



AALBORG UNIVERSITY
DENMARK

Aalborg Universitet

Baggrund for regulering af ræv

Pagh, Sussie

Publication date:
2011

[Link to publication from Aalborg University](#)

Citation for published version (APA):
Pagh, S. (2011). *Baggrund for regulering af ræv*.

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal -

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us at vbn@aub.aau.dk providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



Baggrund for regulering af ræv

Rapport for Dyrenes Beskyttelse 2011

Baggrundsgruppe for rapporten:

Birgitte Heje Larsen, Hans J. Baagøe, Birger Jensen, Bjarne Clausen, Sven Norup og Michael Carlsen.

Tak

For gennemlæsning af manuskript og nyttige kommentarer til rapporten takkes baggrundsgruppen for rapporten samt Jens Gregersen, Katrine Meisner, Thomas Bjørneboe Berg, Louis Klostergaard, Aksel Bo Madsen. Tak til Dyrenes Beskyttelse for at stille midler til rådighed, så rapporten kunne udarbejdes.

Baggrund for regulering af ræv

Af Sussie Pagh

Med rapporten ønskes en vurdering af, om den øgede mulighed for regulering af ræv, der er i dag, hviler på et fagligt grundlag. Det vurderes bl.a. på hvilket grundlag bekæmpelsen af ræve foregår i danske fuglebeskyttelsesområder. Rapporten gennemgår videnskabelig litteratur, som omhandler undersøgelser af rævens prædationstryk på arter med jagtlig interesse og på jordrugende fugle i vådområder. I rapporten evalueres non-letale metoder, som kan mindske prædationstrykket fra ræv og andre rovdyr, herunder rovfugle, kragefugle og måger. Desuden gives i rapporten forslag til undersøgelser, som dels kan skaffe mere viden om rævens og andre prædatorers rolle i det moderne kulturlandskab, og dels metoder som kan sænke prædationstrykket fra rovdyr på sårbare arter.

Denne rapport er udarbejdet for Dyrenes Beskyttelse. Det skal i den forbindelse nævnes, at Dyrenes Beskyttelse ikke har haft indflydelse på rapportens faglige indhold.

Resumé

Der er indenfor de senere år blevet større mulighed for at regulere ræve end tidligere. Det gælder både i forhold til den tidsperiode, hvor reguleringen må finde sted, og i forhold til de arealer som ræven må reguleres på. I dag kan ræve uden forudgående tilladelse fra Naturstyrelsen reguleres året rundt i bebyggede områder og i områder med biotopplaner. Desuden kan ræve uden dokumentation reguleres i februar måned, hvor de menes at gøre skade på den øvrige fauna, og rævehvalpe må skydes ved graven fra 1. juni. til 31. august. Den øgede regulering sker ikke på baggrund af en forventning om at rævebestanden generelt er steget, idet vildtudbyttet af ræv på landsplan i dag er ca. 30% lavere end vildtudbyttet af ræv var i perioden 1960-1990. Den lovmæssige mulighed for øget regulering af ræv imødekommer et ønske om, at reducere rævens prædationstryk på jagtbart vildt og truede fugle i fuglebeskyttelsesområder.

I den videnskabelige litteratur er der en bred enighed om, at det generelt er ændringer i landbrugsdriften og dræning af vådområder, der er hovedansvarlig for de tilbagegange, der er i vildtbestande og bestande af fugle i vådeområder. Ændringen i landbrugsdriften har først og fremmest påvirket fødetilgængeligheden for en lang række arter, mens dræning af vådområder har skabt færre egnede yngleområder for eng- og kystfugle. Prædationstrykket fra ræv og andre rovdyr kan være forstærket af de habitatændringerne, der er sket indenfor de seneste 50 år. Både en lavere kondition hos byttedyrene på grund af fødemangel og mangel på skjul og ynglelokaliteter kan betyde et øget prædationstryk fra ræve og andre rovdyr. Rævens prædationstryk på bestande ser ud til at være afhængigt af byttets tæthed. Denne kendsgerning kan være et sammenfald af habitatreltet prædation og byttedyr som lever i supoptimale habitater.

Da der ikke er systematiske tællinger af rovpattedyr, er kendskabet til de senere års udviklingen i disse bestande mangelfuld. Der er uenighed om, hvorvidt antallet af ræve er tiltaget i antal i Europa. Overvågning af fuglebestande viser imidlertid, at mange rovfuglebestande er på vej til at være genoprettet efter tidligere tiders forfølgelse og forgiftninger, og rovfugle kan være med til at øge prædationstrykket på fuglebestandene. I forhold til ynglende fugle i vådområder står natprædatorer herunder ræv for hovedparten af ægprædationen i fuglebeskyttelsesområder, mens dagprædation på fx vadefugleunger hovedsageligt kan tilskrives rovfugle.

Resultaterne af undersøgelser, hvor ræve bortreguleres er ikke entydige. I nogle områder kan en bortregulering af ræve betyde en positiv effekt på byttet (bestandsøgning hos vildt eller jordrugende fuglebestande), mens der i andre områder ikke kan dokumenteres en effekt. Denne forskel i effekt ved bortregulering af ræve kan dels skyldes habitatrelateret prædation (selv habitatet har betydning for prædationen i de forskellige områder), og dels at andre prædatorer, som favoriseres af rævens fravær, genoprette prædationstrykket. Undersøgelser viser at regulering af flere rovdyr har større effekt, end hvis kun en enkelt prædator som fx ræven bortreguleres. I forhold til vurderingen af den effekt en bortregulering af ræve og andre rovdyr har på bestande, er det lettere at dokumentere en effekt på efterårsbestanden af byttet, end en mere permanent stigning i byttebestanden.

For at undgå at bekæmpelse af ræve enten ikke får den tilsigtede eller en kortsigtet effekt, kan man med fordel undersøge hvilke "vikarierende" prædatorer, som evt. vil kunne genoprette prædationstrykket på fuglebestande og vildt i et område før rævepopulationen bekæmpes. Desuden vil en undersøgelse af, om der forekommer habitatrelateret prædation være nyttig i forhold til mere langsigtet nedsættelse af prædationstrykket. Ræve og andre rovpattedyr får fx lettere adgang til vådområder, hvis området drænes eller af andre årsager tørre ud. Desuden kan få naturlige hegn og småbiotoper fungerer som "økologiske fælder". Et ændret fødegrundlag (fx hvis antallet af gnavere eller kaniner falder) for ræve i et område, kan betyde at rævene skifter til alternativt bytte. Rævebestanden kan også kunstigt opretholdes gennem vinter måneder ved fødetilskud, fx kan fårekadavre i Tøndermarsken i vinter månederne, være årsagen til at flere ræve etablerer sig med hvalpe i den kommende ynglesæson.

I naturreservater kan bortskydning af en hjemmehørende art til fordel for en anden være kontroversiel, da det vil åbne op for en endeløs diskussion om, hvilken hjemmehørende art som skal lade livet for at fremme levevilkår for en anden. Desuden vil bortskydning af ræve i et område ofte betyde en hurtig opformering eller genindvandring af ræve fra de omkringliggende områder. Undersøgelser i Tøndermarsken og i Klydesø reservat, på Vest Amager viser, at der kan være stigninger i antallet af vadefugle trods ræve i området, hvis habitatet optimeres i forhold til vadefuglenes behov. I tilfælde, hvor prædationstrykket ønskes sænket af hensyn til truede arter, er der mulighed for, at man i fremtiden kan udvikle ikke-letale metoder, som sænker prædationstrykket samtidig med at rovdyrsamfundet bevares i området.

Der er i dag er to hovedinteresser i forhold til at mindske rævens prædationstryk på et bytte. Den første er interessen for at skabe et større vildtudbytte til jagtligge formål. Den anden, som især er blevet aktuel indenfor de seneste 50 år, er i forhold til at bevare truede arter, som er byttedyr for ræve. I lovgivningen for regulering af ræve bør man være ommærksom på, om det er nødvendigt at skelne imellem en regulering, som har et bevaringsmæssigt formål i forhold til truede arter, eller om reguleringen foretages for at varetage særlige menneskelige interesser fx for at øge jagtudbyttet.

Indhold af rapporten

1. Jagtloven og reguleringsbestemmelser i forhold til ræv

- 1.1 Tidligere lovgivning om jagt og regulering af ræv
- 1.2 Gældende lovgivning omkring jagt på og regulering af ræv
- 1.3 Overvejelser i forhold til regulering af ræve

2. Rævens rolle som prædator

- 2.1. Generelt om prædation
- 2.2 Antallet af ræve og andre rovdyr i forhold til tidligere
- 2.3 Metodiske problemer i forhold til måling af prædationstryk

3. Rævens indflydelse på jagtbare arter

- 3.1 Rådyr *Capreolus capreolus*
- 3.2 Hare *Lepus europaeus*
- 3.4 Vildkanin *Oryctolagus cuniculus*
- 3.5 Agerhøne *Perdix perdix*
- 3.6 Fasan *Phasianus colchicus*

4. Rævens rolle som prædator i forhold til jordrugende fugle i vådområder

- 4.1 Effekten prædator kontrol i vådområder
- 4.2 Habitatrelateret prædationstryk i vådområder

5. Ufuldstændig evidens for ræve som primær årsag til manglende ynglesucces hos fuglebestande i danske vådområder

- 5.1 Fokus på ræve frem for habitatet
- 5.2 Metode til registrering af prædation bør overvejes
- 5.3 Hvad skete der i Tøndermarsken omkring år 1990?

6. Oversigt over ikke-letale metoder til regulering af ræv

- 6.1 Fertilitetskontrol
- 6.2 Indhegninger til reder og fuglekolonier
- 6.3 Supplerende føde til ræve
- 6.4 Afskrækkende lugte
- 6.5 CTA en lovende ny metode til intelligente prædatorer

7 Forslag til undersøgelser

- 7.1 Har rævens fødegrundlag i Danmark ændret sig?
- 7.2 Rovdyrsamfundene og intraspecifik konkurrence mellem rovdyr og rovdyrfugle i danske vådområder
- 7.3 Vurdering af rævebestandens størrelse i Danmark
- 7.4 Afprøvning af CTA - teknik på ræv, husmår og kragefugle
- 7.5 Multivariat analyse af populationssvingninger hos forskellige ynglefuglene i vådområder

8. Referencer

1. Jagtloven og reguleringsbestemmelser i forhold til ræv

1.1 Tidligere lovgivning om jagt og regulering af ræv

Med jagtloven af 1967 fik ræven fred i yngletiden og måtte efterfølgende jages fra 16. juni indtil 29. februar. Med denne lov blev der også indført et totalforbud mod brug af rævesakse, som indtil da havde været tilladt at anvende uden for gård, samt på gårdsplads i forbindelse med stående indhegnet have og lystanlæg.

Med jagtloven 1982 blev jagttiden på ræv yderligere indskrænket med 14 dage. Ræven måtte nu jages fra 16. juni -15. februar. Ifølge ”Bekendtgørelsen om regulering af skadevoldende vildt” (I lov om jagt af 3. juni 1967 om jagt og vildtforvaltning som ændret ved lov nr. 294 af 9. juni 1982) var der følgende bestemmelser vedr. ræv:

Ifølge § 4 stk.1. og § 12 stk.1 måtte ræv hhv. skydes eller fanges i fælder hele året ved beboelsesejendomme og dermed i forbindelse med stående udhuse, på gårds- og møddingspladser, i indhegnede haver, i indhegninger med fjerkræ, herunder indhegninger med fasaner, agerhøns eller andefugle samt på pelsfarme. Ifølge § 3 stk.3 må §12 stk. 1. kunne fældefangst af ræv ved beboelse forgå uden forudgående indhentet tilladelse fra vildtforvaltningen af ejeren eller bemyndigede personer til at foretage den. Ifølge § 39 kunne der i særlige tilfælde gives tilladelse til at nedskyde eller på anden måde ombringe ræve i fredningstiden, som forvoldt skade eller udgjorde en fare for mennesker eller husdyr. Tilladelsen kunne omfatte ret til at ødelægge reder og yngel. Stk. 2. Ansøgning om tilladelse skulle indsendes til Landbrugsministerens Vildtforvaltning bilagt en redegørelse for skadens omfang fra en planteavlskonsulent eller anden sagkyndig.

1.2 Gældende lovgivning omkring jagt på og regulering af ræv

Ifølge ”Bekendtgørelse om jagttid for visse pattedyr og fugle m.v.” (I lov om jagt og vildtforvaltning, jf.

bekendtgørelse nr. 930 af 24. september 2009), må ræven jages i perioden 1. september til 31. januar. Ifølge lovens ”Bekendtgørelser om vildtskader må ræv reguleres uden forudgående tilladelse:

§ 4. I forsvarlige indhegninger med fjerkræ, herunder indhegninger med fasaner, agerhøns eller andefugle, må ræv, husmår og ilder reguleres hele året.

Stk. 2. I en afstand af indtil 25 m fra de indhegninger, der er nævnt i stk. 1, må ræv, husmår og ilder reguleres hele året ved brug af fælder.

Stk. 3. I bebyggelse og i en afstand af indtil 25 m fra bebyggelse, i indhegnede haver samt i pelsdyrfarme må ræv, husmår og ilder reguleres hele året, herunder ved brug af fælder.

§ 5. I forsvarlige indhegninger med frilandsgrise må ræv reguleres hele året, herunder ved brug af fælder.

Stk. 2. I egne, hvor ræv volder skade på den øvrige fauna, må denne reguleres i perioden 1. - 29. februar.

Stk. 3. På ejendomme, for hvilke der er udarbejdet og gennemført naturforbedringer i h.t. biotoplaner, jf. § 12, stk. 2, nr. 3, i miljøministeriets bekendtgørelse nr. 870 af 4. juli 2007 om udsætning af vildt, jagtmåder og jagtredskaber, kan ræv reguleres hele året ved brug af fælder.

Stk. 4. Rævehvalpe uden for rævegrave må reguleres i perioden 1. juni - 31. august. Rævehvalpene må ikke jages ud af rævegraven ved brug af hund eller på anden måde.

Stk. 5. Regulering af ræv med riflet våben kan ske fra skydetårn eller skydestige, som opfylder betingelserne i § 1 i bekendtgørelse nr. 870 af 4. juli 2007 om udsætning af vildt, jagtmåder og jagtredskaber. Pr. 1.april 2011 kan Naturstyrelsen ifølge § 24 desuden give tilladelse til regulering af ræv i forsvarlige indhegninger med fårehold, herunder ved brug af fælder. Tilladelsen kan kun gives til regulering i fårenes læmningsperiode.

1.3 Overvejelser i forhold til regulering af ræve

For en række pattedyr kan reguleringen foregå uden forudgående tilladelse fra Naturstyrelsen. Det gælder regulering af ræv, husmår og ilder, som uden forudgående tilladelse kan foregå ved bebyggelse, samt i



Fig. 1. Rævehvalp fotograferet sammen med hunræven ved grav d. 2. juni 2008. Hvalpen er ca. 9 uger gammel. Den og de 5 øvrige hvalpe fodres af to voksne ræve. Jagt ved ynglegraven kan føre til, at de voksne ræve forlader graven. På denne tid af året er det ikke altid muligt at afgøre antallet af hvalpe, da hvalpene i den alder bevæger sig et godt stykke fra graven og kan ligge skjult i omgivelserne. Foto Sussie Pagh

forsvarlige indhegninger med fjerkræ. Rævehvalpe kan desuden reguleres uden for rævegrave i perioden 1. juni-31. august, og i februar måned må ræve reguleres i egne, hvor de udøver skade på den øvrige fauna. Yderligere må ræve fanges i fælder hele året på ejendomme, hvor der er udarbejdet biotopplaner. Dette område udgør i dag mindst 110.000ha fordelt på 250 ejendomme (Jørn Pagh Bertelsen, pers. medd.). Området med biotopplaner svarer til lige godt halvdelen af det areal som danske byområder dækker (172.276ha) eller ca. 2x Bornholms areal.

Ræve og flere andre rovpattedyr er ikke beskyttet på samme måde som fugle. Ifølge ”Bekendtgørelse om vildtskader” kap. 3 § 10 -20 kræves der forudgående tilladelse til at regulere fugle, som gør skade på gartnerier, marker, ved fiskedambrug eller fiskeredskaber eller på den øvrige fauna. Desuden må der ifølge Jagtlovens §3. stk. 2 ikke drives jagt på fugle i yngletiden.

Da der ikke er krav om tilladelser fra offentlig myndighed eller krav om dokumentation for den skade som ræve forvolder på den øvrige fauna, betyder det en principiel udvidelse af jagttiden på ræv. Ræve kan enten jages eller reguleres fra 1. juni - 29. februar

(dog kun rævehvalpe fra 1. juni-31. august), hvis en grundejer eller jagtberettiget skønner at ræven gør ”skade” på den øvrige fauna. Den egentlige fredningstid for ræv er således indskrænket til 3 måneder, 1. marts – 31. maj, og dette kun i områder uden biotopplaner, hvor voksne ræve også i yngletiden må fanges i fælder.

Aflivning af hanræve i yngletiden (ikke kun hunræve), kan betyde at nogle af de mindste hvalpe lider sultedøden evt. i en sen alder, idet hanræve og ræve fra tidligere kuld bringer en del føde til hvalpene. D. 1. juni, hvor rævehvalpe må jages ved graven, er hvalpene stadig afhængig af at få bragt føde fra de voksne ræve (Fig. 1.). Hvalpene er typisk 9-11 uger gamle og vejer 3-4 kg. (Lloyd 1980) dvs. at de vejer ca. halvdelen af hvad en voksen ræv vejer (gn. han 7.6 kg, gn. hun 6.4). På denne tid af året er det ikke muligt at afgøre antallet af hvalpe, da hvalpene i denne periode bevæger sig et godt stykke fra graven og kan ligge skjult i omgivelserne. Jagt på hvalpene ved graven kan betyde, at de hvalpe og voksne ræve som er tilknyttet graven splittes, og at halv voksne hvalpe efterlades og dør. Det vurderes, at det ud fra en dyreværns mæssige årsager vil være bedre, hvis man aflivede hvalpene på et tidligere stadie.

Med muligheden for at udarbejde biotopplaner for ejendomme på over 22 ha, er det område, hvor ræven må bekæmpes hele året udvidet. Også muligheden for tilladelse til regulering af ræv i forsvarlige indhegninger med fårehold udvider det areal som rævene kan reguleres på. Det skal i denne forbindelse nævnes, at der med forsvarlig indhegning menes, at fårene skal være forsvarligt indhegnet, så ræve ikke kan komme ind i indhegningen, og at denne tilladelse kun gives i læmningsperioden.

Ræve reguleres på flere af statens områder bl.a. Amager (Sven Norup, personlig medd.), hvor der er etableret 25 kunstgrave, med overvågningskameraer i 3. Ræve med hvalpe i kunstgravene fanges og aflives. I Nyord, hvor rævene ifølge Vildtinformation 2008 menes at gøre skade på ynglende fugle i eng- og vådområder, har Naturstyrelsen indgået en aftale med den lokale jagtforening på Nyord om, at de lokale medlemmer kan gå på jagt på styrelsens arealer efter bæredygtige principper og afholde jagter for nyjægere samt invitere nyjægere med på foreningens årlige hare- og fasanjagt. Til gengæld forpligter foreningen sig til at være med til at bekæmpe ræve på arealerne.

