



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 666, 2008

Agerhønenes biologi og bestandsregulering

En gennemgang af den nuværende viden



[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 666, 2008

Agerhønenes biologi og bestandsregulering

En gennemgang af den nuværende viden

Johnny Kahlert
Tommy Asferg
Peter Odderskær

Datablad

- Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 666
- Titel: Agerhønenes biologi og bestandsregulering
Undertitel: En gennemgang af den nuværende viden
- Forfattere: Johnny Kahlert, Tommy Asferg & Peter Odderskær
Afdeling: Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet
- Udgiver: Danmarks Miljøundersøgelser©
Aarhus Universitet
URL: <http://www.dmu.dk>
- Udgivelsesår: April 2008
Redaktion afsluttet: April 2008
Faglig kommentering: Toke Thomas Høye
- Korrektur: Else-Marie Nielsen
- Finansiel støtte: Skov- og Naturstyrelsen
- Bedes citeret: Kahlert, J., Asferg, T. & Odderskær, P. 2008: Agerhønenes biologi og bestandsregulering. En gennemgang af den nuværende viden. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 62 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 666. <http://www.dmu.dk/Pub/FR666.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Denne rapport er sammenstilling af den faglige viden om agerhøns med særlig vægt på danske forhold. Agerhønen er generelt en velundersøgt art i europæisk sammenhæng, idet arten er genstand for nogle beskyttelsesmæssige, jagtlige og udsætningsmæssige interesser. Agerhønen har undergået en markant tilbagegang i mange europæiske lande herunder Danmark i løbet af de sidste 50-60 år. Tilbagegangen tilskrives primært ændringer i landbrugsdriften siden 1950'erne, men det er også veldokumenteret, at især prædation og vejrforhold spiller en markant rolle i agerhønenes bestandsregulering. Rapporten vurderer, at udviklingen i agerhønebestanden kan vendes, men at det kræver, at flere af de betydende faktorer har en gunstig status. Det konstateres, at selvom fokuserede tiltag på levestederne har en gavnlig effekt på lokale bestande, er det ikke slået igennem i de nationale bestandstal. Årsagen er formentlig, at sådanne tiltag har et relativt begrænset omfang.
- Emneord: Agerhøne, bestandsregulering, landbrug, prædatorer, vejr, jagt, sygdomme, udsætning, forvaltning, litteratur.
- Layout: Grafisk værksted, DMU Silkeborg
- Omslagsfoto: Agerhøne. Foto: Jørn Pagh Berthelsen
- ISBN: 978-87-7073-043-3
ISSN (elektronisk): 1600-0048
- Sideantal: 62
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside <http://www.dmu.dk/Pub/FR666.pdf>

Indhold

Resumé 5

English summary 8

1 Indledning 11

2 Udviklingstendenser i agerhøne- bestande 13

2.1 Danmark 13

2.2 Europa 15

3 Bestandsparametre 17

4 Andre aspekter af biologien 20

4.1 Habitatvalg 20

4.2 Fødeøkologi 21

4.3 Spredningsmønstre 22

5 Betydende faktorer for agerhønebestande 23

5.1 Landbrug 23

5.2 Prædatorer 26

5.3 Vejrforhold 28

5.4 Jagt 30

5.5 Sygdomme og parasitter 31

5.6 Udsætning 32

5.7 Samlet vurdering af betydende faktorer i Danmark 33

6 Forvaltning af agerhøne 37

7 Diskussion 41

8 Referencer 46

Appendiks 1 58

Appendiks 2 60

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

[Tom side]

Resumé

Denne rapport præsenterer resultaterne af et litteraturstudie af agerhøne baseret på videnskabelig litteratur, rapporter og populærvidenskabelige artikler fra ind- og udland. Litteraturstudiet skal ses som et supplement til igangværende undersøgelser på agerhøne i forskningspakken "Vildt og Landskab".

Rapporten behandler fire hovedemner: 1) udviklingstendenser i europæiske agerhønebestande over de sidste 50-60 år, 2) generel biologi, 3) årsager til den observerede bestandsudvikling og 4) forvaltning af agerhøne i forskellige europæiske lande. Selvom rapporten i udgangspunktet anskuer problemstillingerne ud fra en overordnet bestandsmæssig, europæisk synsvinkel, er aspekter, der relaterer sig til danske agerhøns og deres levevilkår, vægtet forholdsvis meget. I den forbindelse er der foretaget nye analyser af eksisterende data fra vildtudbyttestatistikken og Dansk Ornitologisk Forenings punktællingsprogram.

En sammenstilling af fugleoptællingsprogrammer og opgørelser over jagtudbytte viser, at bestande af agerhøns har været i tilbagegang i det meste af Europa over de sidste 50-60 år. Tilbagegangen har alle steder været markant, og i Danmark udgør det aktuelle jagtudbytte under 10% af, hvad det var omkring 1940. Tilbagegangen synes mange steder at være foregået trinvis og har til en vis grad været synkroniseret i flere lande. I Danmark er der konstateret fem markante nedgangsperioder: 1) i starten af 1950'erne, 2) i starten af 1960'erne, 3) omkring 1980, 4) i slutningen af 1990'erne samt 5) 2003-2006. Siden 1994 er jagtudbyttet (indirekte mål for bestandsændringer) faldet i 11 ud af 13 år. Der har været tilbagegang i alle landsdele, hvilket også understøttes af resultater fra punktællinger. I de senere år kan faldet i jagtudbyttet dog være større end den reelle bestandsnedgang på grund af en mildere afskydning.

