bære en jagtlig udnyttelse.

Bramgås vil formentlig iht. Fuglebeskyttelsesdirektivets Artikel 9 kunne reguleres i områder, hvor den gør skade på afgrøderne. Dette praktiseres fx i Schleswig-Holstein, hvor der if. den seneste vildtudbyttestatistik blev nedlagt 570 individer i 2007/08 (MLURLS-H 2008).

Knortegås

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark
Flyway-bestand:	
Lysbuget Knortegås	7.600
Mørkbuget Knortegås	230.000-275.000
Gældende jagttid	Ingen. Fredet siden 1972
Jagtudbytte i Danmark	-
Jagtens indflydelse	-

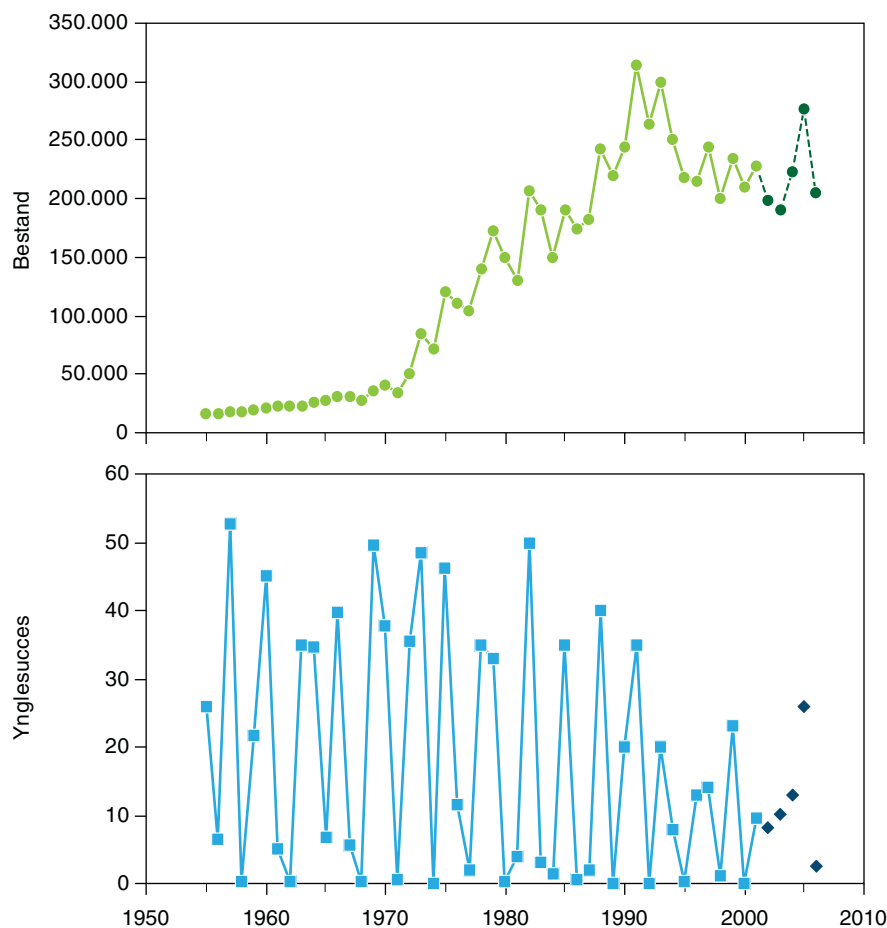
Forekomst og bestandsudvikling

Knortegås yngler ikke i Danmark, men to underarter forekommer i træk-tiden og om vinteren. Mørkbuget knortegås (*Branta bernicla bernicla*) yngler i Nordsibirien og overvintrer i Danmark, Tyskland, Holland, England og Frankrig. I Danmark forekommer den i de indre danske farvande og i Vadehavet. Lysbuget knortegås (*B. b. hrota*) yngler på Svalbard, Franz Josefs Land og i Nordøstgrønland og overvintrer i Danmark og det østlige England samt Holland i strenge vintre. I Danmark forekommer denne underart i den nordlige del af Vadehavet og i det nordlige Jylland, fra Grenå i øst til Nissum Fjord i vest. Indenfor de sidste 10 år er en mindre flok, der aktuelt tæller 80-105 individer, begyndt at raste i omegnen af Mågeøerne og Fogense Enge ved Bogense på Nordfyn. Antallet kan synes ubetydeligt, men er internationalt betydende ud fra Ramsarkonventionens kriterier og det aktuelle 1%-kriterium på 70 fugle i WPE4 (Wetlands International 2006). Ved DMU's seneste landsdækkende midvintertælling af vandfugle i januar 2008 blev flokke af lysbugede knortegæs også set ved Mols og nær Horsens Fjord.

Bestanden af mørkbuget knortegås steg fra 30.000-40.000 i 1960'erne til 250.000-300.000 i begyndelsen af 1990'erne, men faldt herefter i løbet af 1990'erne til omkring 200.000 fugle. Faldet skyldes, at gæssene de sidste 10-15 år har haft en vigende ynglesucces, men en god ynglesæson i sommeren 2005 har sammen med fravær af de ellers velkendte '0-år' uden ynglesucces i de sidste 6 år, ført til fornyet vækst. Bestanden i 2005/06 var således på 275.000 og året efter på 230.000-240.000 individer (Fig. 5.3.5). Figuren viser kun en værdi på omkring 200.000 fra januar 2007, men der blev optalt henholdsvis 239.000 i november og 230.000 i december 2006, hvilket indikerer, at større antal allerede i januar 2007 må være trukket til de tyske dele af Vadehavet, hvorfra data ikke er tilgængelige.

Bestanden af lysbuget knortegås faldt fra 4.000 individer i 1950'erne til 1.600-2.200 individer omkring 1970. Efter fredningen i 1972 er bestanden vokset og tæller aktuelt 7.600 fugle. Bestanden har haft en vigende ynglesucces de sidste 10 år, hvilket på sigt kan bevirke en nedgang i bestanden, fordi aldersfordelingen i løbet af nogle år vil blive domineret af stadig ældre individer, der forventeligt vil have en lavere reproduktiv rate (Fig. 5.3.6).

Figur 5.3.5. Udviklingen i bestandsstørrelse (øverst) og ynglesucces (nederst, udtrykt som procent 1.-års fugle i efterårsflokene) for mørkbuget knortegås 1955-2007. Antallene efter 2000 er opgjort for januar ud fra DMU's midvintertællinger (Pihl m.fl. 2009), data fra Frankrig (Roger Mahéo & Sophie Le Dréan-quenec'hdu, unpubl.), årligt publicerede data fra Holland (SOVON, seneste rapport Hustings m.fl. 2008), årligt publicerede data fra Storbritannien (WeBS counts, seneste rapport Austin m.fl. 2008), dvs. data fra Schleswig-Holstein og Niedersachsen mangler, hvorfor de præsenterede antal fra de senere år er et underestimat (indikeret ved stipling af kurven). Ynglesucces fra de senere år – udtrykt som procent 1.-års fugle i efterårsflokene - er baseret på data fra Frankrig (Roger Mahéo & Sophie Le Dréan-quenec'hdu, unpubliceret) samt årligt publicerede data fra Storbritannien (WWT, seneste rapport Hall 2007), og den viste værdi for de sidste fem år er gennemsnit af data fra de to lande.



Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

Knortegås blev fredet i 1972. Før da havde den jagttid fra 1.8. til 31.12. Lysbuget knortegås er i dag fredet i hele sit udbredelsesområde, og det samme gælder mørkbuget knortegås med undtagelse af Rusland, hvor den jages ved Hvidehavet og langs nordkysten af arktisk Rusland og Sibirien.

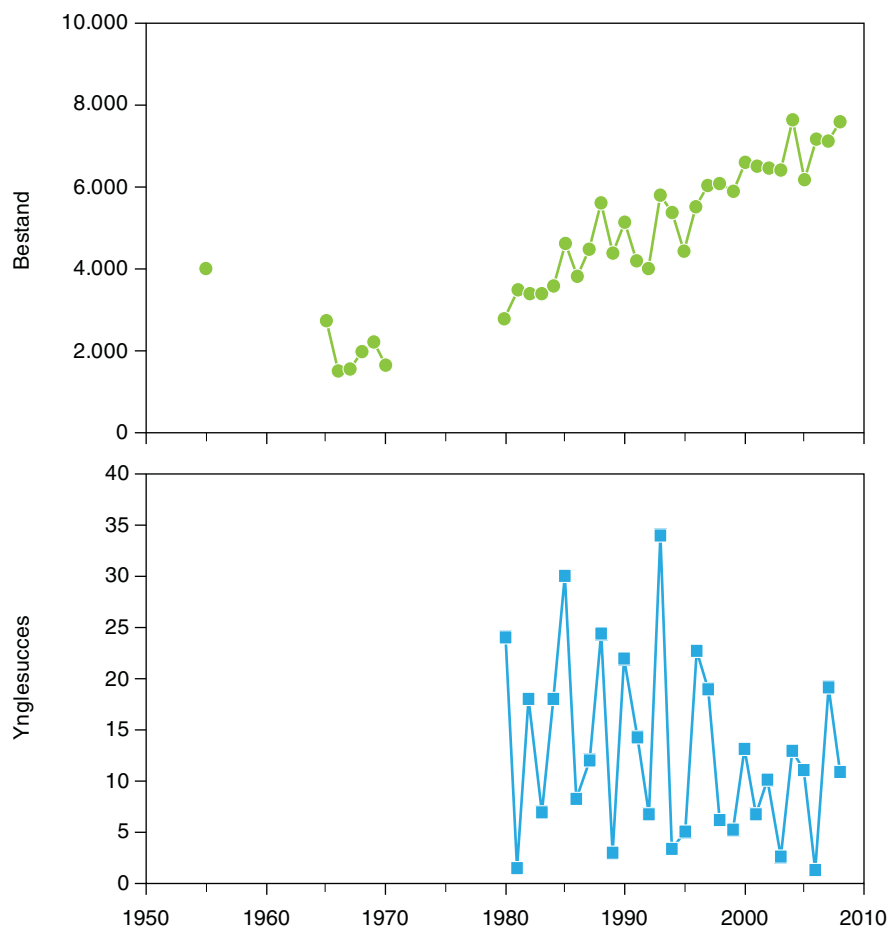
Jagtudbytte

I 1960'erne blev der i Danmark årligt nedlagt ca. 2.200 knortegæs, hvoraf 200-400 var lysbugede, men i enkelte år med stor ungeproduktion blev der skudt betydeligt flere mørkbugede knortegæs, sandsynligvis op til 10.000-14.000.

Jagten indflydelse på bestanden

I 1950'erne og 1960'erne begrænsede jagten bestandenes størrelse, og var med sikkerhed additiv på den lysbugede knortegåsebestand, der havde en overlevelseshastighed på 83% i 1950'erne (Boyd 1959) og 87% i 1990'erne (Clausen m.fl. 2001). Efter jagtfredningen i Danmark i 1972 gik begge bestande afgørende frem.

Figur 5.3.6. Udviklingen i bestandsstørrelse (øverst) og ynglesucces (nederst, udtrykt som procent 1.-års fugle i efterårsflokene) for lysbuget knortegås 1955-2008. Antallene opgøres årligt af DMU ud fra koordinerede tællinger i NOVANA programmet (oktober, januar og maj) i samarbejde med English Nature, der bidrager med data fra Lindisfarne National Nature Reserve i England. Metode efter Clausen m.fl. (1998), opdateret.



Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

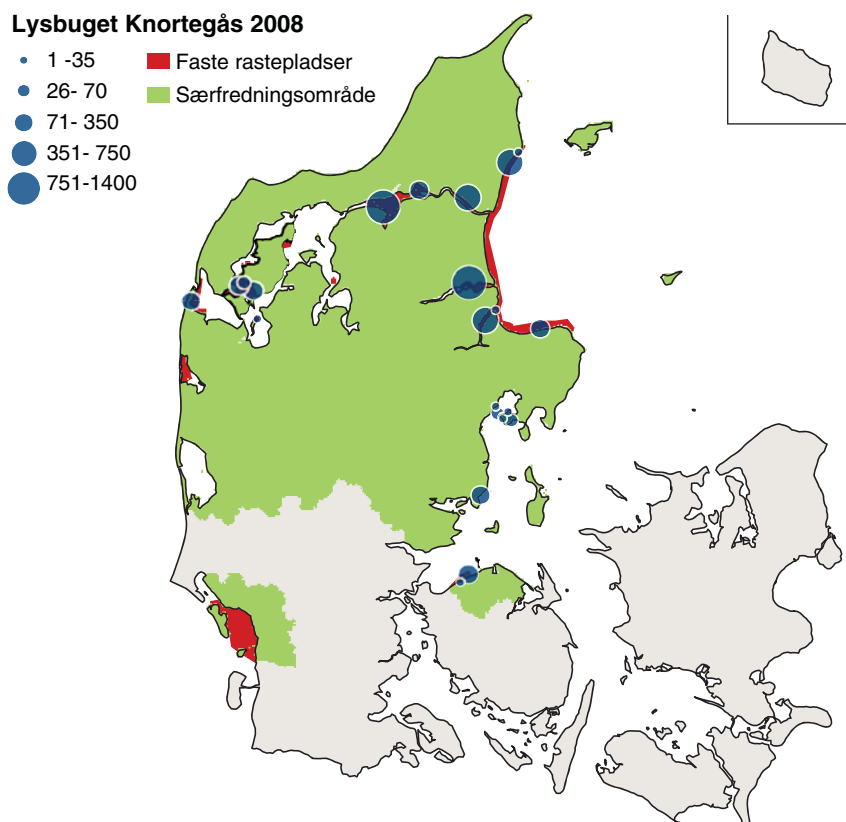
Knortegås står på EF-Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II/2 og kan gives en jagttid i Danmark og Tyskland.

Ud fra en bestandsbiologisk vurdering vil bestanden af mørkbuget knortegås kunne bære en vis jagtlig udnyttelse, hvorimod lysbuget knortegås ikke kan bære en jagtlig udnyttelse.

En eventuel jagtlig udnyttelse af knortegæs i Danmark skal dog planlægges nøje og må ikke foregå i områder, hvor lysbuget knortegås forekommer, fordi racerne ikke altid vil kunne skelnes med sikkerhed i jagtsituationer. Det skyldes dels, at nogle adulte lysbugede knortegæs kan være noget mørke på bugen, men især, at de lysbugede 1.-års fugle er lige så mørkbugede som de mørkbugede knortegæs, og derfor kun kan kendes ud fra forældrenefuglens dragt karakterer (Clausen & Fischer 1994).

Med den aktuelle udbredelse af lysbuget knortegås betyder det, at en eventuel jagttid på mørkbuget knortegås må kombineres med en særfredning af knortegås i flg. geografiske områder: Region Nordjylland, Region Midtjylland, Nordfyns, Esbjerg og Fanø Kommuner (Fig. 5.3.7).

Figur 5.3.7. Forekomsten af faste rasteplasser for lysbuget knortegås i Danmark, defineret ud fra kriteriet, at der er en regelmæssig forekomst af internationalt betydeligt antal (1% af bestanden). Prikkerne viser forekomsten af lysbugede knortegæs ved den seneste landsdækkende midvinteroptælling af vandfugle i januar-februar 2008 (I.K. Petersen m.fl., DMU upubl. data). Forslag til særfredningsområde for knortegås ved en eventuel genindførelse af jagt på arten er anført.