Ræve, som skaber problemer i byområder, bortreguleres ofte med hjælp fra kommunen eller Naturstyrelsens vildtkonsulenter, som kan henvise til en lokal "vildtregulator", som kan fjerne ræven. Bortskaffelse af ræve kan skabe nabostridigheder, da der i samme nabolag kan være beboere, som værner om den selv samme ræv, som andre ønsker fjernet (Pagh 2010). Antallet af ræve som bortreguleres i byområderne kendes ikke, da bortregulerede ræve registreres under den generelle vildtudbyttestatistik.

Årsagen til den øgede jagt og regulering af ræve i de senere år er ikke et udslag af en forventning om, at rævebestanden er større end tidligere. Vildtudbyttet af ræv på nationalt plan er i dag ca. 30% lavere end da vildtudbyttet af ræv var på sit højeste i perioden 1960-1990. Hvis

vildtudbyttet er et udtryk for bestandsstørrelse, så er bestanden af ræve i dag mindre end tidligere. Nedenstående artikler i dagspressen og på hjemmesider tyder på, at reguleringen snarere imødeser en efterhånden udbredte holdning om, at ræven kan gøre "skade" på den øvrige fauna, og at den har en afgørende rolle i forhold til de tilbagegange der er i bestande af fx harer, agerhøns og vadefugle: Fx: "Rævetruer fuglereservater" 11.05.2007/ DR-indland, "Ræve åd 20.000 fugle"/ Avisen.dk, "Ræve rydder rederne" 25-05.2010 (I artiklen anskueliggøres med britiske undersøgelser, hvordan en intensiv bekæmpelse af ræve vil gavne bestandene af harer, agerhøns og vadefugle)/ Jyllandsposten, "Ræve giver ragnerok i reservater" 12.06.2010/Dof.dk, "Ræve mæsker sig i marskens fugle" 22.06.2011/Jv.dk mfl.

Ifølge HedeDanmarks hjemmeside er jagt, vildt og naturinteresser i stigende grad incitamentet for at investere i skov- og landbrugsejendomme. Der er ofte en bedre økonomi i at pleje vildtet frem for at drive jordbrug. Det betyder en mere driftsorienteret tilgang til natur- og vildtpleje på ejendomme, et stigende ønske om optimering af jagten fx med et ønske om at få lov at udsætte fasaner og agerhøns. Dette driftsmæssige forhold til naturen, kan føre til et øget ønske om regulering af ræv, hvilket den nuværende lovgivning har banet vejen for. HedeDanmark anbefaler desuden, at man i visse områder bekæmper ræve for at øge vildtudbyttet.

På HedeDanmarks hjemmeside, under afsnittet om "Regulering af skadevoldende vildt" står følgende: "*For at sikre bedst tænkelige livsbetingelser for vildtet vil regulering af skadevoldende vildt være nødvendigt i et vist omfang. Især i forbindelse med en række vildtarters reproduktion kan forekomsten af rovvildt og deraf følgende prædation være af afgørende betydning for succes med reproduktion. Som eksempel på prædationens betydning i vildtbestande kan nævnes en svensk undersøgelse af prædation på råvildt. Den viste, at op til 60% af produktionen af lam blev ædt af ræv. Her ville en regulering af rævene sandsynligvis have*

en effekt på reproduktionen af råvildt". www.hededanmark.dk/Regulering-af-skadevoldende-vildt.2187.aspx (se side 11 om prædationstryk på rådyr).

2. Rævens rolle som prædator

Dette afsnit er baseret på en reviewartikel af (Pugh & Baker, in prep), hvor videnskabeligundersøgelser af rævens prædationstryk og rolle som prædator i Europa er samlet. De vigtigste konklusioner fra denne reviewartikel gengives i dette afsnit i forhold til danske arter.

2.1. Generelt om prædation

Det er ikke ukompliceret at måle en prædators effekt på et bytte. I vurderingen af prædationens betydning for et bytte, bør følgende være med i overvejelserne omkring effekten:

- Tabet af unger kan i nogle tilfælde være relativt stort hos byttet, uden at det har nogen effekt på byttepopulationen (Gibbons et al. 2007).
- Prædation på en byttepopulation kan være med til at favorisere de overlevende individer i forhold til føde og andre habitatforhold, og en prædator kan på sigt gavne byttepopulationen ved at mindske antallet af syge og svage individer i at reproducere sig (Gibbons et al. 2007).
- En prædator begrænser kun byttepopulationen, hvis prædationen er "additiv" dvs., hvis prædatoren tager mere af byttepopulationen end den del af byttepopulationen, som under alle omstændigheder ville være bukket under af andre årsager. Man kan derfor ikke slutte at en prædator forårsager en nedgang i byttepopulationen blot ved at måle, hvor stor en del af populationen prædatoren tager (Gibbons et al. 2007).
- Specialistprædatorer vil typisk være begrænset af deres bytte, mens generalistprædatorer som fx ræve typisk vil skifte til et alternativt bytte, hvis et byttedyr bliver sjældent (Angelstam et al. 1984, Jedrzejewski & Jedrzejewski 1992, Dell'Arte et al. 2007).

Det vil for det meste betyde, at byttet får mulighed for at stige i antal, men det kan også betyde at generalistprædatorers lejlighedsvis og mere tilfældige pres på et sjældent bytte kan begrænse byttepopulationen (Gibbons et al. 2007).

- Byttedyr præderes sjældent af et enkelt rovdyr. Inter- og intraspecifik konkurrence vil forekomme mellem rovdyr i et rovdyrsamfund (Lindstrom et al. 1995, Palomares & Caro 1999, Kowalczyk et al. 2008, Carlsson et al. 2010). Derfor vil bekæmpelse af en enkelt prædator, for at beskytte en sjælden art i et område ofte ikke have en permanent positiv effekt. Bortregulering af en prædator vil i mange tilfælde bevirke at indvandrende rovdyr fra tilstødende områder indtager området og genskaber prædationstrykket på byttedyrene i området (Bolton et al. 2007, Baker, Harris 2006).

Videnskabelige artikler vedr. rævens prædation på et bytte anlægger generelt tre forskellige tilgangsvinkler: 1) Sammenligninger af ræv-og bytte populationen over en lang årrække enten via vildtudbyttestatistik eller via tællinger af fx spor. 2) Undersøgelser af rævens effekt på byttepopulationens ynglesucces fx målt ved den procentvise del af ungeproduktionen som ræven tager eller målt via størrelsen af byttepopulationens størrelse efter ynglesæsonen typisk om efteråret. 3) Undersøgelse af habitat relateret prædation, hvor prædationstrykket på byttet sammenlignes i forskellige omgivelser.

2.2 Antallet af ræve og andre rovdyr i forhold til tidligere

Der er uenighed om hvorvidt bestanden af ræve er steget i Europa. Reynolds & Tapper (1996) mener at ræve er blevet mere talrige indenfor de seneste 100 år på grund af mindre forfølgelse og større fødeudbud, og Stubbe (1999) mener at en succesfuld vaccination mod rabies har bevirket en stigning i

bestanden. Vildtudbyttestatistikker fra "The National Gamebag Census" i England viser en femdobling af antal nedlagte ræve i perioden 1976-1990 og herefter et mindre fald (Gibbons et al. 2007). Estimeringer af rævebestanden i England viser på den anden side at bestanden af ræve i England de seneste 30 år har været stabil (Macdonald et al. 1981, Harris et al. 1995, Webbon et al. 2004) og data samlet af "Breeding Bird survey" i England viser ligefrem et fald i antallet af ræve på 34% mellem 2000 og 2005. Bestanden af ræve i Bristol er fulgt nøje. Her var bestanden i 2005 faldet til en femtedel af, hvad den var i 1994 før udbrud af skab (Baker et al. 2006). Ser man på de danske vildtudbyttestatistikker, er der et fald i antallet af nedlagte ræve på godt 30% siden antallet af nedlagte ræve var på sit maksimale fra 1960-1990. Tager man vildtudbyttestatistikken som et udtryk for bestandsstørrelse i Danmark, er bestanden af ræve i dag på niveau med rævebestanden før 1950 (se side 10 Fig. 3.c).

Vildtudbyttestatistikker af mårdyr er kun delvist tilgængelige. I England har der været et fald i vildtudbyttet af lækat *Mustela erminea* siden 1970, sandsynligvis som resultat af mindre fældefangst (Gibbons al. 2007). Et dramatisk fald i vildtudbyttet af brud (1/4 af vildtudbyttet i 1960) sættes i forbindelse med reducerede græsarealer, og dermed et fald i antallet af studsmus, som er hovedføde for brud (Gibbons et al. 2007). Antallet af mink *Mustela vison* er steget efter dens første yngleforsøg i England i 1956, men populationen har stabiliseret sig siden 1980. Ifølge den danske vildtudbyttestatistik www.dmu.dk/dyr-planter/dyr/vildtudbytte/ er antallet af ilder *Mustela putorius* og lækat faldt til under 1/4 i perioden 1955 til 1982, hvorefter jagt på lækat blev forbudt. Udbyttet af ilder er faldet med yderligere 20% siden 1982.

Der er langt bedre dokumentation for antallet af fugle end for antallet af pattedyr. Mens vurderinger af pattedyr næsten udelukkende baseres på vildtudbyttet, så findes der direkte tællinger af rovfugle og

andre fugle. Disse tællinger tyder på at rovfuglebestandene over hele Vesteuropa er steget markant (Gibbons et al. 2007). Rovfuglebestande er indenfor de senere år genetableret og i fremgang efter indflydelsen af pesticider og forfølgelse er aftaget (Gibbons et al. 2007).

I England er antallet af musvåger *Buteo buteo* steget med 500%, antallet af spurvehøge *Accipiter nisus* L er steget med 100% og krager med 80% i perioden 1970-2005 (Gibbons et al. 2007). Desuden er bestanden af kærhøge steget til det dobbelte de sidste 10 år (Gibbons et al. 2007). Ifølge Dansk Ornitologisk Forenings punkt-tællinger er antallet af musvåger i Danmark fordoblet siden 1975, antallet af rørhøge *Circus aeruginosus* er steget 400% fra 1985 til i dag og antallet af gråkrager *Corvus corone* i Danmark er steget med 50% siden 1975. Vildtudbyttestatistikken på krager er faldet med 60%, hvilket afspejler nye jagtrestriktioner i forhold til jagt på krager.

Efter erfaringer med vildtudbyttestatistik fra engelske forhold, er Baker et al. (2006) kritiske overfor at bruge dem som mål for populationsstørrelser. Vildtudbyttestatistikker er ikke nødvendigvis pålidelige i forhold til bestandsstørrelsen (Baker et al. 2006). Det antal dyr der figurerer i disse statistikker er i høj grad påvirket af jægerens ihærdighed og ændringer i lovgivningen, og der findes ikke pålidelig metode til at kalibrere disse statistikker (Baker et al. 2006).

Sammenligningen mellem DOF's tællinger og vildtudbyttet af krager i Danmark viser, hvordan en lovændring påvirker vildtudbyttestatistikken. DOF's tællinger viser, at der er sket en svag stigning i antallet af krager, mens der er et fald i vildtudbyttet af krager efter stramningen af jagtloven (Fig. 2 a og b).

Det stigende vildtudbytte hos ræv i England tilskriver (Baker et al. 2006) ændringer i jagtmetoder. Forgiftede ræve figurerer fx ikke i vildtudbyttestatistikkerne.

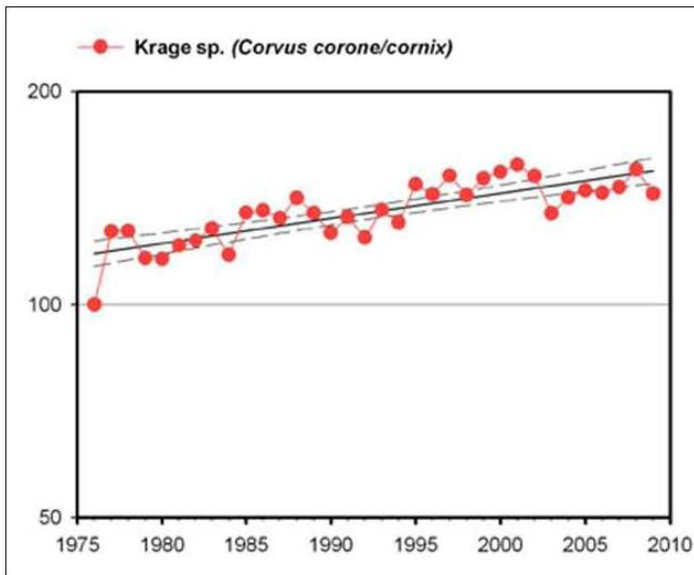


Fig. 2. a. Tællinger af Krager (ynglebestand) Ifølge DOF www.dofbasen.dk/ART/art.php

2.3 Metodiske problemer i forhold til måling af prædationstryk

Metodiske fejlvurderinger bør overvejes, når man vurderer en prædators prædationstryk. I mange undersøgelser af prædationstrykkets størrelse på enten ynglende pattedyr eller fugle, opsøges rålam, harekillinge eller fuglereder, for at tjekke skjulestedet eller reden for prædation. Skjulestedet eller reder besøges også for at påmontere radiosendere på rålam eller harekillinge eller for at placere dataloggere eller overvågningskameraer. I nogle tilfælde opsøges disse steder gentagende gange i løbet af undersøgelsen fx (Draycott et al. 2008, Olsen 2003, Jarnemo & Liberg 2005, MacDonald & Bolton 2008, Bellebaum & Bock 2009). Da ræve både er nysgerrige og lærer hurtigt, især hvis deres adfærd belønnes, vil sandsynligheden for at et rålam, harekilling eller rede præ-

deres af ræv øges, hvis stedet besøges af mennesker. I undersøgelser hvor der foretages redebesøg henvises bl.a. til undersøgelser af fx (Galbraith 1988) og (Fletcher et al. 2005), som ikke finder nogen effekt på klæknings succes efter besøg af mennesker ved en rede. Undersøgelse af (Westmoreland & Best 1985) og (Major 1990), viser imidlertid, at besøg af mennesker ved reder kan betyde en øget prædation og dermed en fejlvurdering af prædationstrykket. Teunissen et al. (2008) erfarede at ræve i nogle tilfælde reagerede på opsætning af overvågningskameraer.

Det er muligt, at det er en del af rævens naturlige adfærd at holde øje med større prædatorer fx mennesker, for at se om der kunne være bytterester som kan udnyttes. Effekten af at tjekke reder eller at opsøge rålam og harekilling på deres skjulesteder vil formentlig virke på ræve, som hvis man gik rundt i et område og efterlod godbidder. Ræve vil hurtigt regne ud, at det er fordelagtigt at gå i menneskers fodspor. Påmontering af radiosendere har også vist sig at kunne nedsætte konditionen hos unger af fx vib *Vanellus vanellus* og dermed øge prædationstrykket på ungerne med sendere. Metoden kan dermed være årsagen til et større og ændret prædationstryk end naturligt forekommende (Schekkerman et al. 2009)

Det bør i enhver korrelation mellem populationer diskuteres om korrelation repræsenterer en direkte sammenhæng mellem populationerne eller om korrelationen kan være et udtryk for andre sammenhænge. Fx er der en høj negativ korrelation ($-0,85 < r < -0,9$)

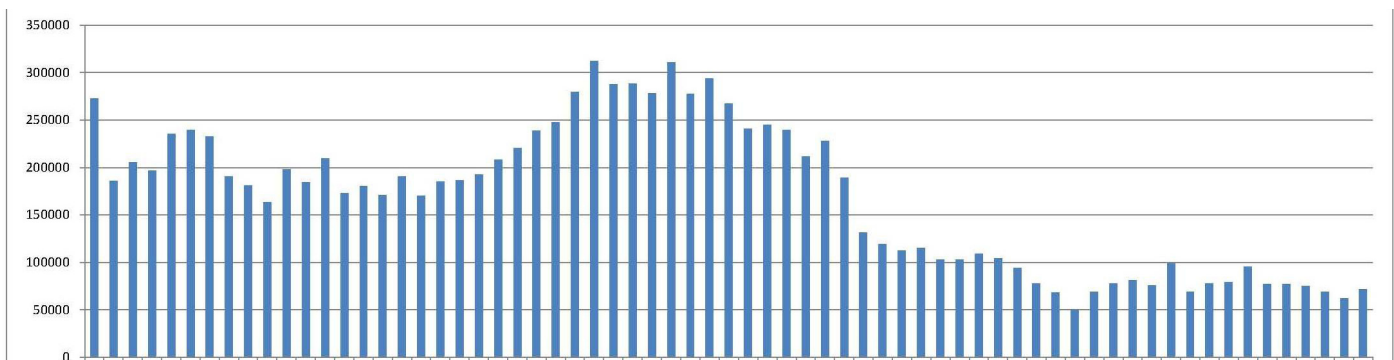


Fig. 2. b. Vildtudbytte af krage 1943-2009 ifølge DMU www.dmu.dk/dyr-planter/dyr/vildtudbytte/

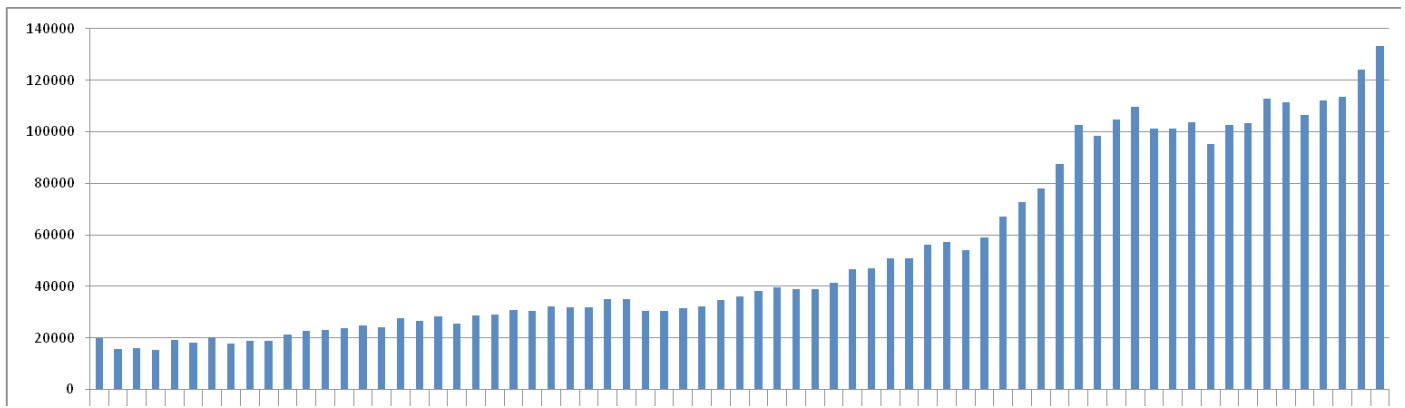


Fig. 3.a Vildtudbytte af rådyr 1941-2009 Ifølge DMU www.dmu.dk/dyr-planter/dyr/vildtudbytte/