En gennemgang af agerhønens biologi viser nogle særlige karakteristika:

- Agerhøne er en art med relativ kort gennemsnitlig levetid (under ét år), men lægger til gengæld mange æg (10-20). Arten er dermed relativ følsom overfor ændringer i reproduktionsforhold (æg og kyllinger). Bestandsdynamikken giver dog et potentiale for hurtigt at vende tilbage til et givet bestandsniveau efter en nedgangsperiode, hvis den påvirkning, som var årsag til nedgangen, reduceres eller forsvinder.
- Agerhøne er entydigt knyttet til landbrugsområder gennem hele dens årscyklus, dog udviser arten en præference for områder i landskabet, som ikke direkte indgår i landbrugsdriften: småbiotoper, hegn, markskel, udyrkede arealer og vildtstriber. Disse habitattyper medvirker til at dække forskellige basale behov i form af tilgængelige og velegnede føderessourcer samt ly og prædationsbeskyttelse for reder, kyllinger og voksne fugle.
- Voksne agerhøns lever næsten udelukkende af planteføde, herunder især frø fra ukrudtsplanter og grønne blade fra græs og små kornplanter. Agerhønskyllinger lever i de første uger af deres liv fortrinsvis af insekter.

- Agerhøne spreder sig relativt lidt i landskabet. I en sammenstilling af 12 europæiske undersøgelser var den gennemsnitlige spredningsafstand højst 3,5 km.

Tilbagegangen hos de europæiske agerhøns er hovedsageligt kædet sammen med landbrugets udvikling efter 1950, hvor udbredelsen af de foretrukne områder, der ikke indgår direkte i landbrugsdriften (småbiotoper), er blevet væsentligt indskrænket. Dermed er mange af de potentielle rede- og fødesøgningshabitater forsvundet. Derudover har brugen af herbicider og insekticider reduceret fødegrundlaget markant for både voksne fugle og kyllinger.

Nye analyser af danske data dokumenterer, at strenge vintre samt lave temperaturer og megen nedbør i kyllingeperioden forklarer en del af de årlige udsving, som jagtudbyttet af agerhøne har vist siden 1941. Bestandsændringer hos ræv (her målt som ændringer i jagtudbyttet) har ligeledes en vis betydning for agerhønsene, men effekten af ræv er ikke så stor som vejrforholdene. Udover ræv har agerhøne en lang række andre fjender, bl.a. visse rovfugle og mårdyr.

Både danske og udenlandske undersøgelser tyder på, at der findes terræner, hvor jagten ikke er bæredygtig. Der er i rapporten givet eksempler på, hvorledes man i forskellige europæiske lande har retningslinier for, hvad man anser for bæredygtig jagt. Disse retningslinier spænder fra officielle anbefalinger fra myndigheder til, hvad der blandt jægere anses for sund fornuft.

Sygdomme og parasitter hos agerhøne synes ikke at have spillet nogen større rolle for bestandsudviklingen. Problemstillingen er dog ikke særligt godt belyst.

Det kan ikke udelukkes, at tæthederne af agerhøns nogle steder (bl.a. i Danmark) efterhånden er blevet så lave, at det i sig selv øger risikoen for yderligere bestandstilbagegang. Artens relativt lave mobilitet bidrager hertil.

I mange europæiske lande foretages udsætninger af agerhøns. Opdrættede agerhøns har typisk en lavere overlevelseschance end vildtlevende fugle, når de sættes ud i naturen. Dette synes at være hovedårsagen til, at der ikke findes eksempler fra Europa, hvor udsætninger har medført, at bestande af agerhøns er blevet reableret over større geografiske områder.

Det vurderes, at agerhøne i kraft af artens store reproduktionspotentialer fortsat har en mulighed for at få en vedholdende fremgang. Hvis de nuværende prognoser for fremtidens klima holder stik, må det antages at vejrforholdene i fremtiden vil være gunstige for agerhøne i Danmark. Sammenstillinger af data i denne rapport viser dog, at det næppe er nok, at blot én af de vigtige underliggende betydningsfulde faktorer har en gunstig status, hvis man skal være sikker på, at det udmøntes i en fremgang i agerhønebestanden.

Flere steder i Europa er der på lokalt plan fremvist positive effekter for agerhønsene i forbindelse med forskellige målrettede tiltag, der forbedrer levestederne i landbrugsområder. Der er i rapporten lavet en gen-

nemgang af sådanne habitatforbedrende tiltag. Der er stor overensstemmelse i forskellige europæiske lande med hensyn til, hvad man anser for habitatforbedringer for agerhøne, som bl.a. sigter mod at øge tilgængeligheden af redesteder, øge ungeoverlevelse samt øge vinter- og forårsoverlevelse hos voksne fugle. Når det ikke har slået igennem i de nationale bestandstal for agerhøne, er det formentlig fordi, de områder, hvor sådanne tiltag finder sted, udgør en meget lille del af det samlede landbrugsareal.

English summary

This report presents the results of a literature study on grey partridge based upon peer-reviewed papers, reports and popular articles from Denmark and abroad. The literature study should be considered as a supplement to on-going studies on grey partridge under the research programme "Wildlife and Landscape"

The report considers four main issues: 1) changes in European partridge populations during the last 50-60 years, 2) general biology, 3) causes of the observed population trends and, 4) management of grey partridge in different European countries. Although the report considers the different issues from an overall European perspective, from the outset emphasis is placed on aspects that relate specifically to Danish partridges and their particular circumstances. New analyses of existing data are presented derived from the Danish hunting bag statistics and point counts organised by the Danish Ornithological Society.