Bregnballe m.fl. (2003) anførte derudover flg. bemærkninger til en eventuel jagttid på knortegås, som stadig er gældende:

En eventuel genindførelse af jagt på mørkbuget knortegås må nøje overvejes, og må i givet fald ske i henhold til en forvaltningsplan, der som et minimum tager højde for følgende forhold:

- En genindførelse af jagt bør ske under hensyntagen til, at gæssene ikke vil være sky over for jægere i de første år, og at der derfor kan være risiko for, at mange gæs forholdsvis nemt vil kunne nedlægges. Det må være en forudsætning for en eventuel senere udvidelse af jagten, at bæredygtigheden kan dokumenteres.
- Dette kan søges opnået ved en kort jagttid. I dårlige yngleår trækker de mørkbugede knortegæs tidligt til og igennem Danmark (fra slutningen af september), mens trækket sker noget senere (fra først i oktober) i gode yngleår. En jagttid fra 16. oktober vil således medvirke til, at en jagtlig udnyttelse begrænses først og fremmest til gode yngleår, hvor især unge gæs vil indgå i udbyttet.
- Det må undgås, at jagt kommer til at medføre, at gæssenes generelle flugtafstand forøges væsentligt. Dette kan formentlig bedst opnås ved kun at tillade jagt på knortegås fra opankret båd og/eller ved trækjagt.
- Jagt bør heller ikke medføre, at gæssene fordrives fra deres naturlige fødesøgningsarealer og fortrækker til dyrkede arealer, hvor de kan forårsage markskader. De senere års oprettelser af jagt- og forstyrrelsesfrie kerneområder samt reservatudvidelsen i Vadehavet dækker hovedparten af gæssenes rasteområder og må forventes at kunne bidrage i betydeligt omfang til at fastholde gæssene i de nuværende fødesøgningsområder.

- I henhold til EF-Fuglebeskyttelsesdirektivet er de eneste medlemsstater, hvor knortegås må jages, Danmark og Tyskland. En genindførelse af jagt på knortegås i Danmark må derfor forventes at tiltrække sig betydelig international opmærksomhed. En international forvaltningsplan under Bonn-konventionen ville i princippet kunne skabe ro om en dansk jagttid, og en sådan plan har været drøftet i en årrække. Det er dog for indeværende tvivlsomt, om der vil kunne opnås enighed om en sådan plan, med mindre mulighederne for en dansk jagttid udskydes på ubestemt tid. Udarbejdelse af en national forvaltningsplan, som skitseret ovenfor, bør derfor ske på en måde, at den i givet fald vil kunne indpasses i en efterfølgende international plan.
- Den betydelige internationale opmærksomhed omkring den mørkbuede knortegås indebærer samtidigt, at resultaterne af en eventuel genindførelse af jagttid på knortegæs i Danmark må kunne dokumenteres nøje. Et overvågningsprogram, der kan tilvejebringe dokumentation for effekterne af en jagttid, må derfor indgå blandt elementerne til en forvaltningsplan.

5.4 Vadefugle



Foto: Thomas Eske Holm.

Over 30 arter af vadefugle forekommer regelmæssigt i Danmark, enten som ynglende eller på træk. Mange af disse arter har tidligere haft jagttid i Danmark. I jagtloven af 1967 blev antallet af jagtbare vadefuglearter begrænset til 15, og efter jagtloven af 1982 trådte i kraft blev yderligere 10 arter fredet. Regnsponer blev fredet i 1994 og enkeltbekkasin i 2004. Der er således i dag kun jagttid på dobbeltbekkasin og skovsneppe.

Baggrunden for de forskellige fredninger har været dels faldende bestandsstørrelser og dels en række problemer omkring jagtudøvelsen. De fleste arter optræder i tætte og blandede flokke, og især når de er i vinterdragt vil de i jagtmæssige situationer være vanskelige at skelne fra hinanden, uanset at jægernes artskenndskab i dag må antages at være langt bedre end for 30-40 år siden. Desuden er nogle af arterne – først og fremmest regnsponerne – særdeles følsomme over for forstyrrelser.

Det samlede jagtudbytte af "Andre vadefugle" - en samlerubrik i vildtudbyttestatistikken der inkluderede i alt 10 arter - steg fra ca. 30.000 i 1950 til ca. 70.000 i midten af 1970'erne (Strandgaard & Asferg 1980). Der er tilsyneladende ikke foretaget nogen samlet analyse af, hvad de forskellige fredninger har betydet for bestandsudviklingen, men det er formentlig rimeligt at antage, at de fleste danske artsfredninger ikke har ført til markante ændringer af bestandenes størrelse. Dette sandsynliggøres også af, at det danske jagtudbytte med enkelte undtagelser (vibe, hjejle og regnsponer) kun udgjorde nogle få tusinde individer om året og dermed en forholdsvis begrænset andel af den samlede bestand.

Problemerne omkring artsidentifikation forværres af efterårstrækkets fænologi. For de fleste arter af vadefugle forløber efterårstrækket differentieret, således at de gamle fugle trækker i slutningen af juli og begyndelsen af august, mens trækket af ungfugle – hvis fjerdragt ligner de gamle fugles vinterdragt – for de fleste arter begynder i slutningen af august. En eventuel jagttid på disse arter, der i dag ikke kan starte før 1. september, vil altså omfatte den periode, hvor de forskellige arter er vanskelige at skelne.

Ved overvejelser om at genindføre jagttid på de forskellige arter af vadefugle må det derfor tages i betragtning, om det under jagtforhold er muligt at bestemme de pågældende arter sikkert. Det gælder ikke mindst for spover, idet stor og lille regnsponer er vanskelige at kende i flugt, medmindre man hører kaldet, for kobbersnepper under dårlige lysforhold, for klirer og for islandsk ryle og andre mindre vadefuglearter i ungfugle- eller vinterdragt. Der er redegjort for forvekslingsmulighederne for de arter, hvor det er relevant. Generelt vil det ikke være hensigtsmæssigt at give jagttid til enkelte arter, der tilhører disse grupper, samtidig med, at andre er fredede.

Et andet træk, der må tages i betragtning ved vurderinger af, om de forskellige vadefuglearter kan bære en jagtlig udnyttelse, er deres populationsdynamiske karakteristika. Overlevelsen af voksne fugle er ikke så godt kendt for vadefugle som for fx for gæs og andefugle, men ud fra de foreliggende oplysninger må det vurderes, at den vil være sammenlignelig med fx svømmeænders, dvs. typisk omkring 70% om året. Imidlertid producerer de arter, der drøftes nedenfor, kun et enkelt kuld om året (inkl. en eventuel omlægning), og deres typiske kuldstørrelse er fire æg og dermed langt mindre end kuldstørrelsen hos svømmeænder (fx Har-

rison 1977). Det må derfor forventes, at bestande af vadefugle vil være mere følsomme over for en jagtlig udnyttelse end fx bestande af gæs, der har tilsvarende kuld størrelser men væsentligt højere voksenoverlevelse, og svømmeænder, der har en sammenlignelig voksenoverlevelse men et væsentligt større reproduktivt potentiale. Når der, med undtagelse af stor regnspejle, ikke foreligger evidens for, at de forskellige bestande er vokset efter de tidligere fredninger, hænger dette formentlig sammen med, at jagtudbyttet i Danmark for de fleste arter var ret begrænset før fredningerne i 1967 og 1982.

Eventuelle overvejelser om atter at give nogle af disse arter en jagttid må desuden tage deres følsomhed over for forstyrrelser i betragtning. Det vil indebære, at det art for art må overvejes, om de er tilstrækkeligt beskyttede af det eksisterende reservatnetværk (der primært blev oprettet med henblik på at tilgodese gæs og svømmeænder), eller om man må overveje oprettelsen af nye reservater. Specielt må betydningen af jagt på disse arter i Vadehavet, der har international betydning som raste- og overvintringslokalitet for vadefugle, og hvor det i dag er tilladt at drive jagt på visse forlandsarealer og i marskområderne bag digerne, overvejes nøje på forhånd. Desuden vil det - fordi en genindførelse af en jagttid på disse arter må forventes at være politisk kontroversiel - være påkrævet at følge udbyttets artssammensætning samt den geografiske og tidsmæssige fordeling nøje. Til det formål vil det ikke være tilstrækkeligt at udbygge vildtudbyttestatistikken med nye samlerubrikker. En indberetning art for art vil være påkrævet, ligesom DMU's vingeundersøgelser må udbygges til at omfatte alle jagtbare arter vadefugle.

Strandskade

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	10.000-14.500 ynglepar, stigende
Flyway-bestand	150.000-250.000*. Stabil/stigende
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 1982
Jagtudbytte i Danmark	-
Jagtens indflydelse	-

* De dele af den europæiske bestand, der passerer Danmark på efterårstræk.

Forekomst og bestandsudvikling

Strandskaden yngler herhjemme langs alle kyster. Mellem 1980 og 1995 begyndte den i stigende omfang at yngle inde i landet (Grell 1998). De danske strandskader er hovedsageligt trækfugle, og selv om trækket påbegyndes i august, forlader hovedparten af fuglene først landet i september og oktober (Bønløkke m.fl. 2006).

Derudover passeres landet om efteråret af trækfugle fra de fennoskandiske og baltiske ynglebestande (Bønløkke m.fl. 2006). Danmark udgør for øjeblikket den nordøstligste del af artens overvintringsområde. De gennemtrækkende bestande påbegynder trækket i juli. Store antal forekommer efteråret igennem.

Den danske ynglebestand blev i 1990'erne vurderet til 7.000-8.000 par (Grell 1998) og til 10.000-14.500 og stigende af Birdlife International (2004). De norske, svenske, finske, og baltiske ynglebestande, der passerer landet på efterårstrækket, udgør tilsammen 50.000 -77.000 ynglepar (Birdlife International 2004), hvilket må antages at svare til en efterårsbestand på 150.000-250.000 fugle. Alle disse bestande er vurderet som enten stabile (Norge, Baltikum) eller stigende (Danmark, Sverige og Finland) af Birdlife International (2004).

Den samlede bestand i Vesteuropa udgør 1.020.000 fugle og bestanden har været i tilbagegang siden midten af 1980'erne (Wetlands International 2006, Delany m.fl. 2009). Nedgangen i den samlede vinterbestand skyldes tilsyneladende en nedgang i den hollandske ynglebestand, der er på 80.000-130.000 par (Birdlife International 2004). Antallet af strandskader, der overvintrer i Danmark, opgives til 45.000-50.000 fugle (Birdlife International 2004).

Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

Arten blev fredet i 1982. Indtil da var jagttiden 1.8. til 31.12.

Jagtudbytte

I midten af 1970'erne udgjorde det årlige udbytte ca. 3.000 fugle (Strandgaard & Asferg 1980).

Jagtens indflydelse på bestanden

Kan ikke vurderes.

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Strandskade er på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II/2. Kun Danmark og Frankrig må give arten jagttid.

Den samlede europæiske bestand er i tilbagegang, uden at årsagerne kendes. De ynglebestande, som en jagtlig udnyttelse i Danmark i givet fald vil omfatte, er dog alle stabile eller i fremgang. Sammenlagt udgør disse bestande minimum 150.000-250.000 individer om efteråret, så bestanden er givetvis af en størrelse, der kan bære en jagtlig udnyttelse.

Det vides ikke, hvilke faktorer der begrænser størrelsen af de skandinaviske ynglebestande, men det mest sandsynlige er, at en eventuel jagtmortalitet vil være additiv. I så tilfælde vil der være en risiko for, at en jagtlig udnyttelse i Danmark vil medføre et indledningsvist fald i bestandsstørrelse, jf. Fig. 2.1 og 2.2. Størrelsen af dette fald vil afhænge af, hvor stor den jagtlige udnyttelse vil være, men hvis den er begrænset til de ca. 3.000 individer, der blev nedlagt årligt før fredningen i 1982, vil det være ret begrænset.

Såfremt man ønsker at give strandskade en jagttid, vil der næppe være behov for en tilvænningsperiode. Jagtlige forstyrrelser vil dog formentlig kunne påvirke antallet af strandskader, der efterårsraster i Danmark, og det vil derfor være nødvendigt at overvåge størrelsen og den geografiske fordeling af jagtudbyttet nøje.

Almindelig hjejle

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	5 par. Rødlistet som "kritisk truet"
Flyway-bestand: sydlig hjejle nordlig hjejle	30.000-40.000* 500.000-1.000.000*
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 1982
Jagtudbytte i Danmark	-
Jagtens indflydelse	-

*Størrelsen af den del af den europæiske bestand, der passerer Danmark på efterårs-trækket.

Forekomst og bestandsudvikling

Hjejlen er ved at forsvinde som ynglefugl i Danmark. Den aktuelle bestand er omkring 4-5 par (Birdlife International 2004), og arten er rødlistet som "kritisk truet".

Som trækfugl forekommer hjejle i store antal. Fuglene tilhører to forskellige bestande. Den ene (*P. apricaria apricaria* - "sydlig hjejle") yngler i Storbritannien, Fennoskandien og de Baltiske Lande. Den anden (*P. a. al-tifrons* - "nordlig hjejle") yngler dels i Grønland og Island (hvis ynglebestande overvintrer i Vesteuropa) og dels i Nordskandinavien, Rusland og det vestlige Sibirien. Større dele af denne bestand trækker om efteråret gennem Danmark (Delany m.fl. 2009). Efterårstrækket starter i Danmark i slutningen af juli og kulminerer i september og oktober. Gamle fugle trækker i august-september, unge i september-oktober. De to former kan ikke kendes fra hinanden i felten, i det mindste ikke i jagtmæssige situationer, når de er i ungfugle- eller vinterdragt.

I hovedtrækperioden kan hjejler raste overalt i landet. De største antal forekommer i Jylland (omkring Limfjorden, i Vestjylland og Vadehavet og i de østjyske fjorde), hvor de kan optræde i flokke på mange tusinde fugle. Størsteparten raster på marker og strandenge.

Den samlede europæiske bestand af sydlig hjejle er vurderet til 140.000-210.000 fugle om efteråret (Delany m.fl. 2009). Af disse hører formentlig 30.000-40.000 fugle til bestande, der passerer Danmark på efterårstrækket. Bestanden vurderes som faldende (Delany m.fl. 2009). De bestande af nordlig hjejle, der yngler i Norge, Sverige, Finland og Rusland og i større eller mindre omfang passerer Danmark på efterårstrækket, vurderes til 200.000-350.000 par af Birdlife International (2004), svarende til en efterårsbestand på 500.000-1.000.000 fugle. Bestanden vurderes som stabil (Delany m.fl. 2009).

I "Vejledning om jagt" er hjejle angivet som havende ugunstig bevaringsstatus. Der er ikke angivet nogen kilde og heller ikke oplyst nogen nærmere begrundelse for vurderingen - ud over at arten listes under overskriften "lokal". Ud fra det ovenstående må det formodes, at vurderingen gælder for sydlig hjejle, hvis bestande delvist vil berøres af en jagttid i Danmark.

Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

Arten blev fredet i 1982. Indtil da var jagttiden 1.8. til 31.12.

Jagtudbytte

I de sidste år med jagt på arten blev det årlige udbytte vurderet til 30.000 fugle (Strandgaard & Asferg 1980).