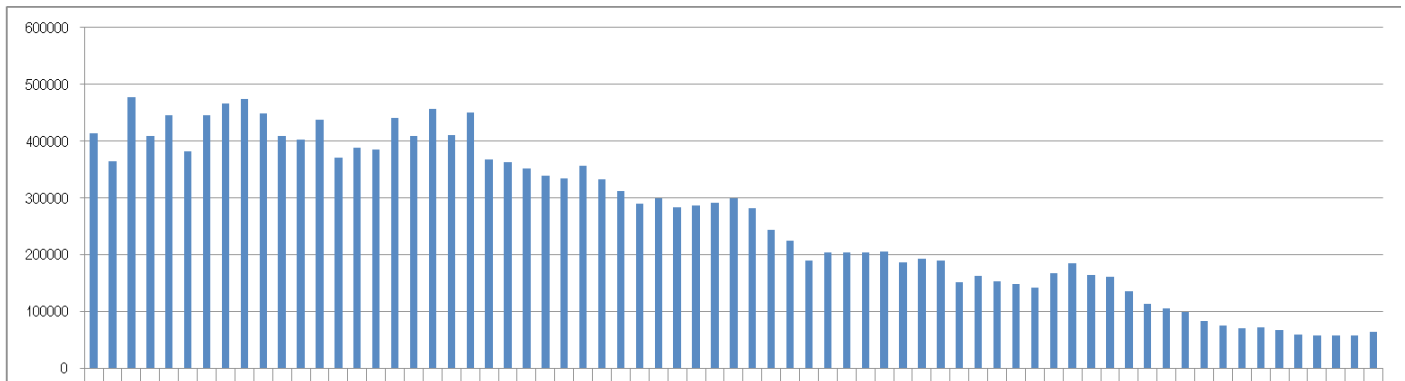


Fig. 3.b. Vildtudbytte af hare 1941-2009 Ifølge DMU www.dmu.dk/dyr-planter/dyr/vildtudbytte/

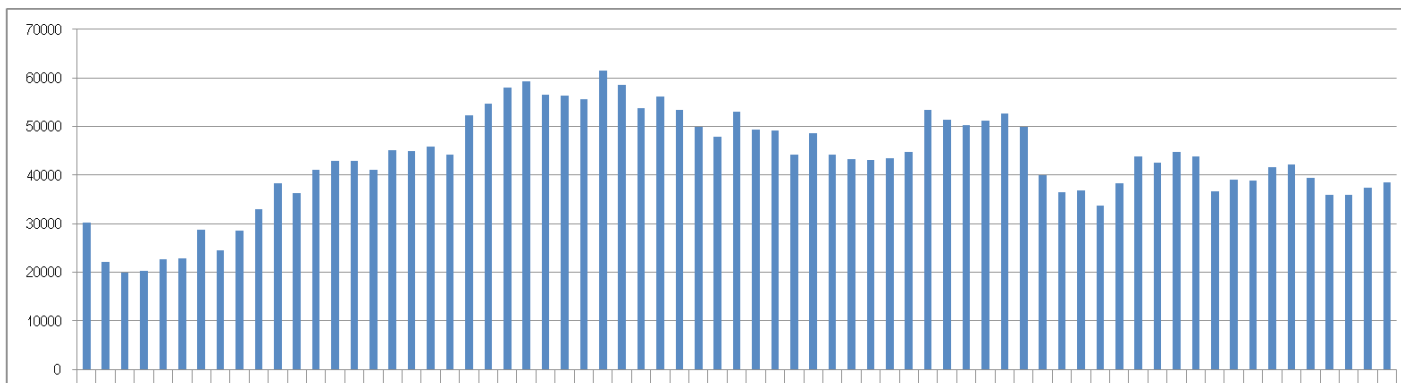


Fig. 3.c Vildtudbytte af ræv 1941-2009 Ifølge DMU www.dmu.dk/dyr-planter/dyr/vildtudbytte/

mellem vildtudbyttet på rådyr og hare (Fig. 3a-c), men der ingen signifikant korrelation er mellem vildtudbytte af ræv og hare på landsplan (Analyse: Crosscorrelation; Paste).

3. Rævens indflydelse på jagtbare arter

Der er to hovedinteresser i rævens prædationstryk på jagtbare arter. Den første er interessen for at skabe et større vildtudbytte til jagtlige formål, og den anden, som især er blevet aktuel indenfor de seneste år, er i forhold til bevaring af bestande fx agerhøns og hare, som over hele Europa er gået stærkt tilbage gen-

nem de seneste 50-70 år (Potts 1986, Edwards et al. 2000, Potts et al. 2010, Benton et al. 2002, Falcucci et al. 2007, Kuijper et al. 2009, Knauer et al. 2010, Reino et al. 2010). Mange jagtforvaltere ser stadig rævejagt som en naturlig del af vildtplejen i forhold til at fremme udbyttet af fx fasaner, agerhøns og hare (Jensen 1977, Reynolds & Tapper 1996). For mindre end 100 år siden så man prædator kontrol nærmest som en borgerpligt, og efterhånden som større prædatorer som ulv og los er udryddet skifter interessen til andre mindre prædatorer som fx ræv og mårdyr (Reynolds & Tapper 1996). I dag er rovdyrene omfattende af og i nogen grad beskyttet af lovgivningen.

Der er en bred enighed om at landskabsændringerne og intensivning af landbrug især gennem de seneste 50-70 år er årsagen til at jagtbare arter er reduceret i antal (Potts 1986, Edwards 2000, Potts et al. 2010, Benton et al. 2002, Falcucci et al. 2007, Kuijper et al. 2009, Knauer et al. 2010, Reino et al. 2010). Årsagerne menes at være det moderne kulturlandskab med større byer, stærkt udbyggede vejnet, fragmenterede skove og naturarealer, samt marker med afgrøder i stedet for kreaturgræsning. Som en særlig afgørende faktor nævnes et øget forbrug af sprøjtemidler, som fjerner eller begrænser mængden af vilde planter og invertebrater, som danner fødegrundlag for mange fugle og mindre pattedyr.

3.1 Rådyr *Capreolus capreolus*

Undersøgelser af rævens rolle som prædator overfor rådyr viser, at ræve kan have en effekt på rådyrbestanden, og at ræve i områder uden andre større prædatorer ved siden af mennesket er den vigtigste prædator på rådyr (Jarnemo & Liberg 2005, Lindström et al. 1994, Kjellander & Nordström 2003, Panzacchi et al. 2008). Rådyr tages især som lam i deres første otte uger (Aanes & Andersen 1996, Jarnemo et al. 2004, Jarnemo 2004). Råen er i de fleste tilfælde i stand til at forsvare lammet, og at jage ræven på flugt. Ud af 49 tilfælde hvor ræv og rå mødtes, blev der observeret et angreb fra råen mod ræven i 59% tilfælde og i 90% af disse tilfælde blev ræven jaget på flugt (Jarnemo 2004).

Ræven anses imidlertid, selv i områder med høj prædationstryk, ikke for at være nogen trussel mod rådyrbestanden, da rådyrbestanden gennem de seneste 100 år har tiltaget betydeligt i antal i hele Europa (Fuller & Gill 2001), (Jarnemo, Liberg 2005).

Vildtudbytte af rådyr (Fig. 3a) er ifølge Danmarks Miljøundersøgelser steget fra under 20.000 årligt i 1940-erne til et udbytte på over 120.000 rådyr. Den kraftige stigning i vildtudbyttet af rådyr i Europa tilskrives en generel øgning af skovarealerne gennem de seneste årtier, en mere ekstensiv dyrkning af

vinterafgrøder og mindre konkurrence om føde fra græssende husdyr (Fuller & Gill 2001), samt et generelt mildere klima og mindre snedække (Mysterud & Østerby 2006).

Antallet af rålam som præderes af ræv varierer stærkt. Fx fandt man et prædationstryk på 13 % i områder af Norge med en tynd bestand af rådyr (Panzacchi et al. 2008). I et naturreservat i Sverige blev omkring 17% af lammene ædt af ræv (Nordström et al. 2009), mens 40-50% af rålammene blev ædt af ræv i landbrugsområder i Sverige (Aanes & Andersen 1996, Jarnemo et al. 2004, Jarnemo 2004). Årsagen til det varierende prædationstryk på rådyrbestanden anses for at være forårsaget af habitatforskelle eller af at rævens prædation på rådyrbestanden er afhængig af rådyrbestandens tæthed. Panzacchi et al. (2008) fandt et tæthedsafhængigt prædationstryk af ræv på rådyr i Norge. I de nordlige egne, hvor der var få rådyr, var der et lavere prædationstryk fra ræv på rålam (13%) end i sydligere egne, hvor rådyrbestanden var tættere (25%). Undersøgelsen af (Panzacchi et al. 2008) tydede på, at ræve i områder med meget tæt rådyrbestand specialiserede sig i jagt på rålam om foråret. At ræven først tager rådyr, når bestanden er tæt, kan hænge sammen med at jagt på rådyr er tidskrævende og besværligt bytte for ræve. Jarnemo (2004) observerede, hvordan ræve brugte en bestemt "sit and wait" jagtteknik, når de jagede rålam. Rævene overvågede et område for at spotte råen eller lammet. Denne teknik er forholdsvis tidskrævende for ræven, og måske af den grund bruger ræve ikke tid på at jage rålam i områder med få lam. Denne jagtteknik forklarer måske også, hvorfor ræve ser ud til at udgøre et større prædationstryk på rådyr i åbne habitater (Aanes & Andersen 1996) (Panzacchi et al. 2009), hvor rævene har bedre udsyn.

Også forekomsten af alternativt bytte, specielt antallet af studsmus kan have indflydelse på det prædationstryk, som ræven udøver på rålam (Kjellander & Nordström 2003).

I to tilfælde, fra øer er der fundet tæthedsafhængig dødelighed hos rådyr (Andersen & Linnell 1998, Halberg & Gregersen 2010). På den Norske ø Storfosna (10 km²), steg rådyrbestanden fra 10-40 rådyr pr. km² fra 1991-1994 i fravær af rovdyr. I denne periode steg dødeligheden fra 10-18% og antallet af dødfødte lam steg fra 5%-15%. En lignende hændelse berettes fra den danske ø Vorsø (0,65km²) (Halberg & Gregersen 2010). Her steg rådyrbestanden fra normalt 8-12 dyr til 40-50 dyr i den periode (1991-1995), hvor ræve var væk fra øen på grund af skab.

Mod slutningen af perioden blev der fundet 49 døde rådyr på øen. Da ræven vendte tilbage til Vorsø i 1995, var bestanden af rådyr faldet til niveau som før 1991 (Halberg & Gregersen 2010). Disse eksempler tyder på, at prædation ikke nødvendigvis på sigt vil være den begrænsende faktor for rådyret, selvom bestanden umiddelbart øges i fravær af ræve. Det er sandsynligt at rævene på Vorsø og Storfosna har taget den del af rådyrbestanden, som man kalder "the doomed surplus" dvs. dyr i populationen som af forskellige andre årsager end prædation alligevel vil dø (se side 7).

Konklusionen på gennemgangen af artikler vedr. rævens prædation på rådyr:

- Prædation på rådyr vil formentlig være relativt højere i åbne habitater, hvor ræven kan få et godt overblik, når den jager rålam.
- Stor tæthed af rådyr kan bevirke at ræven i den periode, hvor der er lam, specialiserer sig på rålam. Ved lave tætheder er jagten på rålam formentlig for tidskrævende til, at det kan betale sig for ræven at jage rålam.
- Områder med lav forekomst af studs mus kan få ræven til at skifte til alternativt bytte herunder rålam
- Prædation af ræv på rådyr kan være med til at forhindre tæthedsafhængig dødelighed hos rådyr

3.2 Hare *Lepus europaeus*

Vildtudbyttet af hare er faldet markant over hele Europa siden 1960-erne (Smith et al. 2005). Kun i det sydlige Sverige, hvor hare blev indført sidst i det 19 årh. trives hare og har spredt sig relativt hurtigt (Jansson & Pehrson 2007). Vildtudbyttet på hare i Danmark er faldet fra omkring 400.000 årligt til omkring 60.000 årligt (Fig.3.b)

Korrelationer mellem vildtudbytte af ræv og hare tyder på at ræve har en begrænsende effekt på harepopulationen (Schmidt et al. 2004, Knauer et al. 2010). Knauer et al. (2010) fandt i modsætningen til Schmidt et al. (2004) imidlertid, at tendenser i landbrugsområder havde en stærkere negativ effekt på harebestanden end antallet af ræve.

To undersøgelser, hvor ræve er fjernet fra områder i hhv. Polen og England viser en efterfølgende stigning i antallet af harer (Panek al. 2006, Reynolds al. 2010). Estimerer af rævens prædationstryk på harepopulationer er i nogle områder målt til at være på 76-100% af den årlige reproduktion (Reynolds & Tapper 1995). Sådanne estimeringer må imidlertid være foretaget i områder med lav hare/ræv forekomst.

Selvom der i de foreliggende undersøgelser er enighed om, at ræven har indflydelse på harebestanden, er der også bred enighed om, at det er landskabsændringer, som er den afgørende faktor i forhold til det fald, der er sket i harebestanden i Europa. Smith et al. (2005) konkluderer på baggrund af 77 videnskabelige artikler fra 12 forskellige Europæiske lande vedrørende mulige årsager til nedgangen i harebestanden, at habitatændringer forårsaget af landbrugets effektivisering, er den ultimative årsag til harebestandens fald, og at faktorer som klimaændringer og antallet af prædatorer blot forstærker effekten af tabet af kvalitetshabitater med føde og vegetationsdække året rundt.

Knauer et al. (2010), Panek (2009) og reviewartiklen af Smith et al. (2005) er enige om, at habitatforbedringer er mere effektive end bekæmpelse af ræve i forhold til at øge bestanden af harer. Dette er ikke i overensstemmelse med Reynolds et al. (2010) og Schmidt et al. (2004). I undersøgelsen af Schmidt et al. (2004) er tendenser i ændring af markafgrøder brugt som habitatparametre. Artiklen diskuterer ikke om disse parametre er velvalgte i forhold til en vurdering af, om det er ræv eller habitatparametre, som er den afgørende faktor i forhold til ræve. Parametre som habitatdiversitet, brakmarker, vegetationsdække og småskove har i andre undersøgelser vist sig at være positivt korreleret med tætheden af harer (Smith et al. 2004, Smith et al. 2005, Panek 2009).

Artiklen af Reynolds et al. (2010) viser at habitatforbedringer sammen med regulering af ræv øger antallet af harer betydeligt, mens en forbedring af habitatparametre alene ikke har den ønskede positive effekt på harebestanden. Dette resultat kan skyldes habitatrelateret prædation eller lav tæthed af harer i undersøgelsesområdet. Lav tæthed af harer blev netop fundet i områder med simple vegetationsstrukturer i landbrugsområder (Panek 2009).

I review artiklen af Smith et al. (2005) konkluderer det, at der er et behov for en bedre forståelse af, hvordan frugtbarhed og overlevelse hos harer er influeret af habitatparameter, før man kan forstå, hvordan den habitatrelaterede prædation virker. Prædationstrykket kan være øget, fordi harer har tendens til at samle sig i kanten af marker, hvor de har større risiko for at blive opdaget af ræve (Panek 2009). Etablering af flere hegn kan være med til at øge prædationen. Habitatforbedringer kan ved en manglende forståelse af, hvordan den habitatrelaterede prædation virker få en modsat effekt end den ønskede.

Undersøgelser viser, at der kan være en sammenhæng mellem lave tætheder af studsmus, og det antal harer som indgår i føden hos ræv: Undersøgelsen af

Goszcynski & Wasilewski (1992) viste at harer formentlig fungerede som et alternativt bytte for ræve, når der var få studsmus. I en undersøgelse i Polen blev der kun fundet en negativ sammenhæng mellem antallet af studsmus og antallet af efterladenskaber af harer ved rævegrave i områder med tætte bestande af harer (Panek 2009). I områder med lav tæthed af harer kunne der ikke påvises en sammenhæng mellem antallet af studsmus og antallet af harer i rævens føde (Panek 2009). Da lav tæthed af hare i denne undersøgelse blev fundet i områder med lav habitatdiversitet, kan harene specielt i disse områder have været forholdsvis lette at fange.

I forhold til fald i harebestanden bør specielt to forhold undersøges. Årsagen til fald i reproduktion og en mulig genetisk forurening af harebestanden. Undersøgelser i Tyskland, Østrig og Danmark viser at reproduktion hos harer er lavere end potentialet (Bensinger et al. 2000, Hackländer et al. 2001, Jensen 2009). Desuden kan tidligere tiders udsætninger af harer fra Sydeuropa i Central- og Vesteuropa have påvirket lokale harebestandes genetik, så de er dårligere tilpasset til det sted, de lever i dag, herunder også evnen til at modstå prædation (Angelici et al. 2000). Opdræt og udsætninger af harer ophørte med at være lovligt i Danmark i 1993 (Jensen 2009).

Konklusionen på gennemgangen af artikler vedr. rævens prædation på hare:

- Ræve kan have en begrænsende effekt på harepopulationer i områder, muligvis specielt i områder med lav tæthed af harer.
- Prædation af ræv på hare kan være habitatrelateret. Prædationen aftager med stigende habitatdiversitet.
- Dårligt kendskab til hvordan prædationstrykket er relateret til habitat kan resultere i ”økologiske fælder” som fx markkanter og hegn, hvor ræve let kan finde harene.

- Harer kan fungere som et alternativt bytte for ræven i områder med lav forekomst af studsmus.
- Flytninger af harer specielt fra Syd-europa til Nordeuropa kan have ændret lokale harebestandes genetik, så de har en dårligere fitness, herunder en større sårbarhed over for prædatorer.

3.4 Vildkanin *Oryctolagus cuniculus*

Vildkaninen stammer fra den Iberiske halvø, og er nu udbredt over det meste af Europa, hyppigst i Vest og Central Europa med den nordiske grænse i Syd Danmark og Sverige (Homolka & Zima 1999). Inden for de seneste 50 år er kaninpopulationer over det meste af Europa reduceret på grund af myxomatose og RHD (rabbit haemorrhagic disease) (Virgós et al. 2003). I Danmark indvandrede vildkaninen fra Slesvig- Holdsten omkring 1920 (Jensen 2007). Vildtudbyttetallene fra Sønderjyllands Amt og for landet som helhed viser en top omkring 1990, fulgt af et kraftigt fald (Jensen 2007), siden har bestanden af vildkanin været lav i Danmark (Fig.4).

Kaniner er et vigtigt bytteemne for ræve især i områder, hvor kaniner forekommer i store populationer (e.g. (Lloyd 1980), (MacDonald & Halliwell 1994), (Baker et al. 2006), (Delibes-Mateos et al. 2008). Delibes-Mateos et al. 2008) påviste en tæthedsafhængig prædation af ræv på kaniner. I områder med få kaniner, skiftede rævene til at jage andre små pattedyr, fugle, invertebrater, frugt og ådsler, mens rævene specialiserede sig på kaniner, når disse var talrige.