The collation of bird count survey data and the results of analysis of bag statistics showed that grey partridge has suffered from a significant decline in numbers during the last 50-60 years, and in Denmark the number of shot partridge currently equates to less than 10% of those taken around 1940. In many countries, falling numbers seem to have shown a stepwise decline and to certain extent these patterns appear synchronized between countries. In Denmark five periods of significant decline can be identified: 1) early 1950s, 2) early 1960s, 3) around 1980, 4) late 1990s and finally from 2003 to 2006. Since 1994, the number of bagged partridges (a proxy for changes in population size) has fallen in 11 out of 13 years. Declines were reported from all regions of Denmark, which were also confirmed by the national point count surveys. In recent years, the decline in the number of bagged partridges may overestimate the actual decline in numbers due to a reduced hunting effort on grey partridge.

A review of the biology of the grey partridge revealed certain characteristics:

- The grey partridge is relatively short-lived (on the average less than one year), but produces a large clutch (10-20 eggs). Accordingly, the species is relatively susceptible to changes in reproductive output (egg and chick production). However, these characteristics of partridge population dynamics give the potential for relatively rapid restoration to abundance after a decline, as long as the factors responsible for the declines are reduced in magnitude or removed.
- The grey partridge is consistently associated with farmland throughout the annual life cycle; showing particular preferences for areas that are not directly associated with production: small uncultivated areas, hedgerows, field margins and uncropped wildlife strips. These habitats contribute to provide various basic needs, including adequate available food resources; cover for nesting and predation avoidance for adults and chicks.

- Adults grey partridges feed almost exclusively on plant material, especially seeds from weed and green leaves from grasses and small cereal plants. During the first weeks after hatching, chicks primarily feed on insects.
- Grey partridge shows little dispersal. Twelve studies within Europe have shown that the average dispersal remained at maximum 3.5 km.

The decline amongst European partridges has mainly been linked to changes in agriculture since 1950. During this period, the size and distribution of small uncultivated areas has reduced significantly. Hence, many potential nest and feeding habitats have disappeared. The use of herbicides and insecticides has also limited food resources considerably for both adults and chicks.

New analyses of data from Denmark confirmed that severe winters together with low temperatures and heavy rainfall during the chick period explain a substantial proportion of the year to year change in the numbers of bagged partridges since 1941. Bag statistics on red fox (as an index of population change in this important predator) suggest its abundance has some impact on grey partridge abundance, but to a lesser extent than weather conditions. In addition to red fox, grey partridge are predated by other species, including birds of prey and mustelids.

Studies in Denmark and elsewhere indicate cases where locally grey partridge hunting is clearly not sustainable, along side other examples presented in the report where the hunt is considered sustainable in different European countries. Guidance on how to attain a sustainable partridge hunt varied considerably between case studies, and is not necessarily based on scientific evidence. Advice ranges from official recommendations from authorities to what is considered as common sense amongst hunters.

There are no indications that diseases and parasites amongst grey partridge should have played a major role in the changes in numbers. The issue is, however, not supported by in-depth studies to the present time.

It may be that grey partridge densities in some places (including areas in Denmark) have become so low that this in itself may increase the risk of further declines. The low dispersal rate of the species contributes to this fact. In many European countries, hand-raised grey partridges are released to supplement "wild" populations. Released partridges typically suffer from lower survival rate after release, the main reason why release projects have not restored partridge populations to previous levels on a larger geographical scale.

It is concluded that the grey partridge still has the potential to maintain a dramatic increase in numbers, mainly because of their potential for very high annual reproductive output. If the present predictions for climate change are manifest, future weather conditions are likely to be beneficial to Danish partridges. However, the interaction of compounding factors that presently limit the grey partridge in contemporary Danish farmland, means that more than just one of the underlying factors important for population changes must prevail, if the grey partridge is to be successfully restored to previous population levels.

At a number of sites throughout Europe, positive effects on grey partridge population densities have been demonstrated at the local level after the provision of targeted measures, which improve the habitat in agricultural areas. This report reviews these measures and presents a synthesis of the generally good match across different European countries of what is considered as habitat improvement and enhancement for grey partridge. These recommendations include increasing the availability of nest sites and enhancing chick survival as well as winter and spring survival amongst adults. So far, these improvements have not had a significant impact on partridge numbers on the national scale, most likely because they have been carried out on a relatively small part of the total farmland area.

1 Indledning

Formålet med denne rapport er at tilvejebringe en aktuel status, der på baggrund af et litteraturstudie beskriver, hvorledes det står til med bestande af agerhøne i såvel Danmark som andre europæiske lande efter årtiers generel tilbagegang (Hagemeijer & Blair 1997). Endvidere gennemgås aspekter af agerhønes biologi med henblik på at inddrage den nyeste viden om de faktorer, der har betydning for bestandenes størrelse. Herunder fremdrages mulige årsager til den generelle bestandstilbagegang. Desuden foretages også en gennemgang af de forvaltningstiltag og anbefalinger til "best practice", der er udviklet i forbindelse med forsøg på genopretning af bestande i forskellige europæiske lande.

I relation til danske forhold kan nærværende projekt ses som et supplement til forskningspakken "Vildt og Landskab", der afsluttes i 2008. Denne forskningspakke har bl.a. til formål at give et bud på de tiltag, der er nødvendige for at vende tilbagegangen for agerhøne i Danmark. Dette gøres ved hjælp af metodeudvikling i relation til optællinger og karakterisering af levesteder, undersøgelser af forekomster og jagtlig udnyttelse, modellering af bestandsudvikling på landskabsniveau samt demonstration og formidling af bestandsgenoprettende driftstiltag. Denne rapport vil præsentere et samlet overblik over den basisviden, der ligger til grund for agerhøneprojekterne i "Vildt og Landskab", ligesom evt. problemstillinger, der ikke er dækket af forskningspakken, vil kunne identificeres.