Jagtens indflydelse på bestanden

Det samlede udbytte i Europa kendes ikke, men i Frankrig blev der nedlagt 63.000 hjejler i jagtsæsonen 1998/99 (Landry & Migot 2000). Jagtens indflydelse på bestanden af sydlig hjejle må formodes at bidrage til den rate, hvormed bestanden går tilbage. Bestanden af nordlig hjejle er vurderet som stabil, og jagten må derfor vurderes som bæredygtig for denne race.

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Hjejle er opført på både Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag I og Bilag II/2. Belgien, Danmark, Grækenland, Frankrig, Irland, Malta, Holland, Portugal og England må give arten jagttid.

Mulighederne for en jagttid på hjejle blev vurderet af Bregnballe m.fl. (2003), der konkluderede, at bestanden af gennemtrækkende hjejler kan gives en jagttid, men at denne må ligge ret sent af hensyn til den danske ynglebestand, med start tidligst 1.10. Den danske ynglebestands træktider og -forhold er imidlertid ukendte (Bønløkke m.fl. 2006), og selv om det er klart, at jo senere starten på en eventuel jagttid placeres, desto mindre vil risikoen for at nedlægge hjejler fra den danske ynglebestand være, er det ikke muligt at vurdere, hvornår de danske hjejler har forladt landet. Det må dog også tages i betragtning, at danske hjejler med meget stor sandsynlighed trækker mod SV, og at der er jagttid på arten i bl.a. Frankrig.

Det reservatnetværk, der blev oprettet i 1990'erne, tilgodeser kun i begrænset omfang hjejle (Bregnballe m.fl. 2003). Ud fra de tidligere undersøgelsesresultater må det vurderes som en konkret mulighed, at en jagttid vil kunne påvirke antallet af hjejler, der raster i Danmark på efterårstrækket. Bregnballe m.fl. (2003) anbefalede, at der blev oprettet reserver for arten i dette tilfælde. Denne vurdering må fastholdes.

Strandhjejle

Bestands- og jagtforhold	Status
Bestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark
Flyway-bestand	247.000. I tilbagegang
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 1982
Jagtudbytte i Danmark	-
Jagtens indflydelse	-

Forekomst og bestandsudvikling

Strandhjejlen er en højarktisk ynglefugl, der yngler i et bælte fra Canada i vest til Sibirien i øst. Efterårstrækket i Danmark starter i slutningen af juli og kulminerer omkring månedsskiftet august-september. Ganske store antal unge strandhjejler forekommer i Danmark gennem efteråret (Bønløkke m.fl. 2006), flest i Vadehavet.

Den del af bestanden, der passerer Vesteuropa på efterårstrækket, er senest opgjort til 247.000 fugle, og det vurderes, at den er i tilbagegang (Wetlands International 2006, Delany m.fl. 2009). I Vadehavet, hvor der udføres intensive optællinger, har arten dog vist stigende antal i de sidste 20 år, både i Vadehavet som helhed og i den danske del (JMMS 2008).

Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

Arten blev fredet i 1982. Indtil da var jagttiden 1.8. til 31.12.

Jagtudbytte

Det er ikke muligt at vurdere, hvor mange fugle der årligt blev nedlagt, pga. forvekslingsmuligheder med andre vadefuglearter, først og fremmest hjejle (Strandgaard & Asferg 1980).

Jagtens indflydelse på bestanden

Bestanden er i tilbagegang, uden at der dog er noget mere konkret kendskab til hverken den rate, hvormed den går tilbage, eller til årsagerne. Det kan derfor ikke udelukkes, at dødelighed fra jagt vil være additiv og dermed bidrage til tilbagegangen. Antallet af nedlagte strandhjejler og dermed effekten af en jagttid vil dog formentlig være begrænset.

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Strandhjejle er på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II/2. Danmark, Frankrig, Malta og England må give arten jagttid.

Ud fra en bestandsbiologisk betragtning bør arten kunne bære en begrænset jagtlig udnyttelse. Mere præcise oplysninger om den rate, hvormed bestanden går tilbage, vil dog kunne ændre vurderingen.

Vibe

Bestands- og jagtforhold	Status
Bestand i Danmark	30.000-45.000 par. Faldende
Flyway-bestand	700.000-1.250.000. Faldende
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 1982
Jagtudbytte i Danmark	-
Jagtens indflydelse	-

* Den del af bestanden, hvis efterårstræk passerer Danmark.

Forekomst og bestandsudvikling

Viben er en almindelig ynglefugl i Danmark. Arten yngler i de fleste dele af Europa, og overvintringsområderne findes i Vesteuropa, fra Danmark mod sydvest til Frankrig og Den Iberiske Halvø og Nordafrika (Marokko, Algeriet og Tunesien). Den danske ynglebestand trækker relativt sent. Trækket påbegyndes i september, hvor de første genmeldinger af danske viber findes i udlandet, men først i november ligger den gennemsnitlige position af genmeldte danske viber SV for Danmark. Ringmærkninger viser, at fugle fra de fennoskandiske og baltiske lande passerer Danmark på efterårstrækket (Bønløkke m.fl. 2006).

Den danske ynglebestand er vurderet til 30.000-45.000 par (Birdlife International 2004). Optællinger af ynglefugle viser faldende antal gennem en længere periode, og bestandsindeks er aktuelt ca. 30% af værdien i 1970'erne (Heldbjerg & Eskildsen 2008). Tilbagegangen har dog indtil videre ikke været stor nok til at påvirke vibens placering på rødlisten. På den danske rødliste er vibe vurderet som "ikke truet".

Den samlede europæiske bestand er vurderet til 5,1-8,4 mio. fugle, og til at være faldende (Wetlands International 2006, Delany m.fl. 2009). Tallet omfatter dog alle NV-europæiske bestande. De bestande, der passerer Danmark på efterårstræk, omfatter aktuelt 185.000-335.000 ynglepar (Birdlife International 2004), hvilke må antages at svare til en efterårsbestand på ca. 700.000-1.250.000 individer. Bestandene er generelt i kraftig tilbagegang (Birdlife International 2004, Delaney m.fl. 2009). I fx England halveredes bestanden mellem 1987 og 1998 (Delany m.fl. 2009). Vurderingerne af bestandstrends i de områder, hvis vibebestande trækker gennem Danmark om efteråret, varierer dog. Birdlife International (2004) vurderede, at de svenske og finske bestande var stabile, mens Delany m.fl. (2009) omtaler dem som værende i tilbagegang.

I "Vejledning om jagt" vurderes vibe at have ugunstig bevaringsstatus, med angivelse af det franske ONC (Office Nationale de la Chasse) som kilde. Der er ikke oplyst nogen nærmere årsag til vurderingen, ud over at arten er opført under overskriften "Local".

Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

Arten blev fredet i 1982. Indtil da var jagttiden 1.8. til 31.12.

Jagtudbytte

I de sidste år med jagt på arten blev det årlige udbytte vurderet til 10.000 fugle.

Jagtens indflydelse på bestanden

Bestanden er i tilbagegang og en jagtlig udnyttelse vil kunne forøge den rate, hvormed den går tilbage. I det omfang, tilbagegangen forårsages af tab af ynglehabitat, kan en jagtlig udnyttelse dog godt være bæredygtig (jf. Fig. 3.5.4).

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Vibe er på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II/2. Belgien, Danmark, Grækenland, Spanien, Frankrig, Irland, Italien og Malta må give arten jagttid.

Da vibens efterårstræk ligger relativt sent, må det forventes, at en eventuel jagttid, med start fx 1.9., kan resultere i et udbytte sammenligneligt med de 10.000 fugle, der årligt blev nedlagt i 1960'erne. Den danske bestand trækker også sent, og det må derfor forventes, at fugle fra den danske ynglebestand vil udgøre en ikke ubetydelig andel af udbyttet.

De bestande af vibe, der trækker gennem Danmark om efteråret, er stadig store nok til at de teoretisk vil kunne bære en vis jagtlig udnyttelse. Men de er i tilbagegang, og har været det gennem en længere årrække. Ved eventuelle overvejelser om genindførelse af en jagttid må det tages i betragtning, at en jagtlig udnyttelse vil kunne øge den rate, hvormed bestandene går tilbage – i et omfang svarende til størrelsen af udbyttet. Der findes ingen oplysninger om det samlede europæiske udbytte, men i Frankrig blev der i jagtsæsonen 1998/99 nedlagt 435.000 viber (Landry & Migot 2000).

Viben er let at kende fra andre fuglearter, så der er ingen forvekslingsproblemer. Hvis man ønsker at give viben en jagttid, kan den indføres uden nogen særlig overgangsperiode.

Islandsk ryle

Bestands- og jagtforhold	Status
Bestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark
Flyway-bestand	Ca. 950.000. Stabil/faldende
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 1982
Jagtudbytte i Danmark	-
Jagtens indflydelse	-

Forekomst og bestandsudvikling

Islandsk ryle yngler ikke i Danmark. På efterårstræk forekommer to bestande, hvoraf den ene (*Calidris canutus canutus*) yngler i det arktiske Sibirien og overvintrer i det vestlige og sydlige Afrika. Den anden (*C. c. islandica*) yngler i arktisk Canada og Grønland og overvintrer i Vesteuropa. Efterårstrækket gennem Danmark begynder for begge underarter allerede i juli og fortsætter til ind i oktober. De største antal forekommer i Vadehavet.

Den sibiriske bestand er på ca. 400.000 fugle, og er muligvis faldende (Delany m.fl. 2009). Den canadisk-grønlandske bestand er på 450.000 fugle, og den vurderes at være faldende (Wetlands International 2006, Delany m.fl. 2009).

I "Vejledning om jagt" er islandsk ryle uden nogen nærmere kildeangivelse vurderet til at have ugunstig bevaringsstatus. Det fremgår ikke, på hvilket grundlag vurderingen er foretaget, ud over at arten er opført under overskriften "Local".

Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

Arten blev fredet i 1982. Indtil da var jagttiden 1.8. til 31.12.

Jagtudbytte

I de sidste år med jagt på arten blev det årlige udbytte vurderet til 5.000 fugle (Strandgaard & Asferg 1980).

Jagtens indflydelse på bestanden

I hvert fald den ene af de to bestande, der forekommer i Danmark, vurderes som værende i tilbagegang. Der er ingen oplysninger om den rate, hvormed bestanden går tilbage, og heller ikke om årsagerne. Det kan derfor ikke udelukkes, at en jagtlig udnyttelse vil kunne bidrage additivt til tilbagegangen. Et begrænset udbytte på 5.000 fugle årligt må dog forventes at have en begrænset effekt.

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Islandsk ryle er på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II/2. Danmark og Frankrig må give arten en jagttid.

Ud fra en bestandsbiologisk vurdering er begge de bestande, der forekommer i Danmark, store nok til at kunne bære en jagtlig udnyttelse. Men det kan som anført ikke udelukkes, at en åbning for jagt på arten vil

kunne forøge den rate, hvormed den canadisk-grønlandske bestand går tilbage (jf. Fig. 3.1 og 3.4).

Islandsk ryle trækker og raster i tætte flokke, ofte sammen med andre mindre vadefuglearter (fx andre rylearter og brushøns). Når fuglene er i vinterdragt (i Danmark fra slutningen af august) er de vanskelige at kende fra de andre arter, og ikke mindst i jagtsituationer. Risikoen for, at en jagttid på islandsk ryle vil føre til, at andre mindre vadefuglearter nedlægges pga. forveksling, må vurderes som betydelig.

Enkeltbekkasin

Bestands- og jagtforhold	Status
Bestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark
Flyway-bestand	> 1.000.000. Sandsynligvis stabil
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 2004
Jagtudbytte i Danmark	-
Jagtens indflydelse	-

Forekomst og bestandsudvikling

Enkeltbekkasinen yngler ikke i Danmark. De bestande, der passerer landet på efterårstræk, yngler i Fennoskandien og Rusland (Bønløkke m.fl. 2006). Efterårstrækket passerer Danmark fra september til ind i november. Der kan dog forekomme enkelte fugle vinteren igennem.

Enkeltbekkasinen lever meget skjult, og arten må siges at være meget utilstrækkeligt dækket af de forskellige optællingsprogrammer. Den eksisterende viden er derfor begrænset.

Den norske ynglebestand er vurderet til 1.000-5.000 par, den svenske til 2.000-4.000, den finske til 10.000-15.000 og den russiske til 4.800-46.000 (Birdlife International 2004). Arten angives som stabil i Fennoskandien og Baltikum og i tilbagegang i Rusland.

Det er kun få enkeltbekkasiner, der registreres ved optællinger om vinteren, og bestandsestimatet bliver tilsvarende usikkert. De optalte antal står da også i en betydelig kontrast til jagtudbyttet, da der generelt nedlægges flere enkeltbekkasiner, end der optælles. På baggrund af disse tal er den samlede overvintrende bestand i Europa senest vurderet til > 1.000.000 fugle, og deres antal menes at være stabilt (Delany m.fl. 2009). Det skal bemærkes, at vurderingen af den overvintrende bestand er i betydelig uoverensstemmelse med vurderingerne af ynglebestandene.

Enkeltbekkasinen er vurderet som havende ugunstig bevaringsstatus i "Vejledning om jagt", og DMU er angivet som kilde. DMU har tidligere sendt materiale om enkeltbekkasin til Kommissionen, men har imidlertid aldrig afgivet nogen vurdering af bevaringsstatus, så vurderingen må, så vidt det kan konstateres, være foretaget af Kommissionens eget embedsværk. Der gives ingen nærmere begrundelse for vurderingen, ud over at arten er opført under overskriften "Sårbar, kraftig tilbagegang".

Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

Enkeltbekkasin blev fredet i Danmark i 2004. Indtil da var jagttiden 1.8. til 31.12. Arten har jagttid i Frankrig, Irland, Nordirland, Spanien og Portugal.

Jagtudbytte

Jagtudbyttet for enkeltbekkasin har tidligere været slået sammen med udbyttet for dobbeltbekkasin. Men ud fra vingeundersøgelserne kan det vurderes, at enkeltbekkasin udgjorde ca. 9% af de to arters samlede ud-

bytte, hvilket betyder, at der blev nedlagt ca. 2.500 enkeltbekkasiner årligt.

Jagtens indflydelse på bestanden

Kan ikke bedømmes sikkert, men det må formodes, at et udbytte på 2.000-3.000 fugle årligt ikke kan påvirke bestandens udvikling måleligt.

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Enkeltbekkasinen står på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II/1. Arten kan dermed gives jagttid i alle EU-lande.

Det vurderes, at der årligt nedlægges 154.000 enkeltbekkasiner i Europa og Nordafrika (Wetlands International 2006), og selvom arten går tilbage i nogle mindre bestande i de sydlige og vestlige yngleområder, vurderes den centrale del af ynglebestandene at være stabile eller at have et svagt stigende antal (Delany m.fl. 2009). Det vurderes derfor, at genindførelse af en jagttid i Danmark ikke vil have nogen negativ effekt på bestanden.

En jagttid på enkeltbekkasin vil kunne indføres uden nogen særlig overgangsperiode.

Stor kobbersneppe

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	700-725 par. Rødlistet som "næsten truet"
Flyway-bestand	Under 1.000 par [*]
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 1982
Jagtudbytte i Danmark	-
Jagtens indflydelse	-

^{*} Den del af bestanden, der kan passere Danmark på efterårstræk.

Forekomst og bestandsudvikling

Stor kobbersneppe yngler i Danmark. Den yngler i de fleste europæiske lande, i et bælte fra Island over England, Holland, Tyskland, Danmark og Sverige til Rusland. Arten ankommer til ynglepladserne i marts og trækker sydpå lige efter ynglesæsonens afslutning i juli. Uden for ynglesæsonen forekommer arten fåtalligt ved kyster.