Selvom ræve yder et højt prædationstryk på kaniner i nogle områder, er der ikke noget som tyder på, at ræve generelt udgør nogen trussel i forhold til kaninpopulationer (Palomares & Ruiz-Martinez 1994, Baker et al. 2006, Knauer, Küchenhoff et al. 2010). Dog kan ræve begrænse antallet af kaniner i områder, med i forvejen lave tætheder af kaniner (Trout & Tittensor 1989, Delibes-Mateos et al. 2008).

Konklusionen på gennemgangen af artikler vedr. rævens prædation på kanin:

- Det er usandsynligt, at ræve udgør nogen trussel i forhold til kaninpopulationer, men ræve kan begrænse kaninpopulationer, hvis populationen i forvejen er lav.
- Ræves prædation på kaniner ser ud til at være tæthedsafhængig. Er der mange kaniner i et område vil ræve have tendens til at specialisere sig på kaninjagt. Hvis der er lav tæthed af kaniner vil ræve skifte til alternativt bytte.

3.5 Agerhøne *Perdix perdix*

Med undtagelse af Rusland og den Tjekkiske republik, hvor antallet af agerhøns stadig er stigende, så er agerhøne populationer i hele Europa faldet drastisk. Populationerne er faldet med 1%-80% og gennemsnitlig 30% (Kuijper et al. 2009). Agerhønen var tidligere en af Europas mest talrige vildtarter (Tapper et al. 1996). Populationsstudier i England viser, at populationen af agerhøns var stabil indtil 1950, hvorefter bestanden faldt stejl i perioden 1950-1970 (Kuijper et al. 2009). Efter 1970 har der været et mindre drastisk fald, men populationen er fortsat for

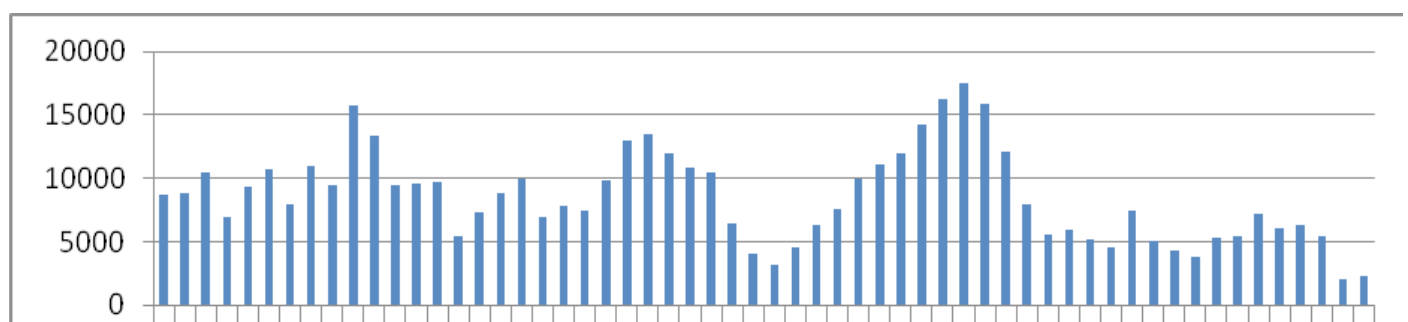


Fig. 4 Vildtudbytte af vildkanin 1952-2009 Ifølge DMU www.dmu.dk/dyr-planter/dyr/vildtudbytte/

nedadgående. Perioden med det stejle fald i populationen af agerhøns ser ud til at være ca. 10 år senere i resten af Europa end i England (Kuijper et al. 2009).

Kuijper et al. (2009) har samlet artikler som vedrører mulige årsager til fald i bestanden af agerhøns i England før og efter 1970. Af deres reviewartikel, fremgår det, at der er to hovedårsager til faldet i bestanden: 1) En væsentlig stigning i brug af sprøjtemidler og 2) omfattende landskabsændringer. I 1950'erne blev kun 15% af kornmarkerne sprøjtet med herbicider, mens mere end 90% af markerne i England blev sprøjtet i 1965 (Potts 1986, Potts et al. 2010). Det øgede brug af pesticider og herbicider har både haft en direkte effekt ved at forgifte fuglene, men især indirekte ved at insekter og vilde planter, som danner vigtigt fødegrundlag for hhv. kyllinger og voksne agerhøns, blev sprøjtet væk (Kuijper et al. 2009). Den gennemsnitlige kuldstørrelse hos både agerhøns og fasaner var signifikant højere i områder, hvor markskel var usprøjtede end områder med sprøjtede markskel (Rands 1985). Selvom anvendelsen af de stærkt toksiske dvs. umiddelbart dræbende pesticider, fx parathion, nu udfaset (Bjarne Clausen, personlig medd.), skaber sprøjtingen fortsat problemer i forhold til agerhønenes fødegrundlag.

Ændringen i landbrugsområder, den øgede markstørrelse, forsvindende hegn og udyrkede arealer samt faldet i antal marker med græssende kreaturer, har bevirket et fald i egnede redelokaliteter og fødesteder for agerhøns og dermed en nedgang i bestanden (Kuijper et al. 2009). Kuijper et al. (2009) konkluderer i deres undersøgelse, at mens det første stejle fald i bestanden af agerhøns er forårsaget af et stigende pesticidforbrug og landskabsændringer, så er det fortsatte fald i bestanden forårsaget af prædation med flere bagvedliggende faktorer.

Foruden ræve præderes agerhøns af lækat, brun rotte *Rattus norvegicus*, gråkrage, husskade *Pica pica*, spurvehøg, musvåge, blå kærhøg *Circus cyaneus* og rørhøg (Parish & Sotherton 2007, Watson et al.

2007, Bro et al. 2001). Watson et al. (2007) fandt, at omkring 32% af den totale mortalitet af agerhøns i Sydengland var prædatorer, og i Frankrig var den totale dødelighed hos hunner helt oppe på 73% (Bro et al. 2001). I undersøgelsen af (Watson et al. 2007) var ræv ansvarlig for 44% af dødeligheden, mens rovfugle stod for 56%. I undersøgelsen af (Bro et al. 2001) var pattedyr ansvarlig for 73% af dødeligheden, mens rovfugle stod for 29% af dødeligheden hos agerhøns. Da ræve kan æde rester fra bytte efterladt af rovfugle, men sjældent modsat, så kan dette føre til, at rævens prædation overvurderes i forhold til prædation fra rovfugle (Watson et al. 2007). Denne fejlkilde blev der kompenseret for i undersøgelsen af Watson et al. (2007).

I England fandt Watson et al. (2007), at tabet af agerhøns ved jagt var mere end dobbelt så stort som tabet til rovfugle, og at jagt i nogle områder kan føre til at bestanden af agerhøns forsvinder. Også i en dansk undersøgelse konkluderes det, at jagt på agerhøns i nogle områder ikke er bæredygtigt (Kahlert et al. 2008).

Potts & Aebischer (1995) peger på, at en reduceret regulering af prædatorer efter 1970 kan have ført til en højere prædation på agerhøns. I Nordfrankrig var prædationstrykket på agerhøns korreleret med antallet af rørhøg og blå kærhøg, mens der ikke blev fundet nogen sammenhæng mellem prædation og antallet af ræve og mindre mårstyr (Bro et al. 2001). Desuden fandt Bro et al. (2001) en positive sammenhæng mellem antal kær- og rørhøge og markstørrelse. Bro et al. (2001) konkluderer at habitatparameter (større marker) har været med til at øge prædationstrykket på agerhøns.

Parish & Sotherton (2007) fandt at rovfugle kompenserede for en nedgang i prædation fra pattedyr. I områder uden kontrol af rovpattedyr var andelen af agerhøns, som blev ædt af rovfugle 19%, mens prædation fra rovfugle steg til 56% i områder med regulering af rovpattedyr. I Tyskland fandt Knauer et al. (2010) ingen effekt af regulering af ræv på bestanden af agerhøns.

Tapper et al. (1996) viste at prædationsraten blev reduceret i to områder af Sydvest England ved intensiv kontrol af ræv, lækat, krage og husskade. Prædator kontrol øgede antallet af kuld og øgede reproduktionsraten hos agerhøns. Ynglepopulationen efter år med prædator kontrol var 36% højere end efter år uden prædator kontrol. Efter 3 år var ynglepopulationen 2.6 gange større i områderne med prædator kontrol end i områder uden (Tapper et al. 1996). Også i Danmark fandt (Jensen 1970) et øget vildtudbytte (50-100%) af både agerhøne og fasan *Phasianus colchicus* i år med rævebekæmpelse fra 1964-1974.

Prædationstrykket kan være habitatrelateret. En undersøgelse af Bro et al. (2004) viser, hvordan et nøje kendskab til rovdyrenes adfærd, kan være afgørende for en succesfuld forvaltningsplan. Bro et al. (2004) evaluerede et habitatforbedrende program i landbrugsområder i Frankrig. Modsat forventet faldt antallet af agerhøns, som overlevede vinteren, i områderne med habitatforbedringer. Dette modsætningsforhold skyldtes sandsynligvis, at der var større prædation i grønne bæltter, som ellers ansås for at være habitatforbedrende. Prædatorer lærte formentlig hurtigt, at det var let at finde agerhønsene i de grønne bæltter, som tiltrak agerhønsene. De grønne bæltter virkede dermed som "fælder" for agerhønsene. Også Rands (1988) fandt, at prædationstrykket var habitatrelateret fx steg redeprædationen på agerhøns med mængden af tørt græs og med stigende afstand til mellemrum i hegn.

Udsætninger af fasaner kan skade bestanden af agerhøns, da udsatte fasaner kan smitte agerhøns med nematoden *Heterakis gallinarum* (Kuijper et al. 2009). Mens en infektion med *Heterakis gallinarum* stort set ikke påvirker fasaner, så har inficerede agerhøns en lavere kropskondition (Tompkins et al. 2000, Tompkins et al. 2011). Jagt på udsatte fugle kan desuden medføre et højere jagttryk på agerhøns, fordi udsatte fugle forveksles med vilde agerhøns (Watson et al. 2007, Aebischer & Ewald 2010).

Kuijper et al. (2009) konkluderer i deres review-artikel, at årsagerne til faldet i populationen af agerhøns er intensivering af landbrugsdriften, og at prædation først spiller en rolle, når bestanden af agerhøns i forvejen er faldet til et lavt niveau. Desuden konkluderer de, at habitatændringer kan influere på prædationstrykket, og at hovedårsagen til det drastiske fald i populationen af agerhøns primært skyldes et fald i overlevelsesprocenten hos kyllinger, forårsaget af manglende fødemuligheder i det intensiverede moderne landbrug. I en dansk undersøgelse af Borg & Toft (2000), blev det vist, hvor meget tilstrækkelig insekttøde betyder for agerhønskyllingers overlevelse. Mangel på insekttøde, især i de første dage af agerhønskyllingens liv gør dem specielt følsomme over for kulde og regn og nedsætter dermed deres overlevelse (Borg & Toft 2000).

Også Knauer et al. (2010) tilskriver den lange periode med nedgang i agerhønsbestanden ændringer i landbrugets driftsform. I deres modeller ser ræven ud til at have en meget mindre effekt end tendenserne i landbrugsændringerne. Knauer et al. (2010) forventer ikke, at en reduktion i bestanden af ræve vil føre til en væsentlig ændring i bestanden af agerhøns, mens ændringer i landbrugsdriften formentlig vil have en signifikant effekt.

Konklusionen på gennemgangen af artikler vedr. rævens prædation på agerhøns:

- Hovedårsagen til faldet i antal af agerhøns er ikke prædation, men ændringer i landbrugsdriften, specielt anvendelse af herbicider og insekticider har ødelagt fødegrundlaget for agerhønskyllinger og voksne agerhøns.
- Selvom prædation kan have en effekt på agerhønsbestanden, så vil en bortregulering af ræve alene sandsynligvis ikke medføre en varig opgang i agerhønsbestanden, da andre rovdyr og specielt rovfugle ser ud til at kompensere for den manglende prædation fra fx ræv.

- Udsætninger af fasaner kan have en negativ effekt på bestanden af agerhøns. Dels fordi fasaner kan smitte agerhøns med nematoden *Heterakis gallinarum* og dels fordi der på jagter i forbindelse med udsætninger også skydes agerhøns.
- Prædationstrykket kan være habitatrelateret. Fx kan rovdyr let afpatruljere hegn og smalle grønne bæltter. Da grønne hegn og markskel tiltrækker agerhøns, kommer disse grønne bæltter til at virke som “fælder”
- Prædation på fasan fra ræv er i nogle områder ikke bæredygtig, og bestanden af vilde fasaner er muligvis afhængig af de årlige udsætninger af fasaner.
- Det store prædationstryk kan skyldes, at mange af de fasaner, der er i naturen, er udsatte og dermed ikke er tilstrækkelig tilpassede med en naturlig prædatorskyhed.
- Fasaner kan være specielt sårbare overfor prædation, fordi de ofte opholder sig i markskel og hegn, som let kan afpatruljeres af en ræv eller andre rovdyr.

3.6 Fasan *Phasianus colchicus*

Fasanen er ikke hjemmehørende i Europa. Den stammer oprindeligt fra Asien og er af flere omgange indført til Europa. I 1830'erne startede et stortilet opdræt og udsætning af fasaner i Europa til jagtlige formål. Når man betragter rævens rolle som prædator på fasaner, betragter man derfor en hjemmehørende prædator i forhold til et ikke hjemmehørende bytte.

Ræven er en vigtig prædator i forhold til fasaner (Erlinge 1984, Robertson et al. 1988, Riley & Schulz 2001, Baker et al. 2006, Baker & Harris 2006). Draycott et al. (2008) fandt at prædatorontrol (især ræv men også krager, lækat, brun rotte og grå egern *Sciurus carolinensis*) resulterede i en fordobling af ynglesuccesen sammenlignet med områder uden prædatorontrol. Draycott et al. (2008) mener at fasaner er specielt sårbare overfor prædation i yngletiden, fordi de i den periode befinder sig mere i markskel, hvor prædatorerne let kan finde dem.

Flere undersøgelser peger på, at ræve har en negativ effekt på fasanpopulationen, og at vilde bestande af denne introducerede art muligvis kun opretholdes på baggrund af de millioner af fasaner som udsættes hvert år til jagt (Baker et al. 2006, Robertson et al. 1988, Riley & Schulz 2001).

Konklusionen på gennemgangen af artikler vedr. rævens prædation på fasan:

4. Rævens rolle som prædator i forhold til jordrugende fugle i vådområder

Antallet af fugle i vådområder i Vesteuropa er gået stærkt tilbage i de senere år (Thorup 2006). Specielt gennem de senest 50 år har dræning af vådområder, enten for at anvende grundvandet til drikkevand eller områderne til landbrugsjord, reduceret Europas vådområder med omkring 60% (Silva et al. 2007).

Da stigningen i antallet af rovfugle og rovpattedyr til dels falder sammen med perioden, hvor antallet af mange fuglearter er gået ned i antal (Reynolds & Tapper 1996, Gibbons et al. 2007), har der blandt andet været et øget fokus på, om en øget prædation kunne være medvirkende årsag til bestandsnedgange hos mange jordrugende fugle i vådområder (Hilton et al. 1999, Bolton et al. 2007, Fletcher et al. 2010). Specielt prædation ræve er i flere undersøgelser nævnt som en af hovedårsagerne til at fuglebestande i vådområder er gået tilbage og ikke genetableres fx (Olsen & Schmidt 2004, Schekkerman et al. 2009, Clausen & Kahlert 2010).

Undersøgelser viser, at ræve ikke er de eneste prædatorer i vådområder. Specielt fiskehejre *Ardea cinerea*, musvåge, krage, lækat, mink og ilder nævnes som vigtige prædatorer i vådområder (Kristiansen 1998, Albrecht et al. 2006, Schekkerman et al. 2009), men også mårer spp., pindsvin *Erinaceus*

europhaeus, hvid stork *Ciconia ciconia*, duehøg *Accipiter gentilis*, spurvehøg hawk, rør, tårnfalk *Falco tinnunculus*, allike *Corvus monedula*, forskellige arter af måger *Larus sp.*, rotter *Rattus sp.* og kat er prædatorer som er observeret i vådområder (Kristiansen 1998, Hilton et al. 1999, Albrecht et al. 2006, Schekkerman et al. 2009).

Brug af overvågningskameraer og temperaturdata-loggere ved reder og radiosendere på unger, har vist at rovpattedyr er de mest hyppige prædatorer på reder, men at unger af vadefugle oftest tages af rovfugle. Teunissen et al. (2008) viste at æg af vadefugle i 93% tilfælde blev ædt af pattedyr, mens unger i 71% tilfælde blev tage af fugle. Lignende forhold er fundet af (Langgemach & Bellebaum 2005, Bolton et al. 2007, Schekkerman et al. 2008, Eglington, Gill et al. 2009, Eglington et al. 2009).

Artikler viser at ræve eller andre natprædatorer plyndrer en stor andel af rederne hos jordrugende fugle (Olsen 2003, Nielsen 2007, Teunissen et al. 2008, Bellebaum & Bock 2009), men flere af disse undersøgelser har metodiske problemer i forhold til redebesøg, som kan øge prædationen (se side 9).

Der findes tre langtidsundersøgelser fra det hollandske vadehav. Disse viser, hvor svært det kan være at tolke populationsændringer gennem tiden. I de hollandske vadehavsområder har rævene været udryddet og er vendt tilbage over en periode fra 1968-1980 (Verstrael 1996). Et pludseligt dyk i populationerne af syv arter ændrer (gråand *Anas platyrhynchos*, gravand *Tadorna tadorna*, skeand *Anas clypeata*, krikand *Anas crecca*, knarand *Anas strepera*, troidand duck *Aythya fuligula* and taffeland *Aythya ferina* blev umiddelbart sat i forbindelse med rævens tilbagekomst i området i 1980 (Baeyens et al. 1995). Imidlertid var populationen af krikand faldet fem år før ræven vendte tilbage i området, så årsagen til faldet hos denne and kunne alligevel ikke tilskrives prædation af ræve (Baeyens et al. 1995). Verstrael (1996) studerede også populationsændringer hos ynglefugle

i de hollandske vadehavsområder. Troidandens nedgang i vadehavet, blev af jægerne i området tilskrevet rævens tilbagekomst (Verstrael 1996), men Verstrael (1996) kunne vise at populationen af troidænder var gået tilbage flere år før, ræven var vendt tilbage. Verstrael (1996) tilskrev i stedet nedgangen i bestanden af troidænder de ændringer der var sket i makrofaunaen, som var hovednæringskilde for æltingerne i søerne. Studerer man populationskurverne i Verstrael (1996) artikel, ses at også populationen af gråand er gået tilbage før ræven vendte tilbage til området. Verstrael (1996) mente til gengæld at ræven var årsagen til at mågekolonierne (sølvmåge *Larus argentatus* og *Larus jiiscus graellsii*) forsvandt fra området.

Van Der Valk (1996) studerede fuglekolonier i det hollandske vadehav og fandt at en ny ligevægt mellem fugle og ræve indstillede sig i området 10-15 år efter rævens tilbagevenden. En klar forbedring i ynglesuccen hos andefugle blev fundet efter 1988. Dette blev sat i forbindelse med at rævens prædationstryk faldt i fuglekolonierne efter en stigning i kaninpopulationen, som var hovedfødeemnet for ræven i området.