Arbejdet har taget udgangspunkt i et notat, som DMU tidligere har udarbejdet om de aktuelle emner (Odderskær 2006), og rapporten kan derfor ses som en videreudbygning af dette notat. Rapporten afviger lidt fra et litteraturstudie i traditionel forstand, idet der er lagt særlig vægt på danske forhold. I den forbindelse er der også foretaget nogle statistiske analyser med baggrund i data fra DMU's vildtudbyttestatistik og punkt-optællinger organiseret af Dansk Ornitologisk Forening.

Vi vil gerne takke den kreds af personer og institutioner, som har bidraget til dette projekt: Skov & Naturstyrelsen for økonomisk støtte og især til Sandor Hestbæk Markus, som har været vores kontaktperson i styrelsen, Annette Samuelsen Miljøstyrelsen takkes for historiske pesticiddata, Christian Andreasen Københavns Universitet takkes for at have stillet endnu ikke publiceret materiale om langtidsudviklingen hos markurter til rådighed. Henning Heldbjerg, Dansk Ornitologisk Forening, takkes for beregninger af nationale og regionale bestandsudviklinger i Danmark. En række forskere har bidraget med oplysninger om udenlandske forhold. I den forbindelse takkes Jörg Tillmann, Veterinary University, Hannover, Tyskland, Marek Panek, Research Station PHA, Czempin, Polen, David Kleijn, Wageningen University, Holland, Elisabeth Bro, ONCFS, Frankrig, Eva Knop, Schweizerische Vogelwarte, Sempach samt Tony Fox, DMU. Endelig en tak til vores kolleger i Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet for konstruktive diskussioner eller direkte indspil til rapporten, herunder især dem, som på forskellig vis er involveret i arbejdet med agerhøne på Kalø: Liselotte W. Andersen, Jørn Pagh Berthel-

sen, Chris Topping samt Toke Thomas Høye, som også har været intern
referee på rapporten.

2 Udviklingstendenser i agerhønebestande

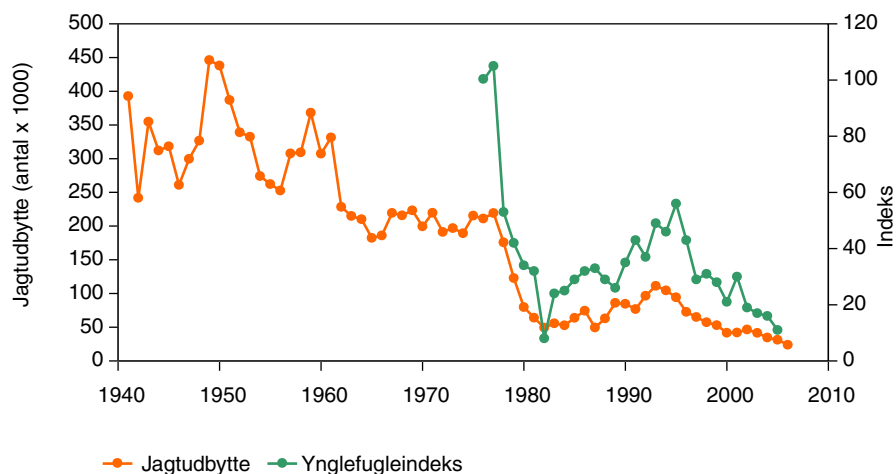
2.1 Danmark

Agerhøne er udbredt over det meste af landet og lever næsten udelukkende i det åbne land – dyrket som udyrket. Grell (1998) nævner dog steder, hvor artens udbredelse tilsyneladende er blevet indskrænket. Det gælder dele af det sydøstlige Sønderjylland, Vestfyn og Nordøstsjælland. Som for andre relativt udbredte og almindeligt forekommende arter er det vanskeligt at opgøre bestanden på nationalt plan. Før 1960 antages bestanden at have ligget på over 100.000 par, mens man i perioden 1994-1996 regnede med ca. 20.000-30.000 par på baggrund af en atlasundersøgelse (Grell 1998). I år 2000 er tallet nedjusteret igen, idet antallet anslås til 10.000-15.000 par (DOF 2007). Tallene er dog formentligt behæftet med nogen usikkerhed, og agerhøne kan fluktuere stærkt i antal mellem år. På potentielle agerhøneterræner har Asferg m.fl. (2006) estimeret tætheden til at ligge mellem 1,63 og 2,62 par pr. km².

Der findes to kilder til at beskrive bestandsændringer fra år til år: 1) ændringer i jagtudbytte (vildtudbyttestatistikken), og 2) ændringer i forekomster baseret på standardoptællinger (punkt-tællinger organiseret af Dansk Ornitologisk Forening), hvor forekomsterne er beregnet efter en standardiseret metode (ynglefugleindeks). Begge kilder har deres fordele og begrænsninger. Jagtudbyttet er således kun et indirekte mål for bestandstørrelsen og kan over tid være påvirket af ændringer i jægernes adfærd. Styrken i denne metode ligger i, at en meget høj procentdel af jægerne indberetter (typisk mere end 60%), hvad de har nedlagt. Punkt-tællingerne er ikke optimale som optællingsredskab for en art som agerhøne, der lever relativt skjult i agerlandet og ikke særligt hyppigt gør brug af stemmeytringer. Styrken i metoden ligger i at år til år ændringer beregnes ud fra forekomster i områder, der er optalt samme sted og på samme måde. Opgørelser af det totale jagtudbytte for agerhøne går tilbage til 1941, mens det nationale ynglefugleindeks for agerhøne kan beregnes fra 1976. Ingen af de to fremgangsmåder er i stand til at skelne mellem vildtlevende og udsatte bestande.