Et mindre antal store kobbersnepper fra de fennoskandiske og baltiske ynglebestande passerer Danmark på efterårstrækket (Bønløkke m.fl. 2006).

Den samlede vesteuropæiske bestand er vurderet til 162.000-183.000 fugle, og antallet er stærkt faldende (Delany m.fl. 2009). Langt den største del udgøres dog af de hollandske (45.000-50.000 par), islandske (15.000-25.000 par) og russiske (13.000-30.000 par) bestande (Birdlife International 2004), der yderst fåtalligt optræder i Danmark. Den danske ynglebestand er vurderet til 700-725 par, mens bestandene i Norge, Sverige, Finland, Estland og Letland er vurderet til sammenlagt 960-1.700 par (Birdlife International 2004). Angiveligt er de fennoskandiske og baltiske bestande gået yderligere tilbage i de senere år og er aktuelt sammenlagt under 1.000 par.

Stor kobbersneppe er vurderet til at have ugunstig bevaringsstatus i "Vejledning om jagt", med anførelse af DMU som kilde. Da der ikke indgår nogen sådan vurdering i det materiale, DMU har fremsendt, må det være kommissionens eget embedsværk, der har foretaget den. Vurderingen er dog utvivlsomt korrekt.

Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

Arten blev fredet i 1982. Indtil da var jagttiden 1.8. til 31.12.

Jagtudbytte

Det er ikke muligt at vurdere, hvor mange fugle der årligt blev nedlagt, da der var store muligheder for forveksling med andre vadefuglearter (Strandgaard & Asferg 1980).

Jagtens indflydelse på bestanden

Kan ikke vurderes, men må formodes at være additiv i en situation, hvor bestanden er i tilbagegang.

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Stor kobbersneppe står på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II/2. Danmark og Frankrig må give arten jagttid. Der har tidligere været jagttid på arten i Frankrig, men pga. bestandsudviklingen er der netop introduceret en 5-årig midlertidig fredning, der er trådt i kraft fra efteråret 2008.

I regi af AEWA (African-Euroasian Waterbird Agreement) er der i september 2008 vedtaget en handlingsplan, der har til formål at standse tilbagegangen. I henhold til denne handlingsplan - som er tiltrådt af Danmark - kan Danmark ikke genindføre en jagtlig udnyttelse af stor kobbersneppe for indeværende.

De bestande, der enten yngler i Danmark eller kan forekomme på træk, udgør sammenlagt 1.000-2.000 par, svarende til en efterårsbestand på formentlig 4.000-8.000 fugle. Bestanden er således klart for lille til at kunne bære en jagtlig udnyttelse og vil fortsat være det selv i tilfælde af, at tilbagegangen stopper.

Lille kobbersneppe

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark
Flyway-bestand	Over 700.000. Stabil/Faldende
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 1982.
Jagtudbytte i Danmark	-
Jagtens indflydelse	-

Forekomst og bestandsudvikling

Lille kobbersneppe yngler ikke i Danmark, men to bestande forekommer på efterårstræk. Den ene yngler i det nordlige Skandinavien og Rusland og overvintrer i Vesteuropa og Nordvestafrika. Den anden yngler i det vestlige og centrale Sibirien, passerer Vesteuropa under trækket og fortsætter til Vest- og Sydvestafrika. Om efteråret ankommer de små kobbersnepper til Danmark i slutningen af juli og begyndelsen af august, og antallet aftager gradvist til december.

Den skandinavisk-russiske bestand er på 120.000 fugle, og dette antal vurderes at være stabilt. Den bestand, der yngler i det nordlige Sibirien, er på 600.000 fugle, og dette antal vurderes at være faldende (Wetlands International 2006, Delany m.fl. 2009). Tællinger i Vadehavet gennem de sidste 20 år viser, at antallet i det samlede Vadehav har været stabilt, mens det i den danske del er faldet (JMMB 2008).

I "Vejledning om jagt" er lille kobbersneppe angivet som havende ugunstig bevaringsstatus. Der er ikke angivet nogen kilde, og grundlaget for vurderingen er ikke oplyst, ud over at arten er opført under overskriften "Sårbar, kraftig tilbagegang". Med henvisning til de oplysninger, der er givet ovenfor, må der sættes spørgsmålstegn ved, om arten reelt har ugunstig bevaringsstatus i de dele af Europa, der omfattes af direktivet.

Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

Arten blev fredet i 1982. Indtil da var jagttiden 1.8. til 31.12.

Jagtudbytte

Det vurderes, at der årligt blev nedlagt ca. 7.000 små kobbersnepper i de sidste år med jagttid på arten (Strandgaard & Asferg 1980).

Jagtens indflydelse på bestanden

Den sibiriske bestand angives at være i tilbagegang, uden at der findes mere konkrete oplysninger om den hastighed, hvormed bestanden går tilbage, eller om de eventuelle årsager. Det kan derfor ikke udelukkes, at en jagtlig udnyttelse vil kunne forøge den rate, hvormed bestanden falder (jf. Fig. 3.3).

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Lille kobbersneppe er på både Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag I og Bilag II/2. Danmark, Frankrig og England må give arten en jagttid.

Da arten havde jagttid i Danmark, blev de fleste små kobbersnepper nedlagt i august, og med en jagtstart, der tidligst vil kunne placeres 1.9., må det forventes, at et eventuelt udbytte vil være noget mindre end de 7.000 fugle, der blev nedlagt tidligere. Ud fra en bestandsmæssig betragtning bør lille kobbersneppe derfor kunne bære en begrænset jagtlig udnyttelse, uden at det vil medføre målelige påvirkninger af bestandens størrelse.

Det må desuden indgå i overvejelser om en eventuel jagttid, at der under visse omstændigheder vil kunne være risiko for forveksling med stor kobbersneppe.

Stor regnspove

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	390-550 par
Flyway-bestand	150.000-250.000*. Faldende
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 1994
Jagtudbytte i Danmark	-
Jagtens indflydelse	-

* Den del af den samlede bestand, der vurderes at passere Danmark på efterårstræk.

Forekomst og bestandsudvikling

Stor regnspove yngler i Danmark og i det meste af Europa mod øst til Uralbjergene. Den overvintrer i Vesteuropa, omkring Middelhavet og i Vestafrika. Efterårstrækket starter allerede i slutningen af juni, og antallet af trækkende fugle kulminerer i slutningen af juli og august. Genmeldinger viser, at de store regnspover, der trækker gennem Danmark om efteråret, primært er fra de syd- og østsvenske bestande, med enkelte fugle fra Norge og Estland (Bønløkke m.fl. 2006).

Den danske ynglebestand af stor regnspove er vurderet til 390-550 par og svagt stigende (Birdlife International 2004). Den samlede europæiske bestand vurderes at udgøre 700.000-1.000.000 fugle, og bestanden har været faldende gennem en årrække (Wetlands International 2006, Delany m.fl. 2009). De bestande, der passerer Danmark om efteråret, udgør i alt 50.000-75.000 ynglepar (Birdlife International 2004), hvilket må formodes at svare til en efterårsbestand på 150.000-250.000 fugle.

I "Vejledning om jagt" angives, at stor regnspove har ugunstig bevaringsstatus, og DMU angives som kilde. Da DMU ikke på daværende tidspunkt havde foretaget nogen vurdering, må vurderingen være foretaget af Kommissionens egne embedsmænd. Der er ikke givet nogen nærmere begrundelse, ud over at arten er opført under overskriften "Moderat tilbagegang".

Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

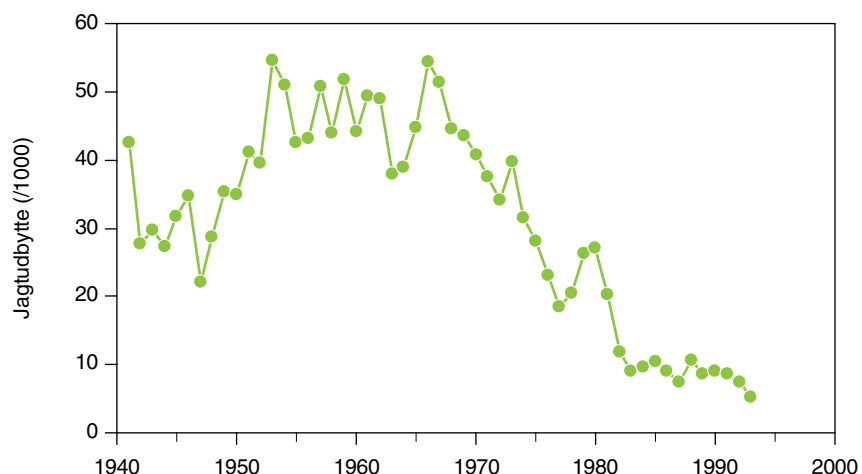
Til og med jagtsæsonen 1981/82 havde stor regnspove jagttid fra 1.8. til 31.12. Fra 1982/83 var jagttiden 1.9. til 31.12. I 1994 blev arten fredet.

Jagtudbytte

Fra 1941 til 1970 steg udbyttet af regnspover (samlerubrik i vildtudbyttestatistikken for stor og lille regnspove). I 1970'erne faldt det kraftigt og udgjorde i årene umiddelbart før august-fredningen i 1982 10.000-20.000 fugle. 1982-93 udgjorde det årlige udbytte 5.000-8.000 fugle (Fig. 5.4.1).

Langt de fleste spover blev indtil 1982 nedlagt i august, og efter at starten på jagtsæsonen i 1983 blev udskudt til 1. september, blev 55% af udbyttet taget i den første uge af september, mens mindre end 15% blev taget efter 1. oktober (Henriksen 1991).

Figur 5.4.1. Det samlede årlige jagtudbytte af stor og lille regnspove i Danmark, 1941/42-1993/94.



Samtidig ændrede artsfordelingen sig, fordi lille regnspove trækker tidligere end stor regnspove. Det er vurderet, at stor regnspove udgjorde 2/3 af udbyttet af spover indtil 1982 (Strandgaard & Asferg 1980), og 98% af udbyttet efter 1982 (Henriksen 1991).

Jagts indflydelse på bestanden

Det er vurderet, at det jagttryk, der var på stor regnspove i Danmark frem til 1981/82, var så stort, at det havde en negativ effekt på den del af bestanden, som opholder sig i Vadehavet og trækker videre til Sydvesteuropa for at overvintre (Laursen 2005). Efter fredningen i 1994 er der konstateret en stigning i antallet af stor regnspove i Vadehavet om efteråret. Denne afspejler sandsynligvis snarere ophøret af jagtlige forstyrrelser og et mildere klima end en vækst i bestanden.

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Stor regnspove er på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II/2. Danmark, Frankrig, Irland og England må give arten en jagttid.

De bestande af stor regnspove, der trækker gennem Danmark om efteråret, er i teorien store nok til at kunne tåle en vis jagtlig udnyttelse. De er imidlertid i tilbagegang, og det kan derfor ikke udelukkes, at en jagttid vil kunne øge den hastighed, hvormed de går tilbage.

Det vil imidlertid begrænse udbyttets størrelse, at jagten starter 1.9., jf. det resultat af jagttidsændringen i 1982, der er beskrevet ovenfor. Det forventede udbytte af arten med en jagttid fra fx 1.9. til 31.12. vil derfor være højst 5.000-8.000 individer, ligesom i årene 1983-1993.

Hvis man vil overveje at genindføre jagttid på stor regnspove i Danmark, må følgende tages i betragtning:

- Stor regnspove er ekstremt følsom over for forstyrrelser, med flugtafstande på op til 1.000 m. Antallet af store regnspover, der raster i Vadehavet, er steget efter fredningen i 1994 (Laursen 2005). En jagttid på arten må forventes atter at øge flugtafstandene og vil kunne begrænse antallet af fugle, der raster i Danmark. Vil man overveje en jagttid, bør behovet for jagtfrie reservater undersøges først.

- Stor og lille regnspejle er svære at skelne i flugt, medmindre man hører kaldet. Den eneste effektive måde at undgå forvekslinger på vil være at give de to arter samme jagttid.

Lille regnspove

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark
Flyway-bestand	190.000-340.000. Stabil
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 1994
Jagtudbytte i Danmark	-
Jagtens indflydelse	-

Forekomst og bestandsudvikling

Lille regnspove yngler ikke i Danmark. Den yngler i Skandinavien mod øst til det Nordvestlige Rusland og overvintre i Vestafrika. På efterårs-trækket begynder fuglene at ankomme til Danmark allerede i slutningen af juni. Hovedtrækket finder sted i juli og august, og størsteparten af fuglene trækker hurtigt videre til overvintringsområderne.

Den samlede bestand tæller 69.000-116.000 ynglepar, hvilket vurderes at svare til en efterårsbestand på 190.000-340.000 fugle, og bestanden er sandsynligvis stabil (Wetlands International 2006, Delany m.fl. 2009).

Tidligere jagttid i Danmark

Jagttid

Til og med jagtsæsonen 1981/82 havde lille regnspove jagttid fra 1.8. til 31.12. Fra 1982/83 var jagttiden 1.9. til 31.12. I 1994 blev arten fredet.

Jagtudbytte

Før udskydelsen af starten på jagtsæsonen fra 1.8. til 1.9. i 1982 udgjorde lille regnspove anslåelsesvis 1/3 af det samlede udbytte (Strandgaard & Asferg 1980), mens udbyttet i perioden 1983-1993 formentlig på var på 100-200 fugle årligt (Henriksen 1991, og se Fig. 5.4.1).

Jagtens indflydelse på bestanden

Da udbyttet i årene 1983-1993 udgjorde 100-200 fugle, kan der ikke have været målelige påvirkninger af bestandens størrelse.

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Lille regnspove er på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II/2. Danmark, Frankrig og England må give arten en jagttid.

Ud fra en bestandsbiologisk betragtning kan lille regnspove bære en jagtlig udnyttelse. Arten passerer Danmark meget tidligt på sit efterårstræk, og langt den største del af bestanden er trukket videre inden udgangen af august. Med en eventuel jagtstart 1.9. vil udbyttet derfor med stor sandsynlighed være begrænset til nogle få hundrede fugle.

I jagtlige situationer er der betydelige forvekslingsmuligheder med stor regnspove. I flugt er de to arter meget vanskelige at kende fra hinanden, medmindre man kan høre kaldet. Det vil utvivlsomt give anledning til forvekslinger, hvis lille regnspove gives en jagttid samtidig med, at fredningen af stor regnspove opretholdes.

Sortklire

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark
Flyway-bestand	60.000-120.000. Stabil
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 1982
Jagtudbytte i Danmark	-
Jagtens indflydelse	-

Forekomst og bestandsudvikling

Sortklire yngler i Nordskandinavien og det vestlige Rusland. Den overvintrer i Vest- og Sydeuropa samt i Vestafrika. I Danmark ankommer de første sortklirer på efterårstræk allerede i slutningen af juni. Trækket kulminerer i slutningen af juli, og de fleste af fuglene trækker hurtigt videre til vinterområderne. Arten er således kun kortvarigt i landet. Arten træffes i lavvandede søer og sumpede områder, ofte nær kyster. Flest fugle ses i Vadehavet.

Efterårsbestanden er vurderet til 60.000-120.000 individer og til at være "sandsynligvis stabil" (Delany m.fl. 2009), eller måske svagt faldende.

Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

Sortklire har været fredet i Danmark siden 1982. Indtil da var jagttiden 1.8. til 31.12.

Jagtudbytte i Danmark

Det vurderes, at der årligt blev nedlagt ca. 700 sortklirer årligt i midten af 1970'erne (Strandgaard & Asferg 1980).

Jagtens indflydelse på bestanden

Det er ikke sandsynligt, at et udbytte på ca. 700 fugle årligt kan have påvirket bestandens størrelse i måleligt omfang.

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Sortklire er på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II/2. Danmark og Frankrig er de eneste lande i EU, der må give arten en jagttid.

Sortklire må ud fra en bestandsbiologisk betragtning vurderes at kunne bære en jagtlig udnyttelse af et begrænset omfang. Artens efterårstræk finder hovedsageligt sted i juli-august, og størsteparten af fuglene har passeret Danmark inden en eventuel jagtstart 1.9. En del sortklirer kan dog stadig opholde sig i Vadehavet. Udbyttet må derfor i givet fald formodes at være mindre end de 700 individer, der blev nedlagt i de tidligere sæsoner med jagt.

Sortklire trækker ofte i flok og gerne sammen med andre klirearter. I jagtsituationer vil den være vanskelig at kende fra andre klirearter, når den er i vinterdragt, og i tilfælde af en jagttid vil der være betydelig risiko for forvekslinger.

Rødben

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	12.000-15.000 par. Stabil
Flyway-bestand	200.000-350.000*. Stabil
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 1982
Jagtudbytte i Danmark	-
Jagtens indflydelse	-

* Den del af den europæiske bestand, der passerer Danmark på efterårstrækket.

Forekomst og bestandsudvikling

Rødben yngler i store dele af Nordeuropa, herunder også i Danmark. Der er desuden en underart (islandsk rødben, *Tringa totanus robusta*), som yngler i Island, og som overvintrer i Danmark i mindre antal. Overvintringsområdet for den nordeuropæiske bestand findes i Vesteuropa og langs Vestafrikas kyster. Den islandske bestand overvintrer i Storbritannien og i Vadehavsområdet, herunder også i den danske del. I Danmark begynder efterårstrækket i juli. Trækket kulminerer i august, for derefter at aftage til ind i oktober.

Den danske ynglebestand er vurderet til 12.000-15.000 par (Birdlife International 2004), og den Fennoskandiske ynglebestand er opgjort til 63.000-103.000 ynglepar (Delany m.fl. 2009), svarende til en efterårsbestand på 200.000-350.000 fugle. Bestanden vurderes som "muligvis stabil" (Delany m.fl. 2009). Den islandske bestand er vurderet til 150.000-400.000 fugle, og den vurderes at være stabil eller muligvis stigende (Delany m.fl. 2009).

I "Vejledning om jagt" er rødben vurderet til at have ugunstig bevaringsstatus, og "98 DMU" er angivet som kilde. DMU har ikke foretaget nogen vurdering før 2003, hvor den i øvrigt er provisorisk vurderet som gunstig for så vidt angår forekomsten i Danmark (Pihl m.fl. 2003), så vurderingen må være foretaget af Kommissionens eget embedsværk. Det er ikke oplyst, på hvilket grundlag vurderingen er foretaget, ud over at arten står opført under overskriften "Moderat tilbagegang".

Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

Arten blev fredet i 1982. Indtil da var jagttiden 1.8. til 31.12.

Jagtudbytte

Det vurderes, at der blev nedlagt ca. 10.000 rødben årligt i de sidste år med jagttid på arten (Strandgaard & Asferg 1980).

Jagtens indflydelse på bestanden

Det er ikke muligt at vurdere indflydelsen af den daværende jagtlig udnyttelse på bestanden af rødben. De samlede bestande var formentlig større omkring 1980, end de er i dag, hvilket kunne tyde på, at en jagtlig udnyttelse på 10.000 ikke har haft større effekter. Dette understøttes for så vidt af, at fredningen i 1982 ikke synes at have haft målelige effekter på bestandens udvikling.

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Rødben er på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II/2. Danmark, Frankrig, Italien og England må give arten jagttid.

Rødben må ud fra en bestandsbiologisk betragtning vurderes at kunne bære en vis jagtlig udnyttelse. Artens efterårstræk finder hovedsageligt sted i juli-august, og størsteparten af fuglene har passeret Danmark inden en eventuel jagtstart 1.9. Det årlige jagtudbytte må derfor i givet fald formodes at ville blive mindre end de 10.000 individer der blev nedlagt i de tidligere jagtsæsoner.

Rødben trækker ofte i flok og gerne sammen med andre klirearter. I jagtsituationer vil der derfor være en ikke ubetydelig risiko for forveksling med andre klirearter.

Hvidklire

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark
Flyway-bestand	190.000-270.000 [*] . Stabil
Gældende jagttid	Ingen. Fredet siden 1967
Jagtudbytte i Danmark	-
Jagts indflydelse	-

^{*} Den del af den europæiske bestand, der passerer Danmark på efterårstrækket.

Forekomst og bestandsudvikling

Hvidklire yngler ikke i Danmark. Arten yngler i Skotland over Skandinavien til Finland, og overvintrer i det sydvestlige Europa og det vestlige Afrika. På efterårstrækket ankommer de første fugle til Danmark i juli. Trækket kulminerer i august og afsluttes i september.

De bestande, der trækker gennem Danmark, udgør 190.000-270.000 fugle, og udviklingen vurderes at være stabil (Delany m.fl. 2009).

Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

Hvidklire blev fredet i 1967. Indtil da var jagttiden 1.8. til 31.12.

Jagtudbytte

Det vurderes, at der årligt blev nedlagt ca. 4.000 hvidklirer i de sidste år med jagttid på arten (Strandgaard & Asferg 1980).

Jagts indflydelse på bestanden

Ukendt, men sandsynligvis begrænset.

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Hvidklire er på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II/2. Danmark og Frankrig må give arten jagttid.

Hvidklire må ud fra en bestandsbiologisk betragtning vurderes at kunne bære en vis jagtlig udnyttelse. Artens efterårstræk finder hovedsageligt sted i juli-august, og størsteparten af fuglene har passeret Danmark inden en eventuel jagtstart 1.9. Det årlige udbytte må derfor i givet fald formodes at være mindre end de 4.000 individer, der blev nedlagt i de tidligere jagtsæsoner.

Hvidklire trækker ofte i flok og gerne sammen med andre klirearter. Der er forvekslingsmuligheder med sortklire, når denne er i vinterdragt, dvs. efter 1.9., og med tinksmed og svaleklire.

5.5 Måger og kragefugle



Foto: Morten D.D. Hansen.

Hættemåge

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	110.000-125.000 par i 2000. Faldende
Flyway-bestand	1.000.000-2.000.000*. Faldende
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 1994
Jagtudbytte i Danmark	-
Jagtens indflydelse	-

* Den del af den europæiske bestand, der passerer Danmark på efterårstrækket eller overvintrer.

Forekomst og bestandsudvikling

Hættemågen er en almindelig ynglefugl i Danmark. De fleste danske hættemåger er trækfugle og 85% af genmeldingerne af ringmærkede fugle i vinterperioden er fra udlandet. Efterårstrækket begynder tidligt, allerede i juli ligger gennemsnitspositionen for genmeldte unge hættemåger uden for Danmark, mens det for ældre fugle først er tilfældet i august (Bønløkke m.fl. 2006).

Trækket fra de fennoskandiske og baltiske ynglebestande passerer Danmark, og større antal af disse fugle overvintrer her i landet. Der er også genmeldinger af fugle fra det nordvestlige Rusland (Bønløkke m.fl. 2006). Hættemåger fra Rusland optræder især i november-marts.

I starten af 1960'erne blev den danske ynglebestand vurderet til ca. 400.000 par, men siden da er bestanden gået meget tilbage. I år 2000 blev ynglebestanden i Danmark skønnet til ca. 110.000-125.000 par (Birdlife International 2004). En lignende udvikling har fundet sted i andre nord-europæiske lande. Også den svenske bestand er mere end halveret inden for de seneste årtier.

Den samlede ynglebestand i Danmark, Fennoskandien og Baltikum blev opgjort til 347.000-522.000 ynglepar omkring år 2002 (Birdlife International 2004). Det vil svare til en efterårsbestand på 1.000.000-2.000.000 individer. Den russiske ynglebestand, der sammenlagt er på 200.000-500.000 par (Birdlife International 2004), er ikke indregnet i tallene, fordi det er uvist, hvor stor en del af den samlede bestand der overvintrer i Danmark. Trods omfattende tilbagegang over en længere årrække er bestandene af hættemåge således fortsat store.

Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

Hættemåge blev fredet i 1994. Indtil da var jagttiden 1. 9. til 29.2.

Jagtudbytte

Jagtudbyttet for hættemåge har været slået sammen med udbyttet for de andre jagtbare mågearter. Ud fra vingeundersøgelserne blev det estimeret, at der i sæsonerne 1990/91-1993/94 blev nedlagt hhv. 33.000, 17.000, 15.000 og 10.000 hættemåger.

Jagtens indflydelse på bestanden

Det er vanskeligt at vurdere jagtens bidrag til de tilbagegange, der har været i ynglebestandene. Betydningen af den ekstra dødelighed, som jagten har påført bestandene, afhænger af årsagerne til nedgangene, jf. Fig. 3.5.4. Der er indikationer på, at tilbagegangene i det mindste i nogle af yngleområderne kan skyldes et reduceret fødeudbud i yngletiden, i nogle områder som følge af omlægninger af landbruget, der bl.a. har betydet, at færre marker pløjes om foråret. I sådanne tilfælde har jagten næppe haft væsentlig betydning for, hvor kraftig bestandstilbagegangen har været. Samtidig har udbyttet været beskedent sammenlignet med det antal hættemåger, som har gjort brug af Danmark i jagtsæsonen, og sammenlignet med størrelsen af de gennemtrækkende og overvintrende ynglebestande.

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Hættemåge er på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II/2. Belgien, Danmark, Tyskland, Estland, Spanien, Ungarn, Østrig, Slovakiet og Sverige kan give arten jagttid. Hættemåge har ingen jagttid i Sverige.

Ynglebestandene af hættemåge er i tilbagegang i alle de lande, hvorfra de trækkende og overvintrende gæster i Danmark kommer (Birdlife International 2004, Bønløkke m.fl. 2006). Det kan derfor ikke udelukkes, at en jagtmortalitet vil være additiv. Går man ud fra de tidligere udbyttetotal, må det dog forventes, at en eventuel jagttid fra fx 1. september til 31. december vil resultere i et jagtudbytte svarende til det gennemsnitlige udbytte over de sidste fire år, hvor arten havde jagttid i Danmark. Prognosen er dermed, at der i gennemsnit ville blive nedlagt færre end 20.000 hættemåger om året. Dette udbytte er forholdsvis begrænset set i forhold til størrelsen af ynglebestandene.

Faldende udbud af føde i yngletiden kan være en væsentlig årsag til tilbagegange i dele af bestandene, og i det omfang, dette er tilfældet, vil påvirkningerne af ynglebestandene kunne svare til de scenarier, der er diskuteret i Afsnit 3 (Fig. 3.3 og 3.4). Med et forholdsvis begrænset udbytte i forhold til bestandsstørrelserne må det derfor vurderes, at genindførelse af en jagttid i Danmark sandsynligvis ikke vil føre til, at bestandene kommer til at falde til et væsentligt lavere niveau end ellers. Manglen på sikker viden om årsagerne til bestandenes tilbagegang betyder imidlertid, at denne vurdering repræsenterer et "best possible case"-scenarie.

I tilfælde af, at man vælger at give hættemåge en jagttid, vil en sådan kunne indføres uden nogen egentlig overgangsperiode.

Stormmåge

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	25.000-30.000 par i 2000. Stabil
Flyway-bestand	750.000-1.500.000*. Faldende?
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 1994
Jagtudbytte i Danmark	-
Jagtens indflydelse	-

* Den del af den europæiske bestand, der passerer Danmark på efterårstrækket eller overvintrer.

Forekomst og bestandsudvikling

Stormmågen er en almindelig ynglefugl i Danmark. Størsteparten af den danske ynglebestand er trækfugle. Trækket påbegyndes tidligt, og de første genmeldinger af unge stormmåger fra udlandet er fra juli. Men det har tilsyneladende en større tidsmæssig udstrækning end trækket af hættemåge, da gennemsnitspositionen for genmeldte fugle først ligger uden for Danmark i september (Bønløkke m.fl. 2006).

Stormmåge optræder også talrigt på træk og som overvintrende i Danmark. Genmeldinger viser, at fugle fra de fennoskandiske, baltiske og russiske ynglebestande trækker gennem Danmark eller overvintrer her (Bønløkke m.fl. 2006). De trækkende og overvintrende stormmåger ankommer til Danmark i perioden august-november, idet fugle fra de nærmeste yngleområder (dvs. Sverige og Norge) ankommer først og fra de fjerneste (Rusland) sidst.

Efter at være tiltaget igennem første halvdel af 1900-tallet til en bestandsstørrelse på omkring 100.000 par i 1940'erne faldt den danske ynglebestand til et minimum i 1980'erne. I 1988 blev ynglebestanden i Danmark skønnet til omkring 29.000 par (Christensen 1990). Efterfølgende har bestanden stabiliseret sig og muligvis været i svag fremgang i de senere år (Heldbjerg 2006). Hvis denne fremgang er reel, kan det ikke fuldstændigt udelukkes, at fredningen i 1994 kan have haft en effekt.

Ynglebestandene af stormmåge er også i perioder gået tilbage i flere af vore nabolande. Den norske ynglebestand er i år 2000 vurderet til 60.000-120.000 par og i tilbagegang, den svenske til 100.000-200.000 par og i tilbagegang, den finske til 60.000-80.000 par og i fremgang, den estiske til 10.000-20.000 par og stabil og den russiske til 250.000-1.000.000 par og stabil (Birdlife International 2004). Det er uvist, hvor stor en andel af de russiske stormmåger der passerer Danmark på træk og/eller overvintrer, men fra regnet den russiske ynglebestand svarer de nævnte bestande formentlig til en efterårsbestand på mellem 750.000 og 1.500.000 fugle.

Generelt for Nordvesteuropa er udviklingen i den overvintrende bestand stabil eller svagt faldende (Delany m.fl. 2008).

Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

Stormmåge blev fredet i 1994. Indtil da var jagttiden 1.9. til 29.2.

Jagtudbytte

Jagtudbyttet for stormmåge har været slået sammen med udbyttet for de andre jagtbare mågearter. Ud fra vingeundersøgelserne blev det estimeret, at der i årene 1991/92-1993/94 årligt blev skudt 12.000-24.000 stormmåger i Danmark. På tidspunktet for fredningen i 1994 udgjorde udbyttet af stormmåge ca. 10.000 fugle.

Jagstens indflydelse på bestanden

Det er uvist, om det jagttryk, der var på stormmåge i Danmark, var tilstrækkeligt stort til at påvirke udviklingen i ynglebestandene. Men udbyttet var beskedent sammenlignet med størrelsen af de ynglebestande, hvorfra de trækkende og overvintrende stormmåger kom.

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Stormmåge er på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II/2. Danmark, Tyskland, Estland, Finland og Sverige kan give stormmåge en jagttid. Stormmåge har aktuelt en jagttid i bl.a. Sverige og Norge. Der er ikke noget tal for, hvor mange stormmåger der nedlægges i Europa, men for jagtsæsonen 2006/07 blev udbyttet i Sverige estimeret til 9.800 individer.