4.1 Effekten af prædator kontrol i vådområder

Resultater af effekten af prædator kontrol i vådområder er ikke entydige, men undersøgelser tyder på, at prædator kontrol hvor flere prædatorer bekæmpes samtidigt, har størst effekt. I en undersøgelse i Northumberland, England fjernede man gennem otte år krager, ræve, lækat og brud (Fletcher et al. 2010). Bekæmpelsen førte i en årrække til et fald i antal krager og ræve i området på hhv 78% og 43%, men ikke et synligt fald i den i forvejen lille bestand af lækat og brud. I områder med prædator kontrol var der gennemsnitlig en tredobling af ynglesuccesen hos vibe, hjejle *Phuivialis apricaria*, stor regnssporve *Numenius arquata*, grouse *Lagopus scoticus* og engpiber *Anthus pratensis*, samt en stigning i antal ynglefugle på 14% pr. år (Fletcher et al. 2010). Uden prædator kontrol var der et fald i antal ynglefugle på

17% pr år. Fletcher et al. (2010) anbefaler prædator-kontrol som forvaltningsredskab i fuglebeskyttelses-områder, men bemærker i artiklen at prædatorkontrol muligvis virker som en kompensation for habitatrelateret prædation. Fletcher et al. (2010) diskuterer ikke, at der i områder med prædatorkontrol er en signifikant stigning i efterårsbestanden af lækatte, og at det samlede antal af rovfugle (musvåge, duehøg, rørhøg, tårnfalk, dværgfalk *Falco columbarius*, vandrefalk *Falco peregrinus* og mosehornugle *Asio flammeus*) stiger. Stigningen i antallet af andre rovdyr i prædatorsamfundet kan betyde, at man for at holde et lavt prædationstryk skal bekæmpe flere og flere rovdyr i Northumberland, for at bevare den positive effekt hos ynglefuglene.

En undersøgelse af Bolton et al. (2007), viser at selv om det lykkes at bekæmpe prædatorer i et område, så fører det ikke altid til en øget ynglesucces og overlevelse hos viber. Undersøgelsen foregik igennem 8 år i 11 vådområder i England med en stor geografisk spredning. I områder med prædatorkontrol førte det til en 40% reduktion af ræve og en 56% reduktion af gråkrage. Denne reduktion af prædatorer førte ikke til nogen overordnet ændring i ynglesuccen hos 3139 vibereder, dog havde prædatorkontrol større sandsynlighed for at indvirke positivt på ynglesuccesen hos viber i områder, hvor der havde været en høj prædatortæthed (Bolton et al. 2007).

I en reviewartikel af (Newton 1993) var konklusionen, at prædatorkontrol generelt førte til en øgning i ynglesucces og bestandsstørrelse hos ynglefugle. Denne konklusion blev få år senere udfordret af Coté & Sutherland (1997), som ved en nøje gennemgang af artikler inklusiv artiklerne fra reviewartikel af (Newton 1993) fandt, at artiklerne ikke altid kunne dokumentere den påståede effekt af prædatorkontrol. Selv om flere artikler kunne demonstrere en signifikant stigning i ynglesucces og populationsstørrelsen efter ynglesæsonen, kunne en permanent øgning af den ynglende population i de fleste tilfælde ikke statistisk dokumenteres (Coté & Sutherland 1997).

Holt et al. (2008) konkluderer i en metaanalyse, at prædatorkontrol generelt øger ynglesuccesen hos byttet, men at der er en signifikant forskel i effekten i de forskellige undersøgelser, som sandsynligvis kan forklares af flere forhold. Holt et al. (2008) fandt at artikler som omhandler fjernelsen af ikke hjemmehørende prædatorer som fx mink havde større effekt end fjernelsen af hjemmehørende prædatorer og at fjernelse af flere prædatorer på samme tid havde større effekt end fjernelsen af en enkelt prædator. I ingen af de undersøgelser der lå til grund for metaanalysen af (Holt et al. 2008), blev ræv fjernet som eneste prædator.

Uoverensstemmelser i effekten af prædatorkontrol forklares af både (Bolton et al. 2007, Holt et al. 2008) med kompenserende prædatorer. Fjernes en eller få prædatorer ændres konkurrenceforholdet mellem prædatorerne i et område og konkurrerende prædatorer favoriseres af den manglende prædator.

I et studie i et hedelandskab i Skotland finder Parr (1993) igen respons i ynglesucces hos hejle efter fjernelse af hejlernes to hovedprædatorer, krage og stormmåge *Larus canus*. Den manglende respons i undersøgelsen forklares med, at ræve begynder at plyndre rederne hos hejlerne efter at måger og krager forsvandt. I to flodlejer i Tyskland var prædationen af ræve lavere om foråret, når vandstanden var høj. Dette havde dog ingen effekt på de ynglende viber, da mårtyr i denne periode overtog prædationen, så prædationstrykket på viberne var konstant og uanfægtet af de manglende ræve (Bellebaum & Bock 2009).

Bolton et al. (2007) konkluderer, at der er mangel på viden om, hvordan forskellige kompenserende prædatorer indvirker på både klækningssucces og overlevelse af unger af vadefugle. Bolton et al. (2007) konkluderer, at da prædatorkontrol er meget tidskrævende, dyrt og ofte kontroversielt, så bør fordelene ved prædatorkontrollen sandsynliggøres med undersøgelser i lokalområdet inden en prædator-kontrol

sættes i værk. Prædator kontrol fører ikke altid til en reduktion i antal af ræve. Baker & Harris (2006) viste, at jo flere ræve, som blev fjernet fra et område i Wales om vinteren jo større var populationen af ræve det følgende forår. Regulering af ræve om vinteren kan have en modsat virkning og ligefrem tiltrække immigrerende ræve fra omgivelserne (Baker & Harris 2006, Rushton et al. 2006).

4.2 Habitatrelateret prædationstryk i vådområder

Habitatrelateret prædationstryk har været nævnt som en af hovedårsagerne til nedgange og genopretninger af populationer fx Gibbons et al. (2007), Schekkerman et al. (2009), Fletcher et al. (2010), Clausen & Kahlert (2010).

Dræning af vådområder kan give ræve lettere adgang til områder eller muligheden for at etablere grave i områder, hvor det tidligere har været for vådt (Kjeldsen 2008, Baeyens et al. 1995, Bellebaum & Bock 2009). Baeyens et al. 1995 observerede, hvordan høj vandstand kunne sænke prædationstrykket af ræve i de hollandske vadehavsområder, og Bellebaum & Bock (2009) observerede en øget forstyrrelse fra rovdyr i flodområderne Havel og Oder kort efter, at et dette område var tørret ud. Områder rekoloniseres hurtigt af rovdyr fra de nærliggende områder, når vandstanden i et område sænkes og området tørre ud. Klækningssuccesen hos viber i området var afhængig af vandstanden og Bellebaum & Bock (2009) konkluderer, at vandstandsniveau er et vigtigt forvaltningsredskab i forhold til ynglesucces hos viber. Oversvømmelse af store sammenhængende områder om vinteren og om foråret reducerede tætheden af rovpattedyr som fx ræve, lækat og mink, formentlig fordi vandstanden forhindrede disse rovpattedyr i at yngle i området eller fordi antallet af studs mus ændrede sig i de våde områder (Bellebaum & Bock 2009).

Også i Vadehavet blev der observeret højere ynglesucces hos fuglene i området i forbindelse med høj

vandstand om vinteren og foråret, formentlig fordi rævene i disse år blev forhindret i at yngle i digerne (Kjeldsen 2008).

Vegetationsdække og mangel på føde kan også influere på prædationstrykket. Schekkerman et al. (2009) fandt, at prædationstrykket på unger af stor kobbersnepe var højere i nyligt slået græs eller på marker afgræsset af kreaturer end i marker med højt græs, mens prædationstrykket på viber var lavest på afgræsede marker. Især prædation af musvåge på stor kobbersnepeunger steg til det tredobbelte på intensivt dyrkede marker, hvor der var mangel på vegetationsdække. På disse intensivt dyrkede marker var ungerne kondition også lavere sandsynligvis på grund af manglende føde (Schekkerman et al. 2009). Schekkerman et al. (2009) konkluderer, at hvis græsset klippes senere på sæsonen, så vil færre kobbersnepeunger blive udsat for prædation. Eglington et al. (2008) mente ligeledes at viber som foretrak at fouragerer på mudderflader dannet af vekslende vandstand ville være udsat for øget prædation i tørre områder, dels pga. lav kondition dels fordi ungerne øgede deres risikovillighed i anstrengelserne på at finde føde.

Tætheden af ynglefugle i et område kan muligvis også have indflydelse på prædationstrykket, men her er undersøgelserne ikke overensstemmende. Både Eglington et al. (2009) og Seymour et al. (2003) fandt at prædationstrykket var højere på isolerede par af viber, og på viber i mindre kolonier, sammenlignet med viber i store kolonier. Denne sammenhæng blev imidlertid ikke fundet i undersøgelserne af Galbraith (1988) og Nielsen (2007). Områder som kan tiltrække store kolonier af viber, kan muligvis indirekte sænke prædationstrykket (Eglington et al. 2008).

Også tilstedeværelsen af alternativt bytte i vådområdet kan have indflydelse på prædationen af vadefugle. Studsmus, mus og kaniner er hovedføden for ræve i de fleste europæiske habitater (Lloyd 1980). En øget prædation på spurvefugle skyldtes forment-

lig et fald i antallet af sydmarkmus *Microtus arvalis*, som fik brud til at skifte til alternativt bytte (Evans 2004). I reservatet Ravensglass i Holland var kaniner indtil udbrudet af myxomatosis i 1954 hovedføde for ræve (Lowe 1991). I perioden derefter faldt bestanden af terner og hættemåge *Larus ridibundus*, formentlig fordi ræve skiftede til prædation på æg og unger af måger og terner, efter et fald i antallet af kaniner i området (Lowe 1991).

Får og kvæg græsser ofte i vådområder. En fødeundersøgelse i Tøndermarsken viser at kadavere fra disse husdyr kan være med til at ændre rævens fødeøkologi og prædationstryk på vadefuglene i området (Hoelegaard 2008). Kadavere af får var især en stor del af hovedføden for ræve i Tøndermarsken fra februar-marts og fra maj til juni, hvor disse især i vintermånederne formentlig kunne være med til at opretholde en større bestand af ræve i området (Hoelegaard 2008). En tilførsel af føde tidligt på året vil formentlig også kunne øge ynglekonditionen hos hunrævene og dermed øge antallet af hvalpe i kullet. I fødeundersøgelsen i Tøndermarsken blev der fundet færre gnavere i føden hos ræve end forventet ud fra tidligere undersøgelser af ræv i Danmark (Hoelegaard 2008). I undersøgelserne af Jensen & Sequeira (1978) og Nielsen (1990) var gnavere, især mus hovedparten af føden for ræve. Årsagen til den lave forekomst af gnavere i føden hos ræve i Tøndermarsken kendes ikke, men kan skyldes få gnavere i området eller lettere tilgængeligt alternativ føde (Hoelegaard 2008). En adfærdsundersøgelse af rævene i Tøndermarsken viste, at ræve foretrak randområderne i Tøndermarsken som fourageringsområde frem for ynglefugleområderne (Meisner 2008). Meisner (2008) sluttede at prædation på ynglefuglene var af tilfældig karakter.

Konklusion på rævens og andre prædatorers rolle i vådområder:

- Flere prædatorer har indflydelse på ynglesuccesen hos jordrugende fugle i vådområder.
- Pattedyr er de mest almindelige prædatorer på

reder, mens rovfugle er de mest hyppige prædatorer på unger.

- Effekten af prædator kontrol i vådområder er ikke overensstemmende. I undersøgelser hvor der kan påvises en effekt af prædator kontrol på ynglefugle, er flere prædatorer fjernet.
- I mange vådområder er der et kompliceret netværk af konkurrerende prædatorer. Disse prædatorer vil i mange tilfælde genoprette prædationstrykket, hvis en eller få prædatorer i området fjernes.
- Prædationstrykket kan være habitatrelateret og en effekt af et ændret landskab: a) Fx dræning, så prædatorer får adgang til områder, de ikke tidligere har haft adgang til. b) Ændring af vegetationen i området kan betyde dårlig vegetationsdække, fx for kort græs så prædatorer lettere kan finde reder og unger c) Mangel på føde som både reducerer fuglenes kondition og gør dem mere risikovillige for at få fat på føden og dermed lettere at fange for prædatorerne d) Ændringer af fødegrundlaget i området. Fald i antallet af kaniner eller små-gnavere kan resultere i at rævene skifter til at præderer på fuglekolonier, som dermed virker som alternativt bytte. En øget tilgang af føde (fx kadavere af husdyr), kan bevirke at der opretholdes en større bestand af ræve året igennem end naturligt og dermed et større prædationstryk på ynglefugle i ynglesæsonnen.

5. Ufuldstændig evidens for ræve som primær årsag til fald i ynglesucces hos fuglebestande i danske vådområder

Der foreligger flere nyere danske undersøgelser, som undersøger eller diskuterer rævens rolle som prædator i danske vådområder fx i Tøndermarsken (Nielsen 2007, Hoelegaard 2008, Meisner 2008, Clausen & Kahlert 2010), i Vejlerne (Kjeldsen 2008) og på Amager (Olsen 2003, Olsen & Schmidt 2003).

5.1 Fokus på ræve frem for habitaten

I samarbejde med de lokale jagtforeninger har Naturstyrelsen i marts 2011 iværksat en egentlig regulering af rævebestanden i Tøndermarsken. Samlet er der nu opsat 33 kunstgrave og 10 fælder. Regulering af ræv i yngletiden kan i henhold til jagtloven ske under særlige omstændigheder, i dette tilfælde af hensyn til de nationalt og internationalt vigtige bestande af ynglefugle i marsken (Miljøministeriets rapport 2011).

Baggrunden for en anbefaling om at bortregulere rævene i Tøndermarsken er bl.a. rapporten af (Clausen & Kahlert 2010), med tidsserieanalyser, som viser at antallet af ræve har en signifikant negativ effekt på forekomster af viber, stor kobbersneppe *Limosa limosa*, rødben *Tringa totanus*, strandskade *Haematopus ostralegus*, atlingand *Anas querquedula* og skeand *Anas clypeata* i Ydre Koge i perioden 1975-2009. I rapporten af Clausen & Kahlert (2010), er der ikke foretaget tidsserieanalyse af rævens effekt på fuglebestandene i den del af Tøndermarsken som kaldes Magrethe Kog, hvor fuglebestandene er i fremgang, og hvor der samtidigt er observeret flest ræve ved ”lysning”.

Magrethe Kog fremhæves som et område af Tøndermarsken, hvor habitatet er optimal for fuglene, med højere vandstand end i Ydre Koge (Clausen & Kahlert 2010). Det kan derfor undre, at man har undladt statistisk analyse af sammenhængen mellem ræv og fuglebestande i Magrethe Kog, og at det netop er i Magrethe Kog, at bekæmpelse af ræve først og fremmest anbefales i rapporten. I følge Preben Clausen (personlig medd.) er årsagen at undersøgelser af redeprædation har vist, at rævene også i Magrethe Kog er ansvarlige for en meget høj prædation, og at man derfor antager, at den stigning der er i antallet af ynglefuglene i Magrethe Kog skyldes at fugle fra andre yngleområder tiltrækkes af Magrethe Kog. Tal fra undersøgelsen af Nielsen (2007) viser imidlertid, at klækningssuccesen hos viber midt i Margrethe Kog kan være væsentligt højere (64%, n= 14) end

klækningssuccesen i kanten af Margrethe Kog (10%, n=59). Ringmærkning af vadefuglene i Margrethe Kog har ikke kunnet bekræfte, at stigningen i antallet af ynglefugle i Magrethe Kog er udefra kommende fugle (Nielsen 2007).

Flere arter af andefuglene er ifølge Clausen & Kahlert (2010) i fremgang i Tøndermarsken. For de fleste af disse fugle ser rævens antal ikke ud til at skabe problemer, selvom ræve også præderer på andefugle i området (Hoelegaard 2008). Manglende ”arealer med vedvarende græs uden tidligere markbehandling”, angives som den parameter i tidsserieanalysen fra Ydre Koge, som giver den stærkeste signifikans i forhold til fuglenes ynglesucces. Årsag til rævenes negative effekt på særligt engfuglene i Ydre Koge, kan derfor ikke udelukkes at være habitatrelateret, og dermed en effekt af at Ydre Koge er en suboptimal habitat for specielt engfuglene.

Undersøgelsen af Olsen & Schmidt (2003) konkluderer, at de markante stigninger der har været i bestanden af viber, rødben, stor præstekrage *Charadrius hiaticula* og klyde *Recurvirostra avosetta* i Klydesø reservatet på Vestamager fra 1990 til 2001 skal tilskrives habitatforbedringer bl.a. øget kvæggræsning i området og højere vandstand (winter flooding). Det skal i denne forbindelse nævnes, at antallet af ræve først faldt på Amager i 2001, i forbindelse med et skabudbrud. En nedgang i antallet af ræve er derfor ikke årsagen til de markante stigninger, som blev observeret i antallet af ynglefugle mellem 1990 og 2001 i Klydesøreservatet.

I rapporten om Vejlerne konkluderer Kjeldsen (2008), at der er en negativ sammenhæng mellem antallet af ynglende vadefugle og antallet af ræve i området. Man så et langt højere antal ynglefugle i 2000-2003 (perioden, hvor rævene var fåtallige pga skab). I rapporten oplyses også, at der er en negativ korrelation mellem et index for antallet af ræve og antallet af viber

fra 1985-2003. Der oplyses ikke om signifikante korrelationer mellem indekset af ræv og andre vadefugle i Vejlerne. Det er interessant at Kjeldsen (2008) antager at antallet af ræve fluktuerer med antallet af mus i området, men der foreligger ikke dokumentation.

5.2 Metoder til registrering af prædation må overvejes

Undersøgelserne af Nielsen (2007), Clausen & Kahlert (2010) og Kjeldsen (2008) konkluderer, at ræve formentlig har en afgørende indflydelse og begrænsende effekt på bestanden af jordrugende fugle i de danske vådområder. Olsen (2003) og Nielsen (2007) undersøger prædationstryk på fuglebestande hhv. på Amager og i Tøndermarsken, men begge undersøgelser mangler evidens for, at ræven naturligt er den primære natprædator. Der er kun enkelte direkte observationer af ræv, som plyndrer reder, og der kan være metodiske fejlvurderinger.

Citat fra (Olsen 2003):” *“hovedparten af de plyndrede reder blev efterladt uden tydelige tegn efter prædator arter,Idet mere end 80% af prædation skete om natten, hvor kragefugle ikke er aktive.... blev fokus rettet mod nataktive prædatorer og her er ræve altdominerende i området”* .

Under studiet af prædation i Tøndermarsken baseres antagelsen af at ræve er hovedprædatorer på følgende: Citat af Nielsen (2007) ”*The greater proportion (85%) of prædation in 2006 and 2007 was nocturnal, indicating mammals as the main prædators of lapwing eggs and coincided with higher red fox densities. Video surveillance of lapwing nests recorded one nocturnal red fox prædation event.*

.....Results from this study suggest nocturnal mammals, most likely red foxes, are the most important prædator of lapwing nests in Tøndermarsken”.