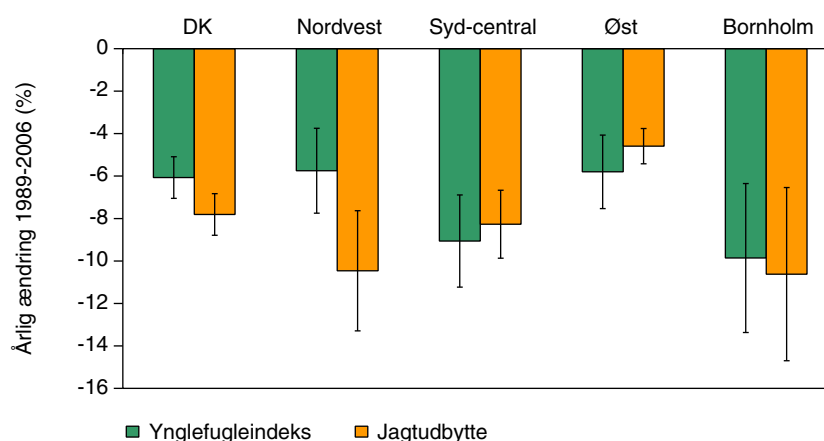
Langtidsudviklingen i jagtudbyttet viser en meget markant nedgang efter 1940'erne, hvor der i gennemsnit årligt blev nedlagt 328.224 agerhøns (N=9). Herefter har der i hovedparten af årene (64%, N=56) været tilbagegang i antallet af nedlagte agerhøns til omkring 23.000 i 2006 (Fig. 1). Samlet set har agerhøne haft fem markante nedgangsperioder, hvor antallet systematisk over en periode på mindst 3 år er blevet reduceret med mindst 25%: 1950-56, 1962-65, 1978-82, 1994-2000 og 2003-2006. Kun efter den første markante nedgangsperiode har en efterfølgende fremgangsperiode været i stand til at bringe udbyttet tilbage på tidligere tiders høje niveau. Efter nedgangsperioden i slutningen af 70'erne var der efterfølgende en delvis kompenserende fremgang, som dog kun holdt frem til 1993. Nærmere beskrivelse af mulige årsager til bestandsændringer findes i afsnit 5.7.

Figur 1. Jagtudbytte 1941-2006 (korrigeret for manglende indberetninger) og ynglefugleindeks for agerhøne i perioden 1976-2005 (efter Asferg 2007 og Heldbjerg 2007).



Der er stor overensstemmelse mellem jagtudbyttet og ynglefugleindekset (Heldbjerg 2007). Samlet set har den årlige tilbagegang siden 1989 været på ca. 7% om året (Fig. 2). I en analyse af den regionale udvikling, som det er muligt at foretage for både ynglefugleindekset og jagtudbyttet fra 1989 til 2006, kan det konstateres, at der har været tilbagegang over hele landet i denne periode (Fig. 2). Også på regionalt plan er der generelt god overensstemmelse mellem jagtudbytte og ynglefugleindeks (under 2% forskel i gennemsnitlig årlig ændring, bortset fra i den nordvestlige del af landet). Selvom agerhønebestanden generelt er i tilbagegang, viste en spørgebrevsundersøgelse i jagtsæsonen 2003/2004, at der på lokalt plan er et betydeligt antal terræner, hvor agerhønebestanden vurderes til at være stabil eller i fremgang (Asferg m.fl. 2006).

Figur 2. Gennemsnitlig årlig ændring (\pm SE) i bestandsindeks på nationalt og regionalt niveau 1989-2006 baseret på jagtudbytte og ynglefugleindeks for agerhøne (data fra Dansk Ornitologisk Forening). DK: Danmark, Nordvest: Nordjyllands, Viborg og Ringkøbing Amter, Syd-Central: Århus, Vejle, Sønderjylland, Ribe og Fyns Amter, Øst: Sjælland. Den årlige ændring i jagtudbytte og forekomster ved punkttællinger er begge beregnet ved en såkaldt TRIM-analyse, som er en beregningsmetode, der tager højde for, at fugle ikke er ensartet fordelt i landskabet, og at forekomster i et område i et givet år er afhængige af forekomsterne det foregående år (Pannekoek & van Strien 2001).



2.2 Europa

Jagtudbyttet i forskellige europæiske lande har også undergået en markant nedgang, som allerede var en realitet i midten af 80'erne (Tabel 1). I gennemsnit udgør det aktuelle jagtudbytte i de otte nævnte europæiske lande 11% af udbyttet, som det var før den massive nedgang i antallet. Mest markant er faldet i Tyskland, mindst udtalt i Frankrig. Men i sidstnævnte tilfælde nærmer det aktuelle udbytte sig en størrelsesorden på ca. 1/3 af udbyttet omkring 1940. Der er i denne fremstilling ikke taget højde for, at der over tid kan være foregået jagtindskrænkninger i forskellige lande, og at der i nogle lande er en lav indberetningsprocent blandt jægere, fordi der ikke er indberetningspligt, hvilket bevirker at jagtstatistikken er behæftet med stor usikkerhed. Men at der er foregået en markant reduktion af jagtudbyttet, er der ikke tvivl om.