Lægges udbyttet i begyndelsen af 1990'erne til grund for en vurdering, vil udbyttet af stormmåge i tilfælde af en jagttid formentlig være omkring 15.000 fugle om året.

Med en jagttid fra fx 1. september til 31. december må det forventes, at der især vil blive nedlagt stormmåger, som tilhører ynglebestande i Danmark, Norge, Sverige, Finland og de baltiske lande. Norske stormmåger kan kun forventes at blive nedlagt i Jylland (jf. Bønløkke m.fl. 2006).

I Norge er bestanden i hastig tilbagegang i nogle af kystområderne, men der er fremgang i flere af indlandsområderne (Lorentsen & Christensen-Dalsgaard 2009). Det er usikkert, om jagt på stormmåge i Danmark vil påvirke bestandsudviklingen i Norge, men for de øvrige bestande vurderes det, at genindførelse af en jagttid sandsynligvis ikke vil have nogen væsentlig negativ effekt.

I tilfælde af, at man vælger at give stormmåge en jagttid, vil en sådan kunne indføres uden nogen egentlig overgangsperiode.

Råge

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	50.000 par. Stigende
Flyway-bestand	300.000-500.000
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 1979*
Antal reguleret	100.000
Reguleringens indflydelse	Begrænser væksten i bestanden

* Indtil 2008 måtte unger reguleres i maj uden forudgående tilladelse.

Forekomst og bestandsudvikling

Rågen er en almindelig ynglefugl i Danmark. Den yngler i hele landet, dog mere spredt på Lolland, Vestfyn, Jylland vest og syd for israndslinien og nord for Limfjorden (Grell 1998). De danske ynglefugle er næsten udelukkende standfugle. Om efteråret og vinteren forekommer desuden fugle fra de svenske, finske og baltiske ynglebestande (Bønløkke m.fl. 2006).

Den danske ynglebestand blev i 1990'erne vurderet til ca. 40.000 par (Grell 1998). Bestanden er svagt stigende og er sidst vurderet til 40.-50.000 par omkring år 2.000 (Birdlife International 2004). De bestande, der passerer Danmark på efterårstræk eller overvintrer her, udgør tilsammen 125.000-160.000 ynglepar (Birdlife International 2004), hvilket vil svare til en efterårsbestand på 300.000-500.000 individer. Det er dog formentlig kun en del af disse fugle, der passerer Danmark.

Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

Rågen blev fredet i 1979. Indtil da var jagttiden 1.5 til 15.4., dvs. hele året på nær to uger.

Iht. Bekendtgørelse om vildtskader (BEK nr. 868 af 04/07/2007) kan der gives tilladelse til, at arten reguleres inden redebygning og æglægning, og at unger uden for reden reguleres i perioden 1.5. til 15.6.

Jagtudbytte

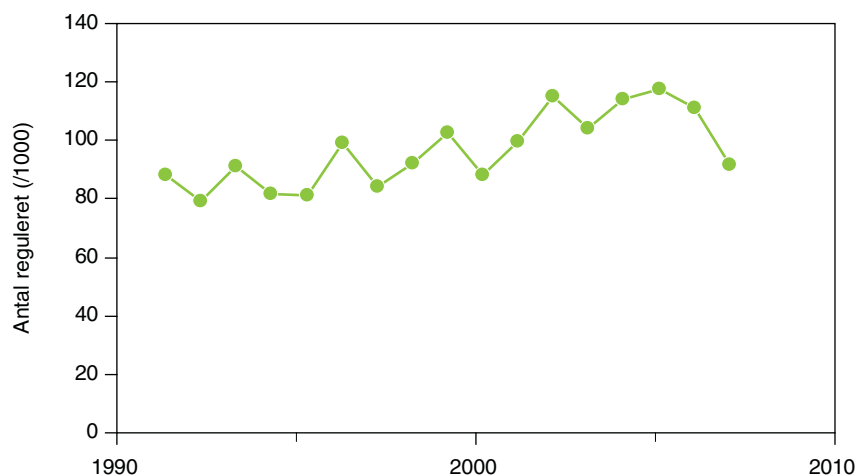
Udbyttet af råge (samlet antal fugle nedlagt på jagt og reguleret) udgjorde op til 1982 godt 100.000 fugle årligt (Strandgaard & Asferg 1980).

Regulering

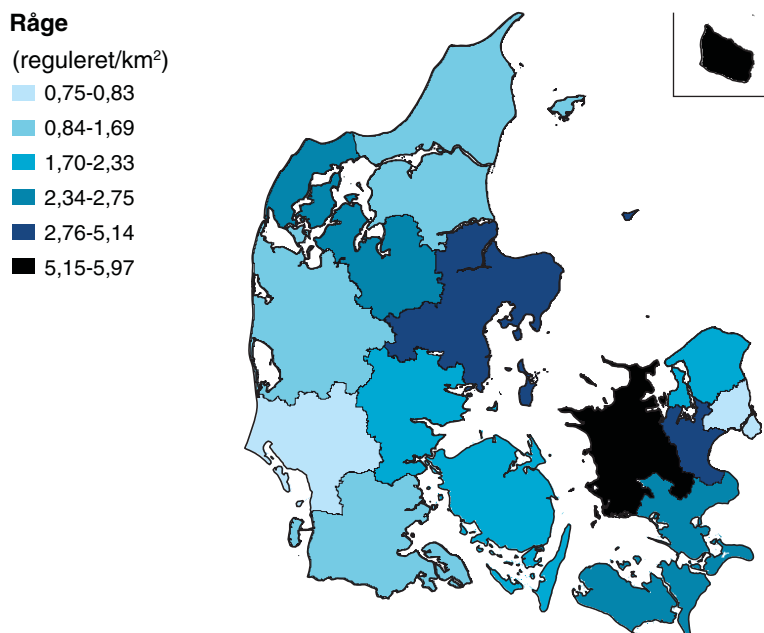
Antallet af råger, der reguleres årligt i Danmark, er omkring 100.000. Det har været stigende i perioden 1991-2005, men har de seneste to år været lavere (Fig. 5.5.1). Langt størsteparten af de regulerede råger er unger, der skydes lige før flyvefærdighed.

Den geografiske fordeling af reguleringen (Fig. 5.5.2) afspejler stort set rågens forekomst som ynglefugl i Danmark.

Figur 5.5.1. Det årlige antal råger reguleret i Danmark, 1991/92-2007/08.



Figur 5.5.2. Den geografiske fordeling (i procent) af antal råger reguleret i Danmark.



Reguleringens effekt på bestanden

Bestanden er i svag fremgang, og antallet af regulerede råger ligger dermed på et niveau, der ikke forhindrer bestandens vækst. Vækstraten måtte dog forventes at være højere, hvis arten ikke blev reguleret.

Forvaltningsmæssige problemer

I de seneste ca. 20 år har rågen i stigende omfang etableret kolonier i både mindre og større byer. Der klages i en del tilfælde over bl.a. støjgener.

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Råge står på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II/2, men Danmark er ikke blandt de lande, der kan give arten en jagttid. I stedet må råge reguleres i kolonierne efter forudgående tilladelse.

Skovskade

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	56.000 par. Svagt stigende
Flyway-bestand	Ukendt, optræder invasionsagtigt
Gældende jagttid	Ingen. Fredet i 1982
Jagtudbytte i Danmark	-
Jagtens indflydelse	-

Forekomst og bestandsudvikling

Skovskaden er en almindelig ynglefugl i Danmark. Den danske ynglebestand er standfugle (Bønløkke m.fl. 2006). Arten forekommer desuden som trækgæst i varierende antal, i nogle år invasionsagtigt. Der er konstateret fugle fra både Skandinavien, Polen og Tyskland i Danmark (Bønløkke m.fl. 2006).

Den danske ynglebestand er vurderet til 56.000 par (Grell 1998) og svagt stigende (Heldbjerg & Eskildsen 2008). De samlede bestande, hvorfra fugle kan rekrutteres til Danmark om efteråret, er på over 500.000 ynglepar (Birdlife International 2004).

"Vejledning om jagt" indfører en ny kategori af bevaringsstatus, der betegnes som "Yderst gunstig". Skovskade er på listen over de arter, der gives denne status.

Tidligere jagt i Danmark

Jagttid

Skovskade blev fredet i Danmark i 1982. Indtil da var jagttiden 1.7. til 30.4.

Jagtens indflydelse på bestanden

Udbyttet af skovskade kan ikke vurderes, da arten i vildtudbyttestatistikken var grupperet sammen med husskade under "Skader". Men det var formentlig begrænset (Strandgaard & Asferg 1980).

Vurdering af mulighederne for genindførelse af jagttid

Skovskade er på Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag II/2. De fleste EU-lande, inklusive Danmark, må give arten en jagttid.

Bestandens størrelse og status betyder, at skovskaden vil kunne bære en jagtlig udnyttelse.

Skovskaden har ikke ændret adfærd/flugtdistance over for mennesker siden fredningen, og såfremt man ønsker at indføre en jagttid for arten må det vurderes, at den kan indføres direkte og uden problemer.

6 Litteratur

Abildgaard, F., Andersen, J. & Barndorff-Nielsen, O. 1972. The hare population (*Lepus europaeus* Pallas) of Illumø island, Denmark. A report on the analysis of the data from 1957-1970. - Danish Review of Game Biology 6(5): 1-32.

Andersen, J. 1957. Studies in Danish hare populations. 1. Population fluctuations. - Danish Review of Game Biology 3(2): 95-131.

Asferg, T. 2008. Den danske vildtudbyttestatistik. Danmarks Miljøundersøgelser. (<http://vildtudbytte.dmu.dk>).

Asferg, T. & Lindhard, B.J. 2003. Korrektion for manglende indberetninger til vildtudbyttestatistikken. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 473, 28 s.

Asferg, T. & Madsen, A.B. 2007a. Krondyr. - I: Baagøe, H.J. & Jensen, T.S.: Dansk Pattedyratlas. - Gyldendal, s. 228-231.

Asferg, T. & Madsen, A.B. 2007b. Dådyr. - I: Baagøe, H.J. & Jensen, T.S.: Dansk Pattedyratlas. - Gyldendal, s. 224-227.

Asferg, T. & Madsen, A.B. 2007c. Sika. - I: Baagøe, H.J. & Jensen, T.S.: Dansk Pattedyratlas. - Gyldendal, s. 232-235.

Asferg, T. & Madsen, A.B. 2007d. Rådyr. - I: Baagøe, H.J. & Jensen, T.S.: Dansk Pattedyratlas. - Gyldendal, s. 238-241.

Asferg, T. & Madsen, A.B. 2007e. Hare. - I: Baagøe, H.J. & Jensen, T.S.: Dansk Pattedyratlas. - Gyldendal, s. 100-103.

Asferg, T. & Madsen, A.B. 2007f. Egern. - I: Baagøe, H.J. & Jensen, T.S.: Dansk Pattedyratlas. - Gyldendal, s. 108-111.

Asferg, T., Odderskær, P. & Berthelsen, J.P. 2006. Agerhøns i jagtsæsonen 2003/04 – en spørgebrevsundersøgelse vedrørende forekomst, udsætning, afskydning og biotoppleje. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 588, 48 s.

Asferg, T., Olesen, C.R. & Andersen, J.P. 2004. Krondyr, dådyr og sika i Danmark. Forekomst og jagtlig udnyttelse i jagtsæsonen 2001/02. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 512, 88 s.

Asferg, T. & Olesen, C.R. 2004. Danmarks hjortevildt. - Natur og Museum, nr. 4, 35 s.

Austin, G.E., Collier, M.P., Calbrade, N.A., Hall, C. & Musgrove, A.J. 2008. Waterbirds in the UK 2006/07: The Wetland Bird Survey. - BTO/WWT/RSPB/JNCC, Thetford.

- Baagøe, H.J. & Jensen, T.S. (Red.) 2007. Dansk pattedyratlas. – Gyldendal. 392 s.
- Balk, L. Hägerroth, P.-Å., Åkerman, G., Hanson, M., Tjärnlund, U., Hansson, T., Hallgrímsson, G.T., Zebühr, Y., Broman, D., Mörner, T. & Sundberg, H. 2009. Wild birds of declining European species are dying from a thiamine deficiency syndrome. – PNAS 106:12001-12006. <http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0902903106>.
- Birdlife International, 2004. Birds in Europe: Population estimates, trends and conservation status. - Birdlife Conservation Series, nr. 12, 374 s.
- Blank, T.H. & Ash, J.S. 1962. Fluctuations in a partridge population. - I: Le Cren, E.D. & Holdgate, M.W. (red.): The exploitation of natural animal populations. - Blackwell Scientific Publications, s. 118-133.
- Bregnballe, T., Amstrup, O., Bak, M., Bøgebjerg, E., Sterup, J. & Hounisen, J.P. 2009. Nedbringelse af antallet af skarver i Ringkøbing og Nissum Fjorde. Forvaltningstiltag og deres effekter. - Danmarks Miljøundersøgelser. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 250, 40 s.
- Bregnballe, T., Asferg, T., Clausager, I., Noer, H., Clausen, P. & Christensen, T.K. 2003. Vildtbestande, jagt og jagttider i Danmark 2002. En biologisk vurdering af jagtens bæredygtighed som grundlag for jagttidsrevisionen 2003. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 428, 225 s.
- Bregnballe, T., Bøgebjerg, E., Hounisen, J.P. & Sterup, J. 2008. Forsøgs-mæssig jagt på skarv. - I: Bregnballe, T. & Grooss, J.I. (red.): Skarver og fisk i Ringkøbing og Nissum Fjorde. En undersøgelse af skarvers prædation og effekter af skarvregulering 2002-2007. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 680: 59-66.
- Bregnballe, T. & Hounisen, J.P. 2003. Reduktion i antallet af skarver i Ringkøbing og Nissum Fjorde: Oliering af æg og beskydning i 2002. - Danmarks Miljøundersøgelser. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 179, 26 s.
- Bregnballe, T., Noer, H., Christensen, T.K., Clausen, P., Asferg, T., Fox, A.D. & Delany, S. 2007. Sustainable hunting of migratory waterbirds: The Danish approach. - I: Boere, G.C., Galbraith, C.A. & Stroud, D. (red.): Waterbirds around the world. - The Stationery Office, Edinburgh, UK, s. 854-860.
- Bønløkke, J., Madsen, J.J., Thorup, K., Pedersen, K.T., Bjerrum, M. & Rahbek, C. 2006. Dansk trækfugleatlas. - Rhodos, 870 s.
- Christensen, J.O. (red.) 1990. Status for ynglebestande af måger og terner m.fl. i Danmark, 1988. - Dansk Ornitologisk Forening, 99 s.
- Christensen, T.K. 2005. Factors affecting the bag size of the eider *Somateria mollissima* in Denmark 1980-2000. - Wildlife Biology 11: 89-99.
- Christensen, T.K. 2008. Factors affecting population size of Baltic common eiders *Somateria mollissima*. - Ph.d.-afhandling. Københavns Universitet, 205 s.

Christensen, T.K., Bregnballe, T., Andersen, T.H., & Dietz, H.H. 1997. Outbreak of Pasteurellosis among wintering and breeding common eiders in Denmark. - *Wildlife Biology* 3: 125-128.