I både undersøgelsen af Olsen (2003) og Nielsen (2007) besøges reder for at tjekke prædation. Denne teknik kan, som det tidligere er diskuteret, øge prædationstrykket specielt fra ræve (se side 9). Det må også give anledning til overvejelser, når klækningssuccesen ved brug af overvågningskamera er tæt på 90% (hvor en rede ud af 11 blev præderet af ræv), mens metoden med dataloggere, hvor der er direkte menneskelig kontakt med reden, viser en klækningssucces på mellem 64% og 10%, som det fremgår af Nielsen (2007).

Undersøgelser fra andre vådområder i Europa viser, at der kan være tale om adskillige prædatorer i vådområder både nat- og dagprædatorer (se side 18), at reder fortrinsvis præderes af rovpattedyr, og at unger af vadefugle fortrinsvis præderes af rovfugle. Skal man vurdere ynglesuccesen hos vadefugle, er man således nødt til at kende både til prædation på reder og unger.

Undersøgelserne af rævenes fødeøkologi i Tøndermarsken af Hoelegaard (2008) og Meisner (2008) viser, at rævene fouragerer mindre end forventet i områderne med ynglefugle, og at rævenes føde i fuglenes ynglesæson hovedsagelig består af får.

Ræve er langt mere synlige end andre natprædatorer. De jager ofte om dagen, især om sommeren. De er ikke så udprægede nataktive som mårdyrene, som også er potentielle prædatorer i vådområder. Især på Amager vil byræve være froholdsvis fortrolige med mennesker og dermed lette at observere. Natprædation vil også kunne foretages af rotter. Rotter og mindre mårdyr vil selvom de forekommer i området være mindre synlige både på overvågningskameraer og ved ”lysninger”.

En model i den danske rapport om Tøndermarsken viser, hvordan klækningssuccesen hos vadefugle vil øges med 60%, hvis natprædationen fjernes (Clausen, Kahlert 2010). Da ynglesuccesen i høj grad også afhænger af, i hvor høj grad fuglenes ungerne over-

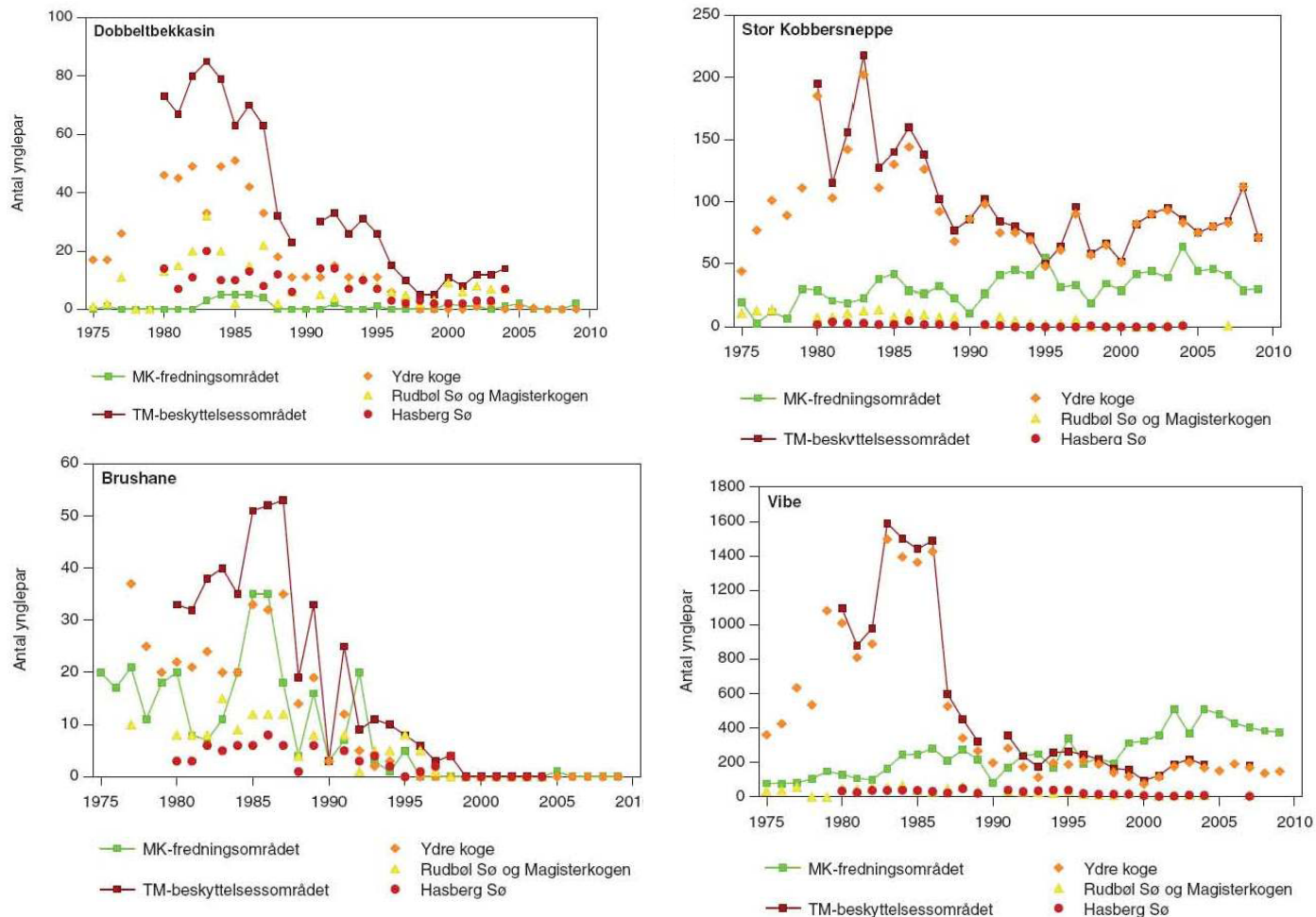
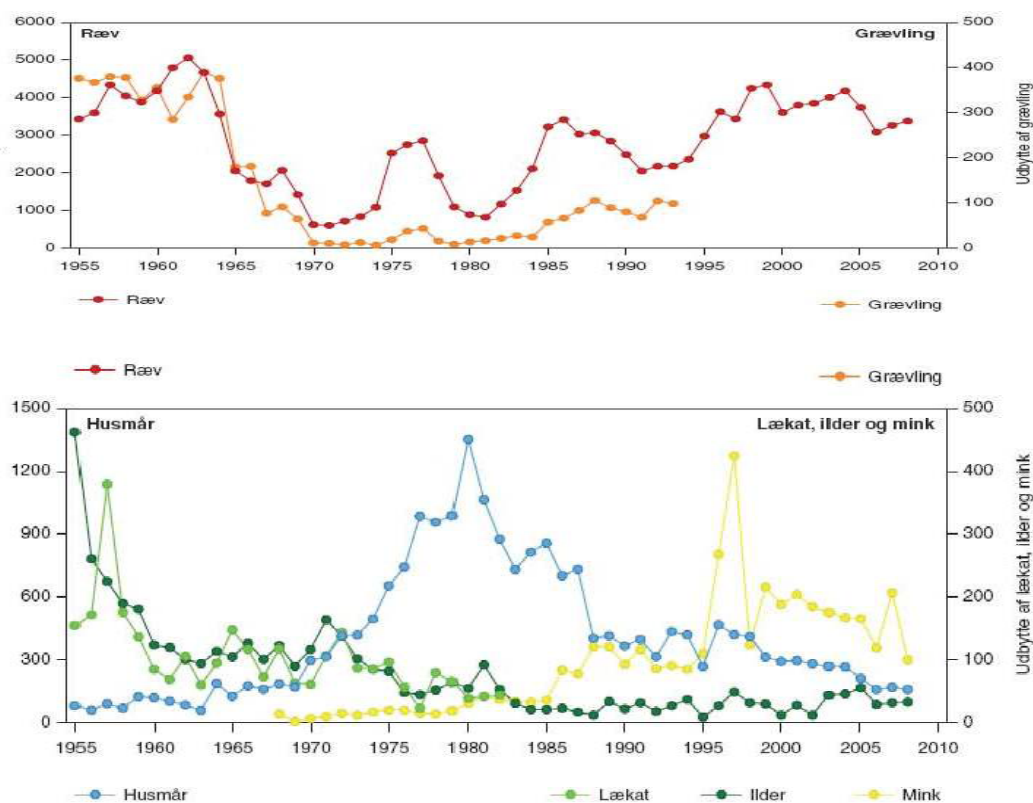


Fig. 5 Udviklingen i bestanden af forskellige arter af ynglefugle i Tøndermarsken fra 1975-2009. Efter Clausen og Kahlert 2010

Fig. 6 Vildtudbytte af forskellige arter af rovdyr i det tidlige Sønderjyllands Amt fra 1955-2008. Efter Clausen og Kahlert 2010. I rapporten bemærkes at der er en stigning i antallet af husmår i perioden med forholdsvis få ræve. Dette kan være en effekt af interspecifik konkurrence mellem ræv og husmår.



lever, bør dagprædationen, som ikke er så hyppig på reder, men fortrinsvis på ungerne (se side 18) også tages med i betragtningen for at vurdere ynglesuccen Teunissen et al. (2008), forventer ud fra deres undersøgelse i Holland, at en begrænsning af natprædationen ikke vil øge ynglesuccesen hos vadefuglene betydeligt, fordi kragefugle og rovfuglebestandene er steget og fordi de har en væsentlig afgørende effekt i forhold til overlevelse af ynglefuglens unger. Ifølge Preben Clausen (pers. medd.) kan hollandske og danske forhold imidlertid ikke sammenlignes, da den danske rovfuglebestand ikke er på niveau med de hollandske.

Natprædationen som modellen er baseret på, kan muligvis også pga. metoden (tidligere beskrevet i dette afsnit) også være unaturlig høj.

5.3 Hvad skete der i Tøndermarsken i 1990?

Sammenligner man populationsvingningerne for ynglefugle (1975- i dag) er der et modsætningsforhold mellem bestandene af vadefugle og flere andefugle, samt bestandene af grønbenet rørhøne *Gallinula chloropus* og blichøne *Fulica atra*.

Fugle som er tilknyttet engarealer fx vibe, dobbeltbekkasin *Gallinago gallinago*, stor kobbersnepe, brushane *Philomachus pugnax* har være relativt talrige i perioden fra 1980 til i starten af 1990erne, hvorefter der kommer en markant nedgang i populationerne (Fig. 5). Bemærk dog, at især bestanden af stor kobbersnepe er stigende fra 1997 og fremefter. Mange andefugle har haft en markant stigning efter 1990 fx er bestandene af knopsvane *Cygnus olor*, grågås *Anser anser*, gråand *Anas platyrhynchos*, knarand *Anas strepera*, troland, grønbenet rørhøne og blichøne steget efter 1990. Mange af andefuglene er dermed steget markant til trods for et nyt relativt højt antal ræve efter 2000. Den meget drastiske ændring i populationerne af mange vadefugle efter 1990 tyder på, at der er sket væsentlige ændringer i habitatet for netop engfuglene lige før 1990.

Af fig. 6. fremgår det, at bestanden af ræve har været højere end den er i dag, i hvertfald fra 1955 til 1965. Fra ca. 1965-85, har bestanden af ræve været forholdsvis et forholdsvis lavt niveau pga. rabiesbekæmpelse. Fra 1985-1990 har bestanden af ræve været forholdsvis høj, efterfulgt af et dyk mellem 1990-1995 pga. skab. Fra 1998 til i dag er bestanden af ræve på et relativt højt niveau, men formentlig et naturligt niveau i forhold til området.

6. Oversigt over ikke-letale metoder til regulering af ræv

Bekæmpelse af ræve er ofte dyrt og tidskrævende.

Desuden opnår man med denne bekæmpelse ikke altid den ønskede effekt (Bolton et al. 2007). Områder hvor rævene holdes nede eller fjernes, invaderes hurtigt af nye ræve fra de omkringliggende områder eller prædationstrykket genoprettes af andre konkurrerende prædatorer i området (Bolton et al. 2007).

Dette betyder, at man for at sænke prædationstrykket mere permanent skal bekæmpe mere end en prædator. Det opfattes desuden af mange som kontroversielt og uetisk at bekæmpe en hjemmehørende art, idet dette kan blive en endeløs diskussion om, hvilken art der skal lade livet til fordel for en anden.

Det er muligt i fremtiden at udvikle non-letale metoder, som kan begrænse rævens og andre prædators prædationstryk på sårbare arter. Følgende afsnit indeholder en oversigt over ikke-letale metoder til sænkning af prædationstrykket på ræv og andre prædatorer.

6.1 Fertilitetskontrol

Fertilitetskontrol er udviklet til husdyr og eksotiske rovdyr i fangenskab, men disse metoder er endnu ikke anvendelige i forhold til vilde dyr (Macdonald & Baker 2004, Jewgenow et al. 2006).

6.2 Indhegninger til reder og fuglekolonier

Forskellige former for elektriske trådhegn og bure til at beskytte hhv. områder med ynglefugle og indivi-

duelle reder har været afprøvet og diskuteret i adskillige artikler fx (Mabee & Estelle 2000, Murphy et al. 2003, Isaksson et al. 2007, Maslo & Lockwood 2009, Barber et al. 2010). Konklusionen på disse undersøgelser er at man med hegn og bure kan mindske især natprædation på reder af fx vibe, rødben og kortnæbbet præstekrave *Charadrius melodius*. Senere undersøgelser fremhæver imidlertid, at trådhegn kan øge dødeligheden hos de voksne fugle, og at opsætning af bure og hegn kan betyde, at rederne forlades af yngleparret (Isaksson et al. 2007, Maslo & Lockwood 2009, Barber et al. 2010). Da vadefugle lever forholdsvis længe og får forholdsvis få unger pr. år anses tab af voksne individer for langt mere skadelig for populationen end tab af kuld. Elektriske indhegninger kan også have negativ indflydelse på den øvrige fauna i området (Macdonald & Baker 2004). En ikke uvæsentlig faktor er, at disse indhegninger kræver en del vedligeholdelse for at virke optimalt, og det er derfor en kostbart og tidskrævende metode (Sven Norup, personlig meddelelse).

Kunstige øer og strandvegetation kan mindske prædationstrykket fra ræv på fuglekolonier. Albrecht et al. (2006) viste, at redeprædation på kolonier af tafelænder *Aythya farina* i et reservat i den tjekkiske republik var mindre på øer (5%) end på land (15%). Også brede bånd med strandvegetation kunne mindske prædation fra rovpattedyr (Albrecht et al. 2006). Ræv og mårer er hyppigere i indland habitater end i kysthabitater og på øer, mens krager og rørhøge var fremherskende prædatorer på øer (Albrecht et al. 2006). Man kunne overveje at etablere kunstige øer til vadefugle. Jo længere fra land, jo mindre er sandsynligheden naturligvis for at øen invaderes af rovpattedyr.

6.3 Supplerende føde til ræve

Supplerende føde til ræve for at beskytte arter i sårbare perioder har været diskuteret (fx Meisner 2008, Nordström et al. 2009, Clausen & Kahlert 2010). Nordström et al. (2009) afprøvede teknikken ved at fodre ræve i perioden med rålam, men selv om ræve-

ne åd den supplerende føde, som de blev tilbudt, reducerede det ikke prædationstrykket på rålammene. Med supplerende føde risikerer man i øvrigt at øge bestanden af ræve i området. En bedre strategi kan være at ræve har adgang til nogle af deres naturligt foretrukne fødeemner som fx smågnavere og kaniner. I Tøndermarsken kunne overveje at ophjælpe bestanden af kaniner som føde til rævene. Flere undersøgelser tyder på at ræve foretrækker kaniner og smågnavere frem for andet bytte, når disse fødeemner er tilgængelige (fx Lowe 1991, Goszcynski 1992, Panek 2009).

6.4 Afskrækkende lugte

Irriterende dufte sprøjet på æg kan få prædatorer til at undgå at æde æggene (Hoover & Conover 2000). Denne teknik har med succes været anvendt til at forhindre prærieulve *Canis latrans* i at plyndre reder, men da kemikaliet (pulegone) som blev anvendt var giftigt og kunne skade æggene, vurderes denne metode til at være mindre attraktiv. Beskyttelse af æg med irriterende dufte kræver desuden et besøg ved reden og dermed en forstyrrelse som kan betyde, at reden bliver forladt af de voksne fugle.

6.5 CTA en ny metode til intelligente prædatorer

En af de mest lovende alternativer til bortregulering af ræve og andre prædatorer er CTA (conditioned taste aversion). Denne metode er især afprøvet på ræve og kragefugle, og vise at disse dyr relativt hurtigt kan lære at undgå bestemte fødeemner (Nicolaus et al. 1989, Bogliani & Bellinato 1998, Conover & Lyons 2003, Macdonald & Baker 2004). Teknikken virker ved at et kemikalie sprøjtes ind i det fødeemne, som man vil have dyret til at undgå. Kemikaliet er lugtfrit, men smager dårligt og fremkalder ubehag hos det dyr som æder fødeemnet. Fordi den dårlige smag og ubehaget forbindes med fødeemnet som kemikaliet er sprøjtet ind i, så generaliserer dyret til andre fødeemner af samme slags som ikke indeholder kemikalie.

Der er endnu kun få tests af CTA i den fri natur og metodens effektivitet bør derfor testes før den anvendes.

des til at sænke prædationstrykket på fx vadefugle reder i naturreservater. Man bør også overveje hvilke konsekvenser brug af ”aversions”kemikalierne kan have for naturen.

Hvis CTA viser sig at virke, har det flere fordele frem for bortregulering af en prædator: 1) Prædator-samfundet forbliver intakt. Det betyder at prædator-kontrollen ikke behøver at eskalere til at omfatte flere og flere prædatorer, efterhånden som konkurrerende prædatorer indvandrer. 2) Rævene bevares i området og dermed også rævens begrænsende effekt på problematiske arter som fx rotter, mus og måger, som også kan gøre skade specielt på æg og unger i fuglekolonier. 3) Aversionen mod fx æg af vadefugle kan formentlig læres af flere prædatorer. 4) Det vil formentlig være muligt at lære ræve og andre intelligente prædatorer at undgå helt bestemte fødeemner, muligvis også at kunne skelne æg. Hvis det er muligt kan metoden rettes meget specifik mod beskyttelse af bestemte arter. 5) Hvis CTA teknikken udvikles kan den vise sig at blive mindre tidskrævende og mere effektiv end bortregulering af ræve og andre prædatorer. 6) CTA er mindre kontroversiel end traditionel prædator kontrol i naturreservater.

7. Forslag til undersøgelser

7.1 Har rævens fødegrundlag i Danmark ændret sig?

De fleste fødeundersøgelser af ræv i Danmark og i udlandet viser at rævens grundføde består af smågnavere (Jensen & Sequeira 1978, Lloyd 1980, Nielsen 1990), og at de specialiserer sig på kanin i områder, hvor disse findes i tætte bestande (Delibes-Mateos et al. 2008). Ræven kan skifte til alternativt bytte fx rålam, hare eller jordrugende fugle, hvis antallet af smågnavere eller kaniner falder (Kjellander & Nordström 2003, Goszycynski & Wasilewski 1992, Delibes-Mateos et al. 2008, Lowe 1991, Van Der Valk 1996).