Tabel 1. Jagtudbytte af agerhøne i otte europæiske lande.

Land	Jagtudbytte ca. 1940*	Jagtudbytte ca. 1984 i % af udbyttet i 1940*	Aktuelt jagtudbytte i % af udbyttet i 1940**	Kilde for Aktuelt jagtudbytte
Tyskland	1,5 mill.	2	1	Face-Europe 2007
Østrig	300.000	10	3	Austria Statistik 2007
Polen	750.000	13	3	Panek 2006
Ungarn	1,29 mill.	9	4	Baldi & Farago 2007
Danmark	350.000	14	7	Asferg 2007
Sverige	25.000	8	13	Face-Europe 2007
Finland	18.000	18	14	Face-Europe 2007
Frankrig	4 mill.	54	38	Reitz 2003

*) Tal baseret på sammenstilling i Potts (1986).

**) Aktuelt jagtudbytte er for 2005 eller seneste år med tilgængelige data.

Forskellige optællingsprogrammer bekræfter tendensen med markante nedgange i antallet (Tabel 2); dog synes bestandene i det østligste Europa at have været stabile eller ligefrem i fremgang i 1990'erne (BirdLife International 2004). Markante bestandsnedgange synes til en vis grad at være synkroniseret i forskellige lande (Tabel 3). Således skete der en markant bestandsnedgang i starten af 50'erne, i starten af 60'erne, i slutningen af 70'erne og i nogle lande ind i 80'erne. Tilbagegangen fra midten af 90'erne og århundredet ud er dog kun registreret i få lande.

Tabel 2. Bestandsændring hos agerhøne i Danmark og fire andre europæiske lande baseret på optællinger.

Land	Bestandsstørrelse ved sluttidspunkt i forhold til starttidspunkt (%)	Periode	Kilde
Storbritannien	13	1967-2005	Baillie m.fl. 2008
Danmark	ca. 10-15	1976-2005	Heldbjerg 2007
Holland	40-50	1990-2003	van Dijk m.fl. 2005
Polen	38	1991-2004	Panek 2006
Frankrig	Regionale områder: både frem- og tilbagegang	1994-2004	Bro m.fl. 2005

Tabel 3. Oversigt over perioder med markante bestandsnedgange (mindst 25% nedgang over mindst 3 år) observeret i langtidsstudier fra ni europæiske lande.

Periode	1950'erne	1960'erne	1970'erne og 1980'erne	1990'erne og 2000'erne	Kilde
Østrig 1970-2000	-	-	1974-1975* (>50%) 1982-1985 (>50%)	Ingen markant nedgang	Klasek 2002
Ungarn 1961-2001	-	1963-1968 (ca. -59%)	1975-1981 (-87%) herefter mindre tilbagegang	Ingen markant nedgang	Baldi & Farago 2007
Polen 1967-1985 1991-2004	-	-	1976-1982 (ca. -94%)	1994-1999 (ca. -73%)	Chlewski & Panek 1986, Panek 2006
Frankrig 1968-1982 1994-2004	-	-	1977-1982 (ca. -78%)	Ikke entydig udvikling	Birkan 1985, Bro m.fl. 2005
Storbritannien 1953-2006	Ca. 1954-1956 (ca. -34%)	1961-1964 (ca. -66%)	1978-1979 (ca. -55%)	1995-2005 (ca. -35)**	Potts 1986, Baillie m.fl. 2008
Sverige 1950-1985	Ca. 1951-1955 (ca. -62%)	1960-1965 (ca. -76%)	Ca. 1976-1980 (ca. -63%)	-	Dahlgren 1987
Danmark 1941-2006	1950-1956 (-43%)	1962-1965 (-45%)	1978-1982 (-77%)	1994-2000 (-63%) 2003-2006 (-48%)	Asferg 2007
Vesttyskland 1956-1981	Få oplysninger	1960-1962 (-90%)	1978-1979* (-90%)	-	Kugelschafter & Richarz 2001
Østtyskland 1976-1989	-	-	1978-1982 (-67%)	-	Nösel 1992

* Tilbagegang kun over 2 år.

** Tilbagegang ikke nødvendigvis hvert år.

3 Bestandsparametre

Hos agerhøne sker udparringen i sen vinteren. Parrerne lever i forårsperioden i mindre territoriellignende områder. Reden anlægges hen på foråret efterfulgt af en æglægnings- og rugeperiode. Hen på sommeren klækker æggene, og i den efterfølgende periode færdes kyllingerne rundt i terrænet med forældrefuglene, mens de efterhånden bliver flyvefærdige. Familieflokkene opretholdes gennem hele efteråret og en del af vinteren, hvor flere flokke evt. kan slå sig sammen. Herefter brydes flokkene atter op med efterfølgende pardannelse, og den årlige livscyklus gentager sig.

Agerhøns bliver kønsmodne i deres første leveår. Reden anlægges som et skrab på jorden med en foring af visne plantedele. Påbegyndelse af yngleperioden varierer noget på tværs af Europa med de nordøstligste bestande startende senest (Cramp & Simmons 1980). Ældre danske undersøgelser har vist, at æglægningen starter fra midten af april, og at halvdelen af alle fugle har påbegyndt æglægning i første uge af maj (Paludan 1954). Agerhøne er karakteriseret ved at have en høj reproduktionsrate med en kuldstørrelse på typisk 10-20 æg. I udbredelsesområdet synes kuldstørrelsen at stige fra syd til nord (Cramp & Simmons 1980). I Danmark er den gennemsnitlige kuldstørrelse i en undersøgelse fra 1950'erne bestemt til 15,9 (Paludan 1954). Æglægningen tager i gennemsnit omkring 24 dage, og rugetiden er 23-25 dage. Hovedparten af æggene i danske agerhønereder klækker i juni (68%).