Christensen, T.K. & Noer, H. 2001. Monitoring of breeding eiders at Salt-holm, 2000. – Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU rekvireret af Øresundskonsortiet A/S. 48 s.

Clausen, P., Bøgebjerg, E., Hounisen, J.P., Jørgensen, H.E. & Petersen, I.K. 2004. Reservatnetværk for trækkende vandfugle. En gennemgang af udvalgte arters antal og fordeling i Danmark 1994-2001. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 490, 142 s.

Clausen, P. & Fischer, K. 1994. Alders- og racebestemmelse af knortegæs. - *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 88: 1-4.

Clausen, P., Frederiksen, M., Percival, S.M., Anderson, G.Q.A. & Denny, M.J.H. 2001. Seasonal and annual survival of East-Atlantic pale-bellied brent geese *Branta hrota* assessed by capture-recapture analysis. - *Ardea* 89 (sænummer): 101-112.

Clausen, P., Kahlert, J., Hounisen, J.P., Olsen, K., Bøgebjerg, E. & Kjeldsen, J.P. 2007. Tøndermarskens ynglefugle 2005-2006. - Danmarks Miljøundersøgelser. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 238, 56 s.

Clausen, P., Madsen, J., Percival, S. M., O'Connor, D. & Anderson, G.Q.A. 1998. Population development and changes in winter site use by the Svalbard light-bellied brent goose, *Branta bernicla hrota* 1980-94. - *Biological Conservation* 84: 157-165.

Delany, S., Dodman, T., Scott, D., Butchart, S., Martakis, G. & Helmink, T. 2008. Report on the conservation status of migratory waterbirds in the agreement area. Fourth edition. - Final draft agreement on the conservation of African-Eurasian migratory waterbirds. http://www.unep-aewa.org/meetings/en/mop/mop4_docs/mop4_docs.htm.

Delany, S., Scott, D., Dodman, T. & Stroud, D. 2009. An atlas of wader populations in Africa and Western Eurasia. - Wetlands International and International Wader Study Group, 515 s.

Den Europæiske Kommission, 2005. European Union management plan for velvet scoter *Melanitta fusca* 2006-2008. - Den Europæiske Kommission, 44 s.

Den Europæiske Kommission, 2006. Assessment, monitoring and reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes & guidelines. Final draft. - Den Europæiske Kommission, 64 s.

Den Europæiske Kommission, 2008a. Vejledning om jagt i medfør af Rådets direktiv 79/409/EØF om beskyttelse af vilde fugle. - Den Europæiske Kommission, 92 s.

http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/hunting/docs/hunting_guide_da.pdf

Den Europæiske Kommission, 2008b. Key Concepts of Article 7(4) of Directive 79/409/EEC. - Den Europæiske Kommission, 471 s.
http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/hunting/key_concepts_en.htm

Desholm, M., Christensen, T.K., Scheiffarth, G., Hario, M., Andersson, M., Ens, B.J., Camphuysen, C.J., Nilsson, L., Waltho, C.M., Lorentsen, C.-H., Kuresoo, A., Kats, R.H.K. & Fox, A.D. 2002. Status of the Baltic/Wadden Sea population of the common eider *Somateria m. mollissima*. - Wildfowl 53: 167-203.

Dietz, R., Teilmann, J., Damsgaard Henriksen, O. & Laidre, K. 2003. Movements of seals from Rødsand seal sanctuary monitored by satellite telemetry. Relative importance of the Nysted offshore wind farm area to the seals. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 429, 44 s.

DMU 2009. De vilde agerhøns. - <http://agerhons.dmu.dk>.

Edwards, P.J., Fletcher, M.R. & Berny, P. 2000. Review of the factors affecting the decline of the European brown hare, *Lepus europaeus*, and the use of wildlife incident data to evaluate the significance of paraquat. - Agriculture, Ecosystems and Environment 79: 95-103.

Elmberg, J., Nummi P., Poysa, H., Sjöberg, K., Gunnarsson, G., Clausen, P., Guillemain, M., Rodrigues, D. & Vaananen, V.M. 2006. The scientific basis for new and sustainable management of migratory European ducks. - Wildlife Biology 12: 121-127.

Fiedler, P.L. & Jain, S.K. (red.) 1992. Conservation Biology. - Chapman & Hall, 507 s.

Frederiksen, M. 1992. Ynglebestanden af fiskehejre *Ardea cinerea* i Danmark 1991. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 91: 63-68.

Gitay, H., Fox, A.D. & Ridgill, S.C. 1990. Survival estimates of teal (*Anas crecca*) ringed at three stations in Britain. - The Ring 13: 45-58.

Grell, M. 1998. Fuglenes Danmark. - Dansk Ornitologisk Forening, Gad, 825 s.

Guillemain, M., Sadoul, N. & Simon, G. 2005. European flyway permeability and abmigration in teal *Anas crecca*, an analysis based on ringing recoveries. - Ibis 147: 688-696.

Hall, C. 2007. The breeding success of dark-bellied brent geese *Branta bernicla bernicla* in 2006, as assessed in the UK. - Wildfowl & Wetlands Trust Report, Slimbridge, 9 s.

Hammershøj, M., Asferg, T. & Madsen, A.B. 2007. Ilder. - I: Baagøe, H.J. & Jensen, T.S.: Dansk Pattedyratlas. - Gyldendal, s. 194-197.

Hansen, H.B. 1988. Dyrehaver og hjortefarme i Danmark. - Danske Vildtundersøgelser, hæfte 44, 62 s.

- Harrison, C. 1977. Europas fugles reder, æg og unger. – GAD, København. 392 s.
- Heldbjerg, H. 2006. Udviklingstendenser for bestande af almindelige fuglearter i Danmark 1975-2004. - Årsrapport for punkttællingsprojektet. Dansk Ornitologisk Forening, 53 s.
- Heldbjerg, H. & Eskildsen, A. 2008. Overvågning af de almindelige fuglearter i Danmark 1975-2007. Årsrapport for punkttællingsprojektet. - Dansk Ornitologisk Forening, 43 s.
- Henriksen, K. 1991. Status og bestandsudvikling hos stor regnspove (*Numenius arquata*) i Nordeuropa. - Danske Vildtundersøgelser, hæfte 46, 48 s.
- Hustings, F., Koffijberg, K., van Vinden, E., van Roomen, M., SOVON Ganzen- en Zwanenwerkgroep & Soldaat, L. 2008. Watervogels in Nederland in 2006/07. – SOVON-moniteringsrapport 2008/04, Waterdienst-rapport 2008.061. SOVON Vogenonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen, 176 s.
- Härkönen, T., Dietz, R., Reijnders, P., Teilmann, J., Thompson, P., Harding, K., Hall, A., Brasseur, S., Siebert, U., Goodman, S.J., Jepson, P.D., Rasmussen, T.D. & Jepsen, P.U. 2005. Forvaltningsplan for spættet sæl (*Phoca vitulina*) og gråsæl (*Halichoerus grypus*) i Danmark. - Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
(<http://www.skovognatur.dk/Udgivelser/2005/Forvaltningsplansael.htm>).
- Jensen, B. 2007. Vildkanin. - I: Baagøe, H.J. & Jensen, T.S.: Dansk Pattedyratlas. -Gyldendal, s. 104-107.
- Jensen, T.-L.W. 2009. Identifying causes for population decline of the brown hare (*Lepus europaeus*) in agricultural landscapes in Denmark. - Ph.d.-afhandling. Københavns Universitet, 207 s.
- Jensen, T.-L.W., Nielsen, R.M. & Asferg, T. 2009. De fleste harekillinger dør om sommeren. - I: Kanstrup, N., Asferg, T., Flinterup, M., Thorsen, B.J. & Jensen, T.S.: Vildt & Landskab. Resultater af 6 års integreret forskning i Danmark 2003-2008. - Skov- og Naturstyrelsen, Hornslet Bogtrykkeri, s. 16-19.
- JMMB 2008. Monitoring migratory and wintering birds in the Wadden Sea.
http://www.waddensea-secretariat.org/TMAP/Migratory_birds2008.html
- Joensen, A.H. 1973. Ederfuglen (*Somateria mollissima*) som ynglefugl I Danmark. – Danske Vildtundersøgelser, hæfte 20, 36 s.
- Joensen, A.H. 1974. Waterfowl populations in Denmark 1965-1973. A survey of the non-breeding populations of ducks, swans and coot and their shooting utilization - Danish Review of Game Biology 9 (1): 1-206.
- Joensen, A.H., Søndergaard, N.-O. & Hansen, E.B. 1976. Occurrence of seals and seal hunting in Denmark. – Danish Review of Game Biology 10(1). 20 s.

Kahlert, J., Asferg, T. & Odderskær, P. 2008. Agerhønen's biologi og bestandsregulering – en gennemgang af den nuværende viden. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 666, 62 s.

Kats, R. 2007. Common eiders *Somateria mollissima* in the Netherlands. The rise and fall of breeding and wintering populations in relation to the stocks of shellfish. - Ph.D.-afhandling, Alterra Scientific Contributions No. 19. Alterra, Wageningen, Holland. 335 s.

Kjeldsen, J.P. 2008. Ynglefugle i Vejlerne efter inddæmningen, med særlig vægt på feltstationsårene 1978-2003. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 102: 1-240.

Kjærbølling, N. 1852. Danmarks Fugle. - Rhodos, 422 s.

Knox, A.G., Collinson, M., Helbig, A.J., Parkin, D.T. & Sangster, G. 2002. Taxonomic recommendations for British birds. - Ibis 144: 707-710.

Landry, P. & Migot, P. (eds.). 2000. Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir saison 1998-1999. Faune Sauvage - Cahiers Techniques 251: 216 s.

Laursen, K. 2005. Curlews in the Wadden Sea. Effects of shooting protection in Denmark. – I: Blew, J. & Südbeck, P. (red.): Wadden Sea Ecosystem No. 20. - Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea. Wilhelmshaven, Germany, s. 171-183.

Laursen, K. & Frikke, J. 2008. Hunting from motorboats displaces Wadden Sea eiders *Somateria mollissima* from their favoured feeding distribution. - Wildlife Biology 14: 423-433.

Laursen, K., Pihl, S., Durinck, J., Hansen, M., Skov, H., Frikke, J. & Danielsen, F. 1997. Numbers and distributions of waterbirds in Denmark 1987-1989. - Danish Review of Game Biology 15: 1-181.

Lehikoinen, A., Christensen, T.K., Öst, M., Kilpi, M., Saurola, P. & Vattulainen, A. 2008. Large-scale change in the sex ratio of a declining eider *Somateria mollissima* population. - Wildlife Biology 14: 288-301.

Lorentsen, S.-H. & Christensen-Dalsgaard, S. 2009. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2008. - NINA Rapport, nr. 439, 53 s.

Lyngs, P. 2008. Status of the Danish breeding population of eiders *Somateria mollissima* 2000-2002. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 102: 289-297.

Løppenthin, B.. 1967. Danske ynglefugle i fortid og nutid. - Odense Universitetsforlag, 609 s.

Madsen, A.B., Sørensen, V., Asferg, T. & Baagøe, H.J. 2007a. Husmår. - I: Baagøe, H.J. & Jensen, T.S.: Dansk Pattedyratlas. - Gyldendal, s. 202-205.

- Madsen, A.B., Aaris-Sørensen, J. & Asferg, T. 2007b. Grævling. - I: Baagøe, H.J. & Jensen, T.S.: Dansk Pattedyratlas. - Gyldendal, s. 210-213.
- Madsen, J. 1985. Impact of disturbance on field utilization of pink-footed geese in West Jutland, Denmark. – *Biological Conservation* 33: 53-63.
- Madsen, J. 1998a. Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. I. Base-line assessment of the disturbance effects of recreational activities. - *Journal of Applied Ecology* 35: 386-397.
- Madsen, J. 1998b. Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish Wetlands. II. Tests of hunting disturbance effects. - *Journal of Applied Ecology* 35: 398-417.
- Madsen, J., Asferg, T., Clausager, I. & Noer, H. 1996. Status og jagttider for danske vildtarter. – TEMA-rapport fra DMU 1996/6. 112 s.
- Madsen, J., Cracknell, G. & Fox, A.D. (red.) 1999. Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. - *Wetlands International Publication*, nr. 48. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands og Danmarks Miljøundersøgelser, 344 s.
- Madsen, J. & Fox, A.D. 1995. Impacts of hunting disturbance on waterfowl - a review. - *Wildlife Biology* 1: 193-207.
- Madsen, J., Frederiksen, M. & Ganter, B. 2005. Trends in annual and seasonal survival of Pink-footed Geese *Anser brachyrhynchus*. - *Ibis* 144: 216-226.
- Marboutin, E., Bray, Y., Péroux, R., Mauvy, B. & Lartiges, A. 2003. Population dynamics in European hare: Breeding parameters and sustainable harvest rates. - *Journal of Applied Ecology* 40: 580-591.
- Marboutin, E. & Peroux, R. 1995. Survival pattern in European hare in a decreasing population. - *Journal of Applied Ecology* 32: 809-816.
- MLURLS-H 2008. Jagd und Artenschutz. Jahresbericht 2008. - Rapport fra Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, 122 s.
- Nielsen, E.K., Olesen, C.R., Pertoldi, C., Nielsen, P.G., Barker, J.S.F., Mucci, N. & Loeschke, V. 2008. Genetic structure of the Danish red deer (*Cervus elaphus*). - *Biological Journal of the Linnean Society* 95: 688-701.
- Nilsson, L. 2008. Changes of numbers and distribution of wintering waterfowl in Sweden during forty years, 1967-2006. - *Ornis Svecica* 18: 135-226.
- Noer, H. 1991. Distributions and movements of eider *Somateria mollissima* populations wintering in Danish waters, analysed from ringing recoveries. - *Danish Review of Game Biology* 14 (3): 1-32.
- Noer, H. 2006. Jagtsæsonens start i forhold til ringduers yngletid i Danmark. - Notat til Skov- og Naturstyrelsen og Vildtforvaltningsrådet, 23 s.