I Tøndermarsken fandt Hoelegaard (2008) at gnavere udgjorde en langt mindre andel (Rodentia i 39%,

Largomorpha i 4% af ekskrementer) af rævens føde end det er kendt fra tidligere fødeundersøgelser af ræv i Danmark fandt Jensen & Sequeira (1978) 67% Rodentia i maver, og Nielsen (1990) fandt 85-90% pattedyr, hovedsagelig Rodentia i en ekskremetundersøgelse. Det lave antal af gnavere i rævenes føde i Tøndermarsken kan skyldes, at ræve i dette område har rig adgang til fx fårekadavere og fugle eller et lavt antal af gnavere (Hoelegaard 2008).

Bestandene af smågnavere kan være gået tilbage i det moderne landbrugsland. Tidligere forekom både mus (især husmus) og rotter i stort antal omkring landbrugsejendomme, men i dag er korn- og foderlagrene mere sikrede og antallet af landbrugsejendomme er faldet. Desuden er der i dag udviklet langt mere effektive bekæmpelsesmidler mod mus og rotter end tidligere. Husmus *Mus musculus* er gået stærkt tilbage i antal indenfor de seneste år (Jensen, Lodal 2007). Sandsynligt er det også, at markmus *Microtus agrestis/arvalis*, som er mange rovdyrs og rovfugles foretrukne fødeemne gået tilbage. Markmus foretrækker tæt græsvegetation bl.a. enge, grøftekanter, levende hegn, brakmarker og randområder til småbiotoper (Hansen & Jensen 2007). Disse grønne græsbiotoper er der blevet færre af efterhånden som markerne er blevet større.

For at undersøge om rævens fødegrundlag i forhold til smågnavere har ændret sig, vil det være nærliggende at gentage to tidligere fødeundersøgelser af ræv i Danmark (Jensen & Sequeira 1978) og (Nielsen 1990). Disse to fødeundersøgelser foretaget for 20-30 år siden vil give et godt sammenligningsgrundlag til vurdering af om rævens fødegrundlag i dag har ændret sig. Det er vigtigt i forhold til forvaltningen af ræve, om dens prædationstryk er øget pga. manglende primærfødeemner i det danske landbrugslandskab.

7.2 Rovdyrsamfundene og interspecifik konkurrence mellem rovpattedyr og rovfugle i danske vådområder. Talrige undersøgelser fra udlandet viser, at ræve

langt fra er det eneste rovdyr i vådområder, som har indflydelse på ynglefuglene (se side 17).

Der er i øjeblikket igen danske undersøgelser af disse rovdyrsamfund, og deres interspecifikke fødekonekurrence i fuglebeskyttelsesområder om Vejlerne, Tøndermarsken og på Amager.

En undersøgelse af hvilke rovpattedyr som færdes i området, vil kræve en systematisk undersøgelse af pattedyrsamfundet og rovfugletællinger. Fuglene kan tælles ved direkte observation, mens rovpattedyr må registreres via spor og fotofælder (overvågningskamera ved lokkemad til forskellige pattedyr), lysninger og evt. rigtige fælder. Ekskrementundersøgelser af de forskellige pattedyr i området og gylp fra rovfugle og ugler vil kunne afdække hvilke potentielle prædatorer der er på vadefuglene i området. Rovdyrenes nuværende fødenicheoverlap vil kunne afdækkes via fødeemneres frekvens i hhv gylp og ekskrementer.

For rævens vedkommende vil man også kunne beregne, hvor stor biomasse af vadefuglene i området rævene tager. Med kendskab til antallet af ræve i området, frekvensen af fugle og andet bytte i føden, kan den biomasse som rævene årligt æder beregnes og sammenlignes med den biomasse som reproduktionen hos ynglefuglene i området udgør (Baker et al. 2006). Dette vil formentlig kunne udføres på Amager, hvor man med de eksisterende kunstgrave kan fange og mærke rævene i området. Desuden vil genetiske undersøgelser af rævenes ekskrementer kunne afsløre antallet af individer i området.

7.3 Vurdering af rævebestandens størrelse i Danmark

Da jagtstatistikker er påvirket af jægerens holdninger til rævene og ændringer i jagtloven, giver de ikke altid et klart billede af rævebestandens størrelse (se side 7). En intensivisering af jagten eller reguleringen, som der er lagt op til med de seneste bekendtgørelser vil formentlig afspejle sig som en stigning i antallet

af nedlagte ræve i en periode, uden at der er tale om en reel bestandsstigning. Der findes ingen teknikker, som kan kalibrere vildtudbyttet i forhold til jægerens indsats (Baker et al. 2006).

Der bør derfor iværksættes mere pålidelige tællinger af ræve såvel som andre pattedyr. Mang pattedyr er ikke omfattet af vildtudbyttestatistikken, og disse bestande er særlig svære at følge. Bestandstællinger af ræve og andre pattedyr kunne koordineres af Dansk Pattedyrforening, DMU eller Naturstyrelsen. Systematiske tællinger af pattedyr på bestemte lokaliteter eller langs bestemte transekter, kunne enten direkte via spor eller overvågningskameraer, udføres af frivillige i foreninger fx Pattedyrforeningen, Dansk Ornitologisk Forening og Danmarks Naturfredningsforening. Systematiske tællinger iværksættes fx af ”The Mammal Society” i England www.mammal.org.uk

7.4 Afprøvning af CTA - teknik på ræv, husmår og kragefugle

CTA kan i nogle tilfælde vise sig at være et godt alternativ (se side 26) til traditionel prædator kontrol. Teknikken bør imidlertid afprøves grundigt inden den anvendes i naturen. I samarbejde med en dyrlæge bør metoden i første omgang afprøves på ræve og evt. husmår og kragefugle i fangenskab. Dernæst kan teknikken afprøves på småøer med ræve, hvor det er muligt at følge og observere, hvordan CTA virker på kendte individer. Her bør det dels afprøves, hvor hurtigt ræve lærer at undgå et fødeemne (æg), og hvor effektivt teknikken er til at sænke prædatorstrykket fx i en kunstig fuglekoloni. Det kan også undersøges, hvor dygtige prædatorerne er til at skelne æg fra forskellige fuglearter. Desuden skal det afprøves, hvor længe aversionen varer ved.

Teknikken kunne i første omgang afprøves i naturen på Amager. Området er forholdsvis afgrænset, og de etablerede kunstgrave med overvågningskameraer ville gøre det let at fange rævene og efterfølgende påmontere sendere. Kunstgrave med kameraer kan

ligeledes være med til at give et billede af, hvor mange ræve som færdes i området, og gravene kan bruges til at fange ræve med henblik på at påmontere radiosendere. Det bør undersøges, hvor tit man i naturen skal gentage CTA for at opnå en effektiv beskyttelse mod fx natprædation på jordrugende fugle. Formentlig skal CTA for at have den ønskede effekt genindlæres hvert forår inden ynglefuglene lægger deres æg. Det er klart, at jo mere fast bestand af ræve man har i området, jo mere effektiv vil teknikken fungere. Teknikken bør vurderes over en årrække for at få et billede af, hvor effektivt teknikken beskytter ynglefuglene. Der bør foretages en fødeundersøgelse af rævene i området (ekskrementundersøgelse) før og efter anvendelsen af CTA, for at se om frekvensen af æg og andre fødeemner ændre sig i ekskrementer ved anvendelse af CTA.

7.5 Multivariat analyse af populationssvingninger hos forskellige ynglefuglene i vådområder

Et samlet billede af fuglebestandens populations-svingninger sammenholdt med kendte ændringer i landskabet gennem tiden, svingninger i rovdyr- og rovfuglebestande samt fuglenes individuelle behov for fx føde og redelokalitet vil muligvis kunne afsløre hvilke mønstre, som er afgørende for ændringerne i fuglenes ynglesucces. I undersøgelsen af Clausen & Kahlert (2010) findes kurver over tællinger af fuglebestande i Tøndermarsken fra 1975 til i dag. Umiddelbart ser der ud til at være et sammenfald hos nogle af fuglenes bestandskurver. Fx minder kurverne af flere vadefugle om hinanden, mens kurverne af andefugle, blichøns og rørhøns ser anderledes ud end vadefuglene, men indbyrdes ligner hinanden. Dette kan skyldes nogle bestemte krav til habitatet.

Med analysen kan man se eventuelle sammenfald i bestandssvingningerne hos ynglefuglene med levevise, habitatfaktorer og prædationstryk, som kan være med til at pege på bagvedliggende faktorer der kan være årsag til nedgangen i antallet af ynglefugle i vådområderne.

8. Referencer

- AANES, R. and ANDERSEN, R., 1996. The effects of sex, time of birth, and habitat on the vulnerability of roe deer fawns to red fox prædation. *Canadian journal of zoology*, 74(10), pp. 1857-1865.
- AEBISCHER, N.J. and EWALD, J.A., 2010. Grey Partridge *Perdix perdix* in the UK: Recovery status, set-aside and shooting. *Ibis*, 152(3), pp. 530-542.
- ALBRECHT, T., HOŘÁK, D., KREISINGER, J., WEIDINGER, K., KLVAŇA, P. and MICHOT, T.C., 2006. Factor determining prohard nest prædation along a wetland gradient. *Journal of Wildlife Management*, 70(3), pp. 784-791.
- ANDERSEN, R. and LINNELL, J.D.C., 1998. Ecological correlates of mortality of roe deer fawns in a prædator-free environment. *Canadian journal of zoology*, 76(7), pp. 1217-1225.
- ANGELICI, F.M., RIGA, F., BOITANI, L. and LUISELLI, L., 2000. Fate of captive-reared brown Hares *Lepus europaeus* released at a mountain site in central Italy. *Wildlife Biology*, 6(3), pp. 173-178.
- ANGELSTAM, P., LINDSTRÖM, E. and WIDÉN, P., 1984. Role of prædation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. *Oecologia*, 62(2), pp. 199-208.
- BAEYENS, G., OOSTERBAAN, B.W.J. and VAN BREUKELEN, L., 1995. *Restoration of wetland habitat in a Dutch dune reserve*. University of Aveiro, Portugal: Wetland International publication 42.
- BAKER, P., FURLONG, M., SOUTHERN, S. and HARRIS, S., 2006. The potential impact of red fox *Vulpes vulpes* prædation in agricultural landscapes in lowland Britain. *Wildlife Biology*, 12(1), pp. 39-50.
- BAKER, P., HARRIS, S. and WHITE, P.C.L., 2006.

- After the hunt - the future for foxes in Britain.* International Fund for Animal Welfare, London.
- BAKER, P.J. and HARRIS, S., 2006. Does culling reduce fox (*Vulpes vulpes*) density in commercial forests in Wales, UK? *European Journal of Wildlife Research*, 52(2), pp. 99-108.
- BARBER, C., NOWAK, A., TULK, K. and THOMAS, L., 2010. Prædator exclosures enhance reproductive success but increase adult mortality of Piping Plovers (*Charadrius melodus*). *Avian Conservation and Ecology*, 5(2),.
- BELLEBAUM, J. and BOCK, C., 2009. Influence of ground prædators and water levels on Lapwing *Vanellus vanellus* breeding success in two continental wetlands. *Journal of Ornithology*, 150(1), pp. 221-230.
- BENSINGER, S., KUGELSCHAFTER, K., ESKENS, U. and SOBIRAJ, A., 2000. Studies on the fertility of the European hare (*Lepus europæus* Pallas, 1778) in Germany. *European Journal of Wildlife Research*, 46(2), pp. 73-83.
- BENTON, T.G., BRYANT, D.M., COLE, L. and CRICK, H.Q.P., 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: A historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology*, 39(4), pp. 673-687.
- BOGLIANI, G. and BELLINATO, F., 1998. Conditioned aversion as a tool to protect eggs from avian prædators in Heron colonies. *Waterbirds*, 21(1), pp. 69-72.
- BOLTON, M., TYLER, G., SMITH, K. and BAMFORD, R., 2007. The impact of prædator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. *Journal of Applied Ecology*, 44(3), pp. 534-544.
- BORG, C. and TOFT, S., 2000. Importance of insect prey quality for grey partridge chicks *Perdix perdix*: a self-selection experiment. *Journal of Applied Ecology*, 37, pp. 557-563.
- BRO, E., MAYOT, P., CORDA, E. and REITZ, F., 2004. Impact of habitat management on grey partridge populations: Assessing wildlife cover using a multisite BACI experiment. *Journal of Applied Ecology*, 41(5), pp. 846-857.
- BRO, E., REITZ, F., CLOBERT, J., MIGOT, P. and MASSOT, M., 2001. Diagnosing the environmental causes of the decline in Grey Partridge *Perdix perdix* survival in France. *Ibis*, 143(1), pp. 120-132.
- CARLSSON, N.O.L., JESCHKE, J.M., HOLMQVIST, N. and KINDBERG, J., 2010. Long-term data on invaders: When the fox is away, the mink will play. *Biological Invasions*, 12(3), pp. 633-641.
- CLAUSEN, P. and KAHLERT, J., 2010. *Ynglefugle i Tøndermarsken og Margrethe Kog 1975-2009*. Department of Wildlife Biology and Biodiversity, National Environmental Research Institute, University of Aarhus.
- CONOVER, M.R. and LYONS, K.S., 2003. Reducing or delaying egg deprædation by punishing free-ranging prædators for opening eggs. *Applied Animal Behaviour Science*, 83, pp. 177-185.
- COTÉ, I.M. and SUTHERLAND, V., 1997. The effectiveness of removing prædators to protect bird populations. *Conservation Biology*, 11(2), pp. 395-405.
- DELIBES-MATEOS, M., FERNANDEZ DE SIMON, J., VILLAFUERTE, R. and FERRERAS, P., 2008. Feeding responses of the red fox (*Vulpes vulpes*) to different wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) densities: A regional approach. *European Journal of Wildlife Research*, 54(1), pp. 71-78.
- DELL'ARTE, G.L., LAAKSONEN, T., NORRDAHL, K. and KORPIMÄKI, E., 2007. Variation in the diet composition of a generalist prædator, the red fox, in relation to season and density of main prey. *Acta Oecologica*, 31(3), pp. 276-281.

- DRAYCOTT, R.A.H., HOODLESS, A.N., WOODBURN, M.I.A. and SAGE, R.B., 2008. Nest prædation of Common Pheasants *Phasianus colchicus*. *Ibis*, 150(SUPPL.1), pp. 37-44.
- EDWARDS, P.J., FLETCHER, M.R. and BERNY, P., 2000. Review of the factors affecting the decline of the European brown hare, *Lepus europaeus* (Pallas; 1778) and the use of wildlife incident data to evaluate the significance of paraquat. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 79(2-3), pp. 95-103.
- EGLINGTON, S.M., GILL, J.A., BOLTON, M., SMART, M.A., SUTHERLAND, W.J. and WATKINSON, A.R., 2008. Restoration of Wet Features for Breeding Waders on Lowland Grassland. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), pp. pp. 305-314.
- EGLINGTON, S.M., GILL, J.A., SMART, M.A., SUTHERLAND, W.J., WATKINSON, A.R. and BOLTON, M., 2009. Habitat management and patterns of prædation of Northern Lapwings on wet grasslands: The influence of linear habitat structures at different spatial scales. *Biological Conservation*, 142(2), pp. 314-324.
- ERLINGE, S., 1984. Prædation on brown hare and ring-necked pheasant populations in southern Sweden. *Holarctic Ecology*, 7(3), pp. 300-304.
- EVANS, K.L., 2004. The potential for interactions between prædation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis*, 146(1), pp. 1-13.
- FALCUCCI, A., MAIORANO, L. and BOITANI, L., 2007. Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology*, 22(4), pp. 617-631.
- FLETCHER, K., AEBISCHER, N.J., BAINES, D., FOSTER, R. and HOODLESS, A.N., 2010. Changes in breeding success and abundance of ground-nesting moorland birds in relation to the experimental deployment of legal prædator control. *Journal of Applied Ecology*, 47(2), pp. 263-272.
- FLETCHER, K., WARREN, P. and BAINES, D., 2005. Impact of nest visits by human observers on hatching success in Lapwings *Vanellus vanellus*: A field experiment. *Bird Study*, 52(2), pp. 221-223.
- FULLER, R.J. and GILL, R.M.A., 2001. Ecological impacts of deer in woodland. *Forestry*, 74(3), pp. 189-192.
- GALBRAITH, H., 1988. The effects of territorial behaviour on lapwing populations. *Ornis Scandinavica*, 19(2), pp. 134-138.
- GIBBONS, D.W., AMAR, A., ANDERSON, G.Q.A., BOLTON, M., BRADBURY, R.B., EATON, M.A., EVANS, A.D., GRANT, M.C., GREGORY, R.D., HILTON, G.M., HIRONS, G.J.M., HUGHES, J., JOHNSTONE, I., NEWBERY, P., PEACH, W.J., RATCLIFFE, N., SMITH, K.W., SUMMERS, R.W., WALTON, P. and WILSON, J.D., 2007. *The prædation of wild birds in the UK*. RSPB Research Report no 23, RSPB, Sandy.
- GOSZCZYNSKI, J. and WASILEWSKI, M., 1992. Prædation of foxes on a hare population in central Poland. *Acta Theriologica*, 37(4), pp. 329-338.
- HACKLÄNDER, K., FRISCH, C., KLANSEK, E., STEINECK, T. and RUF, T., 2001. On fertility of female European hares (*Lepus europaeus*) in areas of different population densities. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 47(2), pp. 100-110.
- HALBERG, K. and GREGERSEN, J., 2010. *Vorso-et fristed for Naturen*. 1 edn. Denmark: Eigel Holms Forlag.
- HANSEN, S. and JENSEN, T.S., 2007. Almindelig markmus *Microtus agrestis* (Linnaeus, 1761). In: H.J. BAAGØE and T.S. JENSEN, eds, 1 edn. København: Gyldendal, pp. 128-131.
- HILTON, G.M., RUXTON, G.D. and CRESSWELL, W., 1999. Choice of foraging area with respect to prædation risk in redshanks: The effects of weather and prædator activity. *Oikos*, 87(2), pp. 295-302.