Der er relativ stor risiko for, at reden præderes, ødelægges eller forlades, men der er stor lokal variation. I franske undersøgelsesområder varierede succesraten ved første kuld således mellem 31 og 73% (Bro m.fl. 2000b). I tilfælde af redetab kan et nyt kuld anlægges, hvis det ikke er for langt henne i ynglesæsonen. Omlagte kuld er mindre og har lavere succesrate (Lack 1947, Blank & Ash 1960, Bro m.fl. 2000b). Kyllingerne forlader sammen med forældrefuglene reden inden for et døgn. Kyllingernes overlevelse er relativ lav, idet typisk mellem halvdelen og to tredjedele af kyllingerne ikke når at blive flyvefærdige (Tabel 4).

Tabel 4. Overlevelsesserater hos agerhønskyllinger.

Land	Overlevelse kyllinger	Kilde
Storbritannien	0,33-0,49	Potts & Aebischer 1995
Europæisk kontinent	0,55	Potts 1986
Polen	0,31-0,56	Panek 1992, Panek 2005

Agerhøne er relativt kortlivet, typisk med en årlig overlevelseseffekt for voksne fugle på under 50%. For danske udsatte fugle var middellevetiden 5½ måned (Paludan 1963). Ældste kendte danske fugl var 5 år og 3 måneder (Bønløkke m.fl. 2006). Selvom der i europæiske overlevelsestudier for voksne agerhøns er anvendt forskellige metoder, og resultaterne derfor ikke kan sammenlignes direkte, er der en åbenlys tendens til, at udsatte fugle har en dårligere overlevelse end vildtlevende fugle (Tabel 5). Tendensen er også bekræftet i parallelstudier, hvor opdrættede og vildtlevende fugle følges samtidigt.

Tabel 5. Årlig overlevelseshastighed hos voksne agerhøns i forskellige europæiske undersøgelser.

Land	Status	Årlig overlevelse voksne	Reference
Italien	Opdræt	0,18	Toschi 1962
Tjekkoslaviet	Opdræt	0,09-0,27	Palecek & Toufar 1957, Mottl & Krejci 1973, Bouchner & Temmlova 1974
Storbritannien	Opdræt	0,10-0,39	Potts 1986, Parish & Sotherton 2007
Finland	Opdræt/vildtlevende	0,07-0,42 / 0,36-0,46	Putaalaa m.fl. 2001
Storbritannien	Opdræt/vildtlevende	Vildtlevende 4 gange højere end opdrættede	Dowell 1990
Danmark	Udsætning af vildtlevende	0,16	Paludan 1963
Polen	Vildtlevende	0,22-0,44	Olech 1971
Polen	Vildtlevende	0,28	Panek 2005
Frankrig	Vildtlevende	0,42	Reitz 1992
Frankrig	Vildtlevende	(0,25) 0,40-0,50	Bro m.fl. 2000c

Den årlige dødelighed, som sammen med forhold omkring reproduktionen kan bruges til at bestemme vækstraten hos bestande, udviser betydelig sæsonvariation. Udenlandske forskere har i den forbindelse især fokuseret på vinteroverlevelsen og overlevelsen hos hunner i rugetiden som mulige flaskehalse for bestandene.

Kombinationen af relativ kort levetid og en høj årlig reproduktionsrate indikerer ud fra traditionelle populationsdynamiske betragtninger, at vækstraten påvirkes relativt meget af ændringer i reproduktionsparametrene (Sæther & Bakke 2000). Samtidig har arter med denne populationsdynamik dog evnen til hurtigt at vende tilbage til et givet bestandsniveau efter en nedgangsperiode, hvis den påvirkning, som var årsag til nedgangen, reduceres eller forsvinder.

Engelske agerhønestudier har vist, at en nedgang i kyllingeoverlevelsen, mangel på redesteder samt øget prædation af reder, primært som følge af de markante ændringer i landbrugsdriften fra 1950 (se afsnit 5.1.1), er de faktorer, der har bidraget mest til den historiske nedgang i agerhønsbestandene (Potts 1980, 1986, Potts & Aebischer 1995). Nedgangen tilskrives således primært ændringer i reproduktionen. Det understøttes yderligere i en ungarsk undersøgelse, hvor ægtab og kyllingedødelighed var de faktorer, der numerisk set betød mest for bestandsændringer (Fargó 2001). På grund af materialets beskaffenhed kunne forfatteren dog ikke udelukke, at resultaterne skyldtes tilfældige udsving, dvs. ingen af effekterne var statistisk signifikante.

I de senere år er der kommet undersøgelser, der nuancerer reproduktionens og især kyllingeoverlevelsens betydning. Det har således været fremført, at de senere års tilbagegang i bestandene ikke alene har kunnet forklares med de observerede ændringer i kyllingernes overlevelse (Green & Hirons 1991). I Polen tillægges både ændringer i kyllingeoverlevelsen og den årlige voksenoverlevelse betydning for bestandsudviklingen (Panek 2005), og i et fransk studie var det hunnernes overlevelse i yngletiden, der havde størst betydning for bestandenes vækstrater (Bro m.fl. 2000c). Man kan ganske vist anføre, at denne effekt indirekte har betydning for reproduktionen, men undersøgelsen viste også, at for at genoprette en bestand i tilbagegang var det - udover at ændre flere reproduktionsparametre - også nødvendigt at øge vinteroverlevelsen.