- Noer, H. & Christensen, T.K. 1993. Base-line investigations of breeding eiders in Øresund, May-June 1993. – Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU rekvireret af Øresundskonsortiet A/S. 38 s.
- Noer, H., Clausager, I. & Asferg, T. 1995. The bag of eider *Somateria mollissima* in Denmark 1958-1990. - Danish Review of Game Biology 14 (5): 1-24.
- Noer, H., Jensen, T.-L.W. & Asferg, T. 2009. Optælling af harer. - I: Kanstrup, N., Asferg, T., Flinterup, M., Thorsen, B.J. & Jensen, T.S.: Vildt & Landskab. Resultater af 6 års integreret forskning i Danmark 2003-2008. - Skov- og Naturstyrelsen, Hornslet Bogtrykkeri, s. 20-25.
- Noer, H., Madsen, J. & Hartmann, P. 2007. Reducing wounding of game by shotgun hunting: Effects of a Danish action plan on pink-footed geese. – Journal of Applied Ecology 44 (2): 653-662.
- Noer, H., Søndergaard, M. & Jørgensen, T.B. 2008. Udsætning af gråænder i Danmark og påvirkning af søers fosforindhold. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 687, 43 s.
- Noyes, J.H., Johnson, B.K., Bryant, S., Findholt, L. & Thomas, J.W. 1996. Effects of bull age on conception dates and pregnancy rates of cow elk. - Journal of Wildlife Management 60: 508-517.
- Noyes, J.H., Johnson, B.K., Dick, B.L. & Kie, J.G. 2002. Effects of male age and female nutritional condition on elk reproduction. - Journal of Wildlife Management 66:1301-1307.
- Odderskær P. & Berthelsen, J.P. 2007. Optælling af agerhøns på Kalø Gods 2004-2007 – metodeafprøvning og bestandsudvikling. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 648, 38 s.
- Odderskær, P., Topping, C. & Høye, T.T. 2009. Kan haren og agerhønen vende tilbage – hvad skal der til? - I: Kanstrup, N., Asferg, T., Flinterup, M., Thorsen, B.J. & Jensen, T.S.: Vildt & Landskab. Resultater af 6 års integreret forskning i Danmark 2003-2008. - Skov- og Naturstyrelsen, Hornslet Bogtrykkeri, s. 30-35.
- Olesen, C.R. & Asferg, T. 2006. Assessing potential causes for the population decline of European brown hare in the agricultural landscape of Europe. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 600, 31 s.
- Olesen, C.R., Asferg, T. & Forchammer, M.C. 2002. Rådyret - fra fåtallig til almindelig. - Temarapport fra DMU, nr. 39, 60 s.
- Olesen, C.R., Madsen, T.L., Madsen, P., Skov-Petersen, H., Buttenschøn, R.M. 2009. Hvor foretrækker krondyr at være, og hvordan bruger de landskabet? - I: Kanstrup, N., Asferg, T., Flinterup, M., Thorsen, B.J. & Jensen, T.S.: Vildt & Landskab. Resultater af 6 års integreret forskning i Danmark 2003-2008. - Skov- og Naturstyrelsen, Hornslet Bogtrykkeri, s. 72-77.

- Olesen, C.R., Theil, P.K. & Coutant, A.E. 1998. Råvildt og forstyrrelser. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 237, 56 s.
- Olsen, M.T., Andersen, S.M., Teilmann, J., Dietz, R., Edren, S.M.C., Linnet, A. & Härkönen, T. (in press). Status of the harbour seal (*Phoca vitulina*) in southern Scandinavia. - NAMMCO scientific series 2009.
- Olsen, R.V. 2008. Kronvildtoversigten 2008: Kronede år. - Jæger 17 (9): 208-210, 212-214.
- Paludan, K. 1954. Agerhønenes ynglesæson 1953. - Danske Vildtundersøgelser, Hæfte 3, 20 s.
- Pagh, S., Asferg, T. & Madsen, A.B. 2007. Ræv. - I: Baagøe, H.J. & Jensen, T.S.: Dansk Pattedyratlas. - Gyldendal, s. 176-181.
- Pelletier, D., Guillemette, M., Grandbois, J.-M. & Butler, P.J. 2007. It is time to move: linking flight and foraging behaviour in a diving bird. - Biology Letters 3: 357-359.
- Pelletier, D., Guillemette, M., Grandbois, J.-M. & Butler, P.J. 2008. To fly or not to fly: high flight costs in a large sea duck do not imply an expensive lifestyle. - Proceedings of the Royal Society B 275: 2117-2124.
- Petersen, I.K., Pihl, S., Hounisen, J.P., Holm, T.E., Clausen, P., Therkildsen, O. & Christensen, T.K. 2006. Landsdækkende optælling af vandfugle januar-februar 2004. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 606, 75 s.
- Pihl, S. 2000. Vinterklimaets indflydelse på bestandsudviklingen for overvintrende kystnære vandfugle i Danmark 1987-1996. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 94: 73-89.
- Pihl, S., Bregnballe, T. & Andersen, P.N. 2009. Overvågning af fugle. - I: Søgaard, B. & Asferg T. (red.): Arter 2007. NOVANA. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 713, s. 57-100.
- Pihl, S., Clausen, P., Laursen, K., Madsen, J. & Bregnballe, T. 2003. Bevaringsstatus for fuglearter omfattet af EF-Fuglebeskyttelsesdirektivet. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 462, 130 s.
- Pihl, S., Durinck, J. & Skov, H. 1993. Waterbird numbers in the Baltic Sea, winter 1993. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 145, 59 s.
- Pihl, S., Petersen, I.K., Hounisen, J.P. & Laubek, B. 2001. Landsdækkende optælling af vandfugle, vinteren 1999/2000. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 356, 46 s.
- Punsvik, T. 2009. Plan for forvaltning af gress på Svalbard, og en veileder for forvaltning og forskning. - Udkast til rapport fra Syssemanden på Svalbard, Rapport 2009/2. (Udgives november 2009).
- Rose, P.M. & Scott, D.A. 1994. Waterfowl population estimates. - IWRB Publication 29. Slimbridge, UK, 226 s..

Rose, P.M. & Scott, D.A. 1997. Waterfowl population estimates - Second edition. - Wetlands International Publication 44. Wageningen, The Netherlands. 106 s.

Salomonsen, F. 1963. Oversigt over Danmarks fugle. - Munksgaard, 156 s.

Schiøler, E.L. 1925. Danmarks Fugle. Bind I. Indledning og Andefugle. - Gyldendal, 552 s.

Smith, R.K., Vaughan, N.J. & Harris, S. 2005. A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. - Mammal Review 35: 1-24.

Strandgaard, H. & Asferg, T. 1980. The Danish Bag Record II. Fluctuations and trends in the game bag record in the years 1941-76 and the geographical distribution of the bag in 1976. - Danish Review of Game Biology 11 (5): 1-112.

Sunde, P., Asferg, T., Andersen, P.N. & Olesen, C.R. 2008. Hvor nedlægges krondyrene - og hvorfor? Betydningen af landskab, urbanisering og tidligere udbredelse for det lokale jagtudbytte af krondyr i Jylland i jagtsæsonen 2001/02. - Danmarks Miljøundersøgelser. Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU, nr. 690, 38 s.

Swennen, C., Duiven, P. & Reyrink, L.A. 1979. Notes on the sex ratio in the common eider *Somateria mollissima* (L.). - Ardea 67: 54-61.

Søgaard, B., Skov, F., Ejrnæs, R., Nielsen, K.-E., Pihl, S., Clausen, P., Laursen, K., Bregnballe, T., Madsen, J., Baattrup-Pedersen, A., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Fredshavn, J., Aude, E., Nygaard, B., Møller, P.F., Riis-Nielsen, T. & Buttenschøn, R. 2005. Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-Habitatdirektivet og EF-Fuglebeskyttelsesdirektivet. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 457 (3. udg.), 460 s.

Søndergaard, N.O., Joensen, A.H., Hansen, E.B. 1976. Sælernes forekomst og sæljagten i Danmark. - Danske Vildtundersøgelser, hæfte 16, 80 s.

Sørensen, E.M. 2002. Arealforvaltning og geoinformation – infrastruktur er også objektklassifikation og –forståelse. - Geoforum Perspektiv 1: 33-41.

Thompson, P.M. 2006. A review of the 1988 and 2002 phocine distemper virus epidemics in European harbour seals. - Diseases of Aquatic Organisms 68: 115-130.

Tiedemann, R. & Noer, H. 1998. Geographic partitioning of mitochondrial DNA patterns in European eider *Somateria mollissima*. - Hereditas 128: 159-166.

Tiedemann, R., von Kistowski, K.G. & Noer, H. 1999. On sex-specific dispersal and mating tactics in the common eider *Somateria mollissima* as inferred from the genetic structure of breeding colonies. - Behaviour 136: 1145-1155.

Tougaard, S. 2007. Spættet sæl. - I: Baagøe, H.J. & Jensen, T.S. (Red.): Dansk Pattedyratlas. - Gyldendal, s. 252-257.

Tougaard, J., Tougaard, S., Jensen, R.C., Jensen, T., Teilmann, J., Adlung, D., Liebsch, N. & Müller, G. 2006. Harbour seals on Horns Rev before, during and after construction of the Horns Rev offshore wind farm. Final report to Vattenfall A/S. - Biological Papers from the Fisheries and Maritime Museum, Esbjerg, nr. 5, 67 s.

http://www.ens.dk/graphics/Energiforsyning/Vedvarende_energi/Vind/havvindmoeller/vvm_%20Horns_%20Rev_%20/begge%20parker/Horns%20Reef%20seals%202006%20final.pdf

Trinder, M.N. & Madsen, J. 2008. Predictive modelling of the Svalbard pink-footed goose *Anser brachyrhynchus* population: an evaluation of the potential impacts of increased hunting pressure. - Vogelwelt 129: 158-168.

Vildtforvaltningsrådet 2006. Indfangning, udsætning og jagt på fasan, agerhøne og gråand i Danmark. - Udredningsrapport udarbejdet af en arbejdsgruppe nedsat af rådet, 84 s.

Wetlands International 2002. Waterbird population estimates - Third edition. - Wetlands International Global Series, nr. 12. Wageningen, The Netherlands, 226 s.

Wetlands International 2006. Waterbird population estimates - Fourth Edition. - Wetlands International, Wageningen, Holland. 239 s.

Wincentz, T.-L., Asferg, T., Nielsen, R.M. & Sunde, P. 2009. Spatial variation in brown hare demography and phenotype in relation to habitat. - I: Jensen, T.-L.W.: Identifying causes for population decline of the brown hare (*Lepus europaeus*) in agricultural landscapes in Denmark. - Ph.d.-afhandling, Københavns Universitet, s. 56-84.

Wincentz, T.-L. & Sunde, P. 2009. Evidence of lowered recruitment rates from brown hare hunting bags through 50 years: Effects on growth rate. - I: Jensen, T.-L.W.: Identifying causes for population decline of the brown hare (*Lepus europaeus*) in agricultural landscapes in Denmark. - Ph.d.-afhandling, Københavns Universitet, s. 86-106.

Wincentz, T.-L. & Noer, H. 2009. Distance sampling estimates of brown hares. - I: Jensen, T.-L.W.: Identifying causes for population decline of the brown hare (*Lepus europaeus*) in agricultural landscapes in Denmark. - Ph.d.-afhandling Københavns Universitet 2009, s. 144-170.

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet. På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.

DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø. Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, konferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 4630 1200
Fax: 4630 1114

Administration
Afdeling for Arktisk Miljø
Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Afdeling for Marin Økologi (hovedadresse)
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afdeling for Systemanalyse (hovedadresse)

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsovej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 8920 1400
Fax: 8920 1414

Afdeling for Ferskvandsøkologi
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Terrestrisk Økologi


Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønne
Tlf.: 8920 1700
Fax: 8920 1514

Afdeling for Systemanalyse
Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

- Nr./No. 2009**
- 732 Lokal kvælstofdeposition og kvælstofindhold i lav.
Af Andersen, H.V., Nielsen, K.E., Degn, H.J., Geels, C., Løfstrøm, P., Damgaard, C. & Christensen, J.H. 46 s.
- 731 Anvendelse af en feltbaseret metode til bedømmelse af biologisk vandløbskvalitet i danske vandløb.
Af Skriver, J., Hansen, F.G., Jensen, P.B., Larsen, L.K. & Larsen, S.E. 42 s.
- 730 Metodeafprøvning af passive diffusionsopsamlere til koncentrationsbestemmelse af ammoniak.
Af Andersen, H.V., Løfstrøm, P., Moseholm, L., Ellerman, T. & Nielsen, K.E. 31 s.
- 729 Biologiske beskyttelsesområder i Nationalparkområdet, Nord- og Østgrønland.
Af Aastrup, P. & Boertmann, D. 90 s.
- 728 Danske plantesamfund i moser og enge – vegetation, økologi, sårbarhed og beskyttelse.
Af Nygaard, B., Ejrnæs, R., Baattrup-Pedersen, A. & Fredshavn, J.R. 144 s.
- 727 Overdrev, enge og moser.
Håndbog i naturtypernes karakteristik og udvikling samt forvaltningen af deres biodiversitet.
Af Ejrnæs, R., Nygaard, B. & Fredshavn, J.R. 76 s.
- 726 Klimatilpasning og den sociale faktor. 2009.
Af Petersen, L.K., Jensen, A. & Nielsen, S.S. 52 s.
- 724 Denmark 's National Inventory Report 2009. Emission Inventories 1990-2007
– Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change.
By Nielsen, O.-K., Lyck, E., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Gyldenkærne, S., Winther, M., Nielsen, M., Fauser, P., Thomsen, M., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R., Hjelgaard, K., Vesterdal, L., Møller, I.S. & Baunbæk, L. 826 pp.
- 723 Guidelines to environmental impact assessment of seismic activities in Greenland waters.
By Boertmann, D., Tougaard, J., Johansen, K. & Mosbech, A. 38 pp.
- 722 Grønne kommuner. Indikatorer til belysning af kommunernes indsats på natur- og miljøområdet.
Af Levin, G., Münier, B., Fuglsang, M. & Frederiksen, P. 177 s.
- 721 Seabirds and marine mammals in Northeast Greenland.
Aerial surveys in spring and summer 2008.
By Boertmann, D., Olsen, K. & Nielsen, R.D. 50 pp.
- 720 The eastern Baffin Bay. A preliminary strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities in the KANUMAS West area.
By Boertmann, D., Mosbech, A., Schiedek, D. & Johansen, K. (eds). 238 pp.
- 719 The western Greenland Sea. A preliminary strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities in the KANUMAS East area.
By Boertmann, D., Mosbech, A., Schiedek, D. & Johansen, K. (eds). 246 pp.
- 718 DEVANO. Decentral Vand- og Naturovervågning. Programbeskrivelse 2009.
Af Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Nordemann Jensen, P. (red.). 34 s.
- 717 Oplandsmodellering af vand og kvælstof i umættet zone for oplandet til Horndrup Bæk.
Af Ladekarl, U.L., Jensen, R., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Mejlhede, P., Olsen, B.Ø. 76 s.
- 716 Annual Danish informative inventory report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2007.
By Nielsen, O.-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Fauser, P., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R. & Hjelgaard, K. 498 pp.
- 715 Baseline and monitoring studies at Seqi olivine mine 2004 to 2007.
By Asmund, G., Boertmann, D. & Johansen, P. 90 pp.
- 714 Vandmiljø og Natur 2007. NOVANA. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning.
Af Nordemann Jensen, P., Boutrup, S., Bijl, L. van der, Svendsen, L.M., Grant, R., Bøgestrand, J., Jørgensen, T.B., Ellermann, T., Dahl, K., Josefson, A.B., Ejrnæs, R., Søgaard, B., Thorling, L. & Dahlgren, K. 118 s.
- 713 Arter 2007. NOVANA.
Af Søgaard, B. & Asferg T. (red.). 140 s.
- 712 Terrestriske Naturtyper 2007. NOVANA.
Af Ejrnæs, R., Nygaard, B., Fredshavn, J.R., Nielsen, K.E. & Damgaard, C. 150 s.
- 711 Vandløb 2007. NOVANA.
Af Bøgestrand, J. (red.). 108 s.



VILDTBESTANDE OG JAGTTIDER I DANMARK: DET BIOLOGISKE GRUNDLAG FOR JAGTTIDSREVISIONEN 2010

Jagttiderne i Danmark revideres hvert tredje år. Rapporten tilvejebringer det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2010 for i alt 42 arter, der aktuelt har jagttid i Danmark. For hver enkelt art sammenfattes den eksisterende viden om bestandens størrelse og udvikling samt jagtudbyttet, ligesom der gives en vurdering af jagtens bæredygtighed og det eventuelle behov for justeringer af jagttiden. Det biologiske potentiale for at give jagttid til yderligere 33 arter vurderes i et særligt afsnit.