- HOELEGAARD, S.M., 2008. *Foraging ecology of the red fox (Vulpes vulpes) in a Danish polder, Tøndermarsken*, Department of Wildlife Biology and Biodiversity, National Environmental Research Institute, University of Aarhus, Denmark.
- HOLT, A.R., DAVIES, Z.G., TYLER, C. and STAD-
DON, S., 2008. Meta-Analysis of the Effects of
Prædation on Animal Prey abundance: Evidence
from UK Vertebrates. *PLoS ONE*, 3(6), pp. e2400.
doi:10.1371/journal.pone0002400.
- HOMOLKA, M. and ZIMA, J., 1999. *Lepus euro-
paeus* Pallas, 1778. In: A. MITCHELL-JO-
NES, J.G. AMORI, W. BOGDANOWICZ, B.
KRYSTUFEK, P.J.H. REIJNDERS, F. SPIT-
ZENBERGER, M. STUBBE, J.B. THIESSEN,
V. VOHRALIK and J. ZIMA, eds, *The Atlas of
European Mammals*. London: T&AD Poyser, pp.
166-167.
- HOOVER, S.E. and CONOVER, M.R., 2000. Using
Eggs Containing an Irritating Odor to Teach
Mammalian Prædators to Stop Depredating
Eggs. *Wildlife Society Bulletin*, 28(1), pp. 84-89.
- ISAKSSON, D., WALLANDER, J. and LARSSON,
M., 2007. Managing prædation on ground-nesting
birds: The effectiveness of nest exclosures. *Biolo-
gical Conservation*, 136(1), pp. 136-142.
- JARNEMO, A., 2004. Prædation processes: Beha-
vioural interactions between red fox and roe deer
during the fawning season. *Journal of Ethology*,
22(2), pp. 167-173.
- JARNEMO, A. and LIBERG, O., 2005. Red fox
removal and roe deer fawn survival - A 14-year
study. *Journal of Wildlife Management*, 69(3), pp.
1090-1098.
- JARNEMO, A., LIBERG, O., LOCKOWANDT,
S., OLSSON, A. and WAHLSTRÖM, K., 2004.
Prædation by red fox on European roe deer fawns
in relation to age, sex, and birth date. *Canadian
journal of zoology*, 82(3), pp. 416-422.
- JEDRZEJEWSKI, W. and JEDRZEJEWSKA, B.,
1992. Foraging and diet of the red fox *Vulpes vul-
pes* in relation to variable food resources in Bialo-
wieza National Park, Poland. *Ecography*, 15(2),
pp. 212-220.
- JENSEN, T.S. and LODAL, J., 2007. Husmus *Mus
musculus*. In: H.J. BAAGØE and T.S. JENSEN,
eds, *Dansk Pattedyr Atlas*. 1 edn. København: Gyl-
dendal, pp. 160-163.
- JENSEN, B., 2007. Vildkanin *Oryctolagus cuniculus*
(Linnaeus, 1758). In: H.J. BAAGØE and T.S.
JENSEN, eds, *Dansk Pattedyr Atlas*. 1 edn. Kø-
benhavn: Gyldendal, pp. 104-111.
- JENSEN, B., 1977. Ræven (*Vulpes vulpes*) og ræve-
jagt i Danmark 1973/74. *Danske Vildtundersøgel-
ser*, 27, pp. 1-23.
- JENSEN, B., 1970. The effect of a fox control pro-
gramme. *Trans. IX Int. Congr. Game Biol.*, , pp.
480.
- JENSEN, B. and SEQUEIRA, D.M., 1978. The diet
of the red fox (*Vulpes vulpes* L.) in Denmark. *Da-
nish Review of Game Biology*, 10(8), pp. 1-16.
- JENSEN, T.L.W., 2009. *Identifying causes of popula-
tion decline of the brown hare (Lepus europeaus)
in agricultural landscapes in Denmark*, National
Environmental Research Institute, Aarhus Uni-
versity, Denmark.
- JEWGENOW, K., DEHNHARD, M., HILDE-
BRANDT, T.B. and GÖRITZ, F., 2006. Contra-
ception for publication control in exotic carnivores.
Theriogenology, 66, pp. 1525-1529.
- KAHLERT, J., ASFERG, T. and ODDERSKÆR, P.,
2008. *Agerhønsenes biologi og bestandsregulering*.
666. Faglig rapport fra DMU.
- KJELDEN, J.P., 2008. Ynglefugle i Vejlerne. *Dansk
Ornithologisk Forenings Tidsskrift*, 102(1), pp.
1-240.
- KJELLANDER, P. and NORDSTRÖM, J., 2003.

- Cyclic voles, prey switching in red fox, and roe deer dynamics - A test of the alternative prey hypothesis. *Oikos*, 101(2), pp. 338-344.
- KNAUER, F., KÜCHENHOFF, H. and PILZ, S., 2010. A statistical analysis of the relationship between red fox *Vulpes vulpes* and its prey species (grey partridge *Perdix perdix*, brown hare *Lepus europaeus* and rabbit *Oryctolagus cuniculus*) in Western Germany from 1958 to 1998. *Wildlife Biology*, 16(1), pp. 56-65.
- KOWALCZYK, R., JÉDRZEJEWSKA, B., ZA-LEWSKI, A. and JÉDRZEJEWSKI, W., 2008. Facilitative interactions between the Eurasian badger (*Meles meles*), the red fox (*Vulpes vulpes*), and the invasive raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Canadian journal of zoology*, 86(12), pp. 1389-1396.
- KRISTIANSEN, J.N., 1998. Egg prædation in reed-bed nesting Greylag Geese *Anser anser* in Vejlerne, Denmark. *Ardea*, 86(2), pp. 137-145.
- KUIJPER, D.P.J., OOSTERVELD, E. and WY-MENGA, E., 2009. Decline and potential recovery of the European grey partridge (*Perdix perdix*) population-a review. *European Journal of Wildlife Research*, , pp. 1-9.
- LANGGEMACH, T. and BELLEBAUM, J., 2005. Prædation und der schutz bodenbrütender vogelarten in Deutschland. *Vogelwelt*, 126, pp. 259-298.
- LINDSTROM, E.R., ANDREN, H., ANGELSTAM, P., CEDERLUND, G., HORNFELDT, B., JADERBERG, L., LEMNELL, P.A., MARTINSON, B., SKOLD, K. and SWENSON, J.E., 1994. Disease reveals the prædators: Sarcoptic mange, red fox prædation, and prey populations. *Ecology*, 75(4), pp. 1042-1049.
- LINDSTROM, E.R., BRAINERD, S.M., HELLDIN, J.O. and OVERSKAUG, K., 1995. Pine marten-red fox interactions: a case of intraguild prædation? *Annales Zoologici Fennici*, 32(1), pp. 123-130.
- LLOYD, H.G., ed, 1980. *The Red Fox*. 1 edn. London: B.T. Batsford LTD.
- LOWE, V.P.W., 1991. Radionuclides and the Birds at Ravenglass. *Environmental Pollution*, 70, pp. 1-26.
- MABEE, T.J. and ESTELLE, V.B., 2000. Assessing the effectiveness of prædator exclosures for plovers. *The Wilson Bulletin*, 112(1), pp. 14-20.
- MACDONALD, D.W. and BAKER, S.E., 2004. Non-lethal control of fox prædation: The potential of generalised aversion. *Animal Welfare*, 13(1), pp. 77-85.
- MACDONALD, D.W., BRUNCE, R.G.H. and BACON, P.J., 1981. Fox populations, habitat characterization and rabies control. *Journal of Biogeography*, 8, pp. 145-151.
- MACDONALD, D.W. and HALLIWELL, E.C., 1994. The rapid spread of red foxes, *Vulpes vulpes*, on the Isle of Man. *GLOBAL ECOL.BIOGEOGR.LETT.*, 4(1), pp. 9-16.
- MACDONALD, M.A. and BOLTON, M., 2008. Prædation of Lapwing *Vanellus vanellus* nests on lowland wet grassland in England and Wales: Effects of nest density, habitat and prædator abundance. *Journal of Ornithology*, 149(4), pp. 555-563.
- MAJOR, R.E., 1990. The effect of human observers on the intensity of nest prædation. *Ibis*, 132(4), pp. 608-612.
- MASLO, B. and LOCKWOOD, J.L., 2009. Evidence-based decisions on the use of prædator exclosures in shorebird conservation. *Biological Conservation*, 142(12), pp. 3213-3218.
- MEISNER, K., 2008. *Habitat selection of red foxes (Vulpes vulpes) in a Danish polder ecosystem, based on radiotelemetry and spotlight surveys.*
- MILJØMINISTERIET 2011. *Redegørelse om muligheder for yderligerefredning og bedre beskyttelse af Tøndermarskens unikke naturværdier. Rapport.* pp 1-21.

- MURPHY, R.K., GREENWOOD, R.J., IVAN, J.S. and SMITH, K.A., 2003. Prædator exclusion methods for managing endangered shorebirds: Are two barriers better than one? *Waterbirds*, 26(2), pp. 156-159.
- MYSTERUD, A. and ØSTERBY, E., 2006. Effect on climate and density on individual and population growth of roe deer (*Capreolus capreolus*) at northern latitudes: the Lier valley, Norway. *Wildlife Biology*, 12(3), pp. 321-329.
- NEWTON, I., 1993. Prædation and limitation of bird numbers. *Current Ornithology*, 11, pp. 143-198.
- NICOLAUS, L.K., HERRERA, J., NICOLAUS, J.C. and DIMMICK, C.R., 1989. Carbachal as a conditioned aversion agent to control avian deprædation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 26, pp. 13-21.
- NIELSEN, R.D., 2007. *Impacts of prædation on the hatching success of Northern Lapwing Vanellus vanellus in relation to Red Fox Vulpes vulpes density*. University of Aarhus, Denmark: Department of Wildlife Biology and Biodiversity National Environmental Research Institute.
- NIELSEN, S.M., 1990. The food of rural and suburban woodland foxes (*Vulpes vulpes*) in Denmark. *Natura Jutlandica*, 23, pp. 25-32.
- NORDSTRÖM, J., KJELLANDER, P., ANDREN, H. and MYSTERUD, A., 2009. Can supplemental feeding of red foxes *Vulpes vulpes* increase roe deer *Capreolus capreolus* recruitment in the boreal forest? *Wildlife Biology*, 15(2), pp. 222-227.
- OLSEN, H., 2003. *Patterns of predaion on ground nesting meadow birds*, Zoology Section, Department of Ecology, The Royal Veterinary and Agricultural University Copenhagen, Denmark.
- OLSEN, H. and SCHMIDT, N.M., 2004. Response of Hooded Crow *Corvus corone cornix* and Magpie *Pica pica* to exposure to artificial nests. *Bird Study*, 51(1), pp. 87-90.
- OLSEN, H. and SCHMIDT, N.M., 2003. Impacts of wet grassland management and winter severity on wader breeding numbers in eastern Denmark. *Basic and Applied Ecology*, 5, pp. 203-210.
- PAGH, S., 2010. Holdninger til byræve *Vulpes vulpes* i et villakvarter i Århus. *Flora og Fauna*, 116(4), pp. 101-106.
- PALOMARES, F. and CARO, T.M., 1999. Interspecific killing among mammalian carnivores. *American Naturalist*, 153(5), pp. 492-508.
- PALOMARES, F. and RUIZ-MARTINEZ, I., 1994. The density of red fox and the effect of its preying on small game during the kit season in south-eastern Spain. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 40(3), pp. 145-155.
- PANEK, M., 2009. Factors affecting prædation of red foxes *vulpes vulpes* on brown hares *lepus europæus* during the breeding season in Poland. *Wildlife Biology*, 15(3), pp. 345-349.
- PANEK, M., KAMIENIARZ, R. and BRESIŃSKI, W., 2006. The effect of experimental removal of red foxes *Vulpes vulpes* on spring density of brown hares *Lepus europæus* in western Poland. *Acta Theriologica*, 51(2), pp. 187-193.
- PANZACCHI, M., LINNELL, J.D.C., ODDEN, J., ODDEN, M. and ANDERSEN, R., 2008. When a generalist becomes a specialist: Patterns of red fox prædation on roe deer fawns under contrasting conditions. *Canadian journal of zoology*, 86(2), pp. 116-126.
- PANZACCHI, M., LINNELL, J.D.C., ODDEN, M., ODDEN, J. and ANDERSEN, R., 2009. Habitat and roe deer fawn vulnerability to red fox prædation. *Journal of Animal Ecology*, 78(6), pp. 1124-1133.
- PANZACCHI, M., LINNELL, J.D.C., SERRAO, G., EIE, S., ODDEN, M., ODDEN, J. and ANDERSEN, R., 2008. Evaluation of the importance of roe deer fawns in the spring-summer diet of red

- foxes in southeastern Norway. *Ecological Research*, 23(5), pp. 889-896.
- PARISH, D.M.B. and SOTHERTON, N.W., 2007. The fate of released captive-reared grey partridges *Perdix perdix*: Implications for reintroduction programmes. *Wildlife Biology*, 13(2), pp. 140-149.
- PARR, R., 1993. Nest predation and numbers of golden plovers *Pluvialis apricaria* and other moorland waders. *Bird Study*, 40(3), pp. 223-231.
- POTTS, G.R., 1986. *The Partridge: Pesticides, Predation and Conservation*, .
- POTTS, G.R. and AEBISCHER, N.J., 1995. Population dynamics of the grey partridge *Perdix perdix* 1793-1993: monitoring, modelling and management. *Ibis*, 137(Suppl. 1), pp. 29-37.
- POTTS, G.R., EWALD, J.A. and AEBISCHER, N.J., 2010. Long-term changes in the flora of the cereal ecosystem on the Sussex Downs, England, focusing on the years 1968-2005. *Journal of Applied Ecology*, 47(1), pp. 215-226.
- RANDS, M.R.V., 1988. The effect of nest site selection on nest predation in Grey Partridge *Perdix perdix* and Red-legged Partridge *Alectoris rufus*. *Ornis Scandinavica*, 19, pp. 35-40.
- RANDS, M.R.W., 1985. Pesticide use on cereals and the survival of grey partridge chicks: a field experiment. *Journal of Applied Ecology*, 22(1), pp. 49-54.
- REINO, L., PORTO, M., MORGADO, R., MOREIRA, F., FABIÃO, A., SANTANA, J., DELGADO, A., GORDINHO, L., CAL, J. and BEJA, P., 2010. Effects of changed grazing regimes and habitat fragmentation on Mediterranean grassland birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 138(1-2), pp. 27-34.
- REYNOLDS, J.C., STOATE, C., BROCKLESS, M.H., AEBISCHER, N.J. and TAPPER, S.C., 2010. The consequences of predator control of brown hares (*Lepus europaeus*) on UK farmland. *European Journal of Wildlife Research*, 56, pp. 541-549.
- REYNOLDS, J.C. and TAPPER, S.C., 1996. Control of mammalian predators in game management and conservation. *Mammal Review*, 26(2-3), pp. 127-155.
- RILEY, T.Z. and SCHULZ, J.H., 2001. Predation and ring-necked pheasant population dynamics. *Wildlife Society Bulletin*, 29(1), pp. 33-38.
- ROBERTSON, P.A., WOODBURN, M.I.A. and HILL, D.A., 1988. The effects of woodland management for pheasants on the abundance of butterflies in Dorset, England. *Biological Conservation*, 45(3), pp. 159-167.
- RUSHTON, S.P., SHIRLEY, M.D.F., MACDONALD, D.W. and REYNOLDS, J.C., 2006. Effects of culling fox populations at the landscape scale: A spatially explicit population modeling approach. *Journal of Wildlife Management*, 70(4), pp. 1102-1110.
- SCHEKKERMAN, H., TEUNISSEN, W. and OOSTERVELD, E., 2009. Mortality of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands: Influence of predation and agriculture. *Journal of Ornithology*, 150(1), pp. 133-145.
- SCHEKKERMAN, H., TEUNISSEN, W. and OOSTERVELD, E., 2008. The effect of 'mosaic management' on the demography of black-tailed godwit *Limosa limosa* on farmland. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), pp. 1067-1075.
- SCHMIDT, N.M., ASFERG, T. and FORCHHAMMER, M.C., 2004. Long-term patterns in European brown hare population dynamics in Denmark: Effects of agriculture, predation and climate. *BMC Ecology*, 4.
- SEYMOUR, A.S., HARRIS, S., RALSTON, C. and WHITE, P.C.L., 2003. Factors influencing the

- nesting success of lapwings *Vanellus vanellus* and behaviour of Red Fox *Vulpes vulpes* in Lapwing nesting sites. *Bird Study*, 50(1), pp. 39-46.
- SILVA, J.P., PHILLIPS, L., JONES, W., ELDRIDGE, J. and O'HARA, E., 2007. *Life and Europe's wetlands- Restoring a vital ecosystem*. Luxembourg: European Commission.
- SMITH, R.K., JENNINGS, N.V. and HARRIS, S., 2005. A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Review*, 35, pp. 1-24.
- SMITH, R.K., JENNINGS, N.V., ROBINSON, A. and HARRIS, S., 2004. Conservation of European hares *Lepus europaeus* in Britain: Is increasing habitat heterogeneity in farmland the answer? *Journal of Applied Ecology*, 41(6), pp. 1092-1102.
- STUBBE, M., 1999. *Vulpes vulpes (Linnaeus, 1758). The Atlas of European Mammals*. 1 edn. T&AD Poyser Ltd (A&C Black), pp. 318-319.
- TAPPER, S.C., POTTS, G.R. and BROCKLESS, M.H., 1996. The effect of an experimental reduction in predation pressure on the breeding success and population density of grey partridges *Perdix perdix*. *Journal of Applied Ecology*, 33(5), pp. 965-978.
- TEUNISSEN, W., SCHEKKERMAN, H., WILLEMS, F. and MAJOOR, F., 2008. Identifying predators of eggs and chicks of Lapwing *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwit *Limosa limosa* in the Netherlands and the importance of predation on wader reproductive output. *Ibis*, 150(SUPPL.1), pp. 74-85.
- THORUP, O., 2006. *Breeding waders in Europe 2000*. Thetford, UK: .
- TOMPKINS, D.M., DRAYCOTT, R.A.H. and HUDSON, P.J., 2000. Field evidence for apparent competition mediated via the shared parasites of two gamebird species. *Ecology Letters*, 3(1), pp. 10-14.
- TOMPKINS, D.M., DUNN, A.M., SMITH, M.J. and TELFER, S., 2011. Wildlife diseases: From individuals to ecosystems. *Journal of Animal Ecology*, 80(1), pp. 19-38.
- TROUT, R.C. and TITTENSOR, A.M., 1989. Can predators regulate wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* population density in England and Wales? *Mammal Review*, 19(4), pp. 153-173.
- VAN DER VALK, R., 1996. The possible influence of Foxes *Vulpes vulpes* on the breeding biology of the Tufted Duck *Aythya fuligula* in the Amsterdam Waterworks Dunes. *Limosa*, 69(3), pp. 97-102.
- VERSTRAEL, T.J., 1996. Research on breeding birds in Dutch dune areas. *Landscape and Urban Planning*, 34(3-4), pp. 301-313.
- VILDTINFORMATION 2008. *Miljøministeriet, Skov og Naturstyrelsen*. pp 1-16.
- VIRGÓS, E., CABEZAS-DÍAZ, S., MALO, A., LOZANO, J. and LÓPEZ-HUERTAS, D., 2003. Factors shaping European rabbit abundance in continuous and fragmented populations of central Spain. *Acta Theriologica*, 48(1), pp. 113-122.
- WATSON, M., AEBISCHER, N.J., POTTS, G.R. and EWALD, J.A., 2007. The relative effects of raptor predation and shooting on overwinter mortality of grey partridges in the United Kingdom. *Journal of Applied Ecology*, 44(5), pp. 972-982.
- WEBBON, C.C., BAKER, P.J. and HARRIS, S., 2004. Faecal density counts for monitoring changes in red fox numbers in rural Britain. *Journal of Applied Ecology*, 41, pp. 768-779.
- WESTMORELAND, D. and BEST, L.B., 1985. The effect of disturbance on mourning dove nesting success. *Auk*, 102(4), pp. 774-780.