Denne konklusion støttes af bestandsanalyser, som blev foretaget med anvendelse af data fra flere europæiske lande, dog ikke Danmark (de Leo m.fl. 2004). Ud over at studiet kunne påvise nogle tæthedsafhængige bestandsprocesser, kunne der ikke findes nogen bestemt faktor, som udgjorde en hovedflaskehals for bestandene. Det blev således konkluderet, at de aktuelle niveauer for både overlevelse og reproduktionsrate på sigt kan true eksistensen af agerhønebestande på det europæiske kontinent.

4 Andre aspekter af biologien

4.1 Habitatvalg

Agerhøne er tilknyttet det dyrkede land, og i England har man kunnet konstatere, at tætheden af agerhøne overordnet set stiger med den relative arealandel af dyrkede marker (Robinson m.fl. 2001). I den forbindelse udgør kornmarker og andre afgrøder formentlig vigtige fourageringshabitater i landbrugsområder (f.eks. Carroll m.fl. 1995, Bro m.fl. 2000a).

Målt på en finere skala kan man imidlertid se, at agerhøne har et mere differentieret habitatvalg, der også omfatter levesteder, der ikke umiddelbart indgår i landbrugsdriften. I et område i Schweiz, hvor der var så et vildtstriber som et led i en tiltænkt habitatforbedring, var der en signifikant præference for disse områder i en stor del af året (Buner m.fl. 2005). Præferencen for udyrkede arealer bekræftedes også i en tjekkisk undersøgelse, hvor en positiv sammenhæng mellem forekomsten af udyrkede arealer (brak, ruderater mv.) og tætheden af ynglepar blev dokumenteret (Salek m.fl. 2004). Noget tyder også på, at tidlige successionsstadier af udyrkede arealer er de mest foretrukne som fourageringsområde (Tillmann 2006), hvilket synes logisk i forhold til den voksne agerhønes fødepræferencer for frø fra en- og toårige planter samt tilgængeligheden af insekter for kyllinger på sådanne arealer (se afsnit 4.2).

Det er således nærliggende at forklare præference for småbiotoper, udyrkede arealer og vildtstriber med, at disse habitattyper dækker forskellige basale behov i store dele af livscyklus i form af tilgængelige og velegnede føderessourcer samt ly og prædationsbeskyttelse for reder, kyllinger og voksne fugle. Der er dog risiko for, at disse habitater udgør en økologisk fælde, hvor den øgede forekomst af agerhøns og andre potentielle byttedyr tiltrækker prædatorer og dermed øger dødeligheden (Bro m.fl. 2004). Det kan måske forklare, hvorfor der i nogle tilfælde ikke altid opnås de tiltænkte effekter med formodede habitatforbedrende tiltag for agerhøns og andre agerlandsfugle (Kleijn & Sutherland 2003).

Habitatvalget varierer afhængig af årstiden, hvor yngletiden har haft særlig opmærksomhed. I den schweiziske undersøgelse var der i yngletiden en klar præference for områder med forekomster af hegn (Buner m.fl. 2005). Det svarer godt til, at agerhøne foretrækker at placere reden i forholdsvis høj vegetation, f.eks. op til hegn, og gerne med en bræmme med dødt plantemateriale (Potts 1986, Rands 1986, 1988, Panek 2002). Præferencen for sådanne redehabitater har bidraget til at forklare, hvorfor der i flere studier er vist en positiv sammenhæng mellem tætheden af ynglepar og tilstedeværelsen af et dække af flerårige urter og buskvækst, hvor reden kan skjules (Szederjei m.fl. 1959, Rands 1986, Chiverton 1999).

Buner m.fl. (2005) har vist, at markspor var blandt agerhønses foretrukne habitater om sommeren, formodentlig fordi der her var adgang til en ukrudtsflora og en insektfauna, der giver fødesøgningsmuligheder. Samtidig kan sporene fungere som transportkorridorer i kyllingeperioden,

idet stråene især på konventionelt dyrkede marker ofte står så tæt, at det i sig selv kan udgøre en barriere for fuglearter, der bevæger sig rundt på jorden (Odderskær m.fl. 1997). I efteråret og vinteren kan stubmarker være vigtige for mange frøspisende fuglearter herunder agerhøne (Wilson m.fl. 1996, Buckingham m.fl. 1999). Her vil kornspild ved høst eller evt. uhøstede arealer bidrage positivt til agerhønenes fødesøgningsmuligheder, idet agerhøne kun i mindre omfang anvender marker med mindre end 50 frø pr. m² (Moorcroft m.fl. 2002). Det faktum, at puljen af ukrudtsfrø er blevet væsentligt reduceret (Jensen & Kjellson 1995), kombineret med at moderne landbrugsmaskiner har en stor effektivitet mht. at opsamle korn, gør, at nogle stubmarker nu til dags muligvis ikke er så attraktive som de tidligere har været.

4.2 Fødeøkologi

Fødeundersøgelser har vist, at agerhønekyllinger har en føde, der den første måned af deres liv er væsentlig forskellig fra individer i andre aldersklasser, idet kyllinger her fortrinsvis lever af insekter (f.eks. Hammer m.fl. 1955, Southwood & Cross 1969, Serre & Birkan 1985). Fysiologiske undersøgelser af kråsen har bl.a. vist, at kyllinger har svært ved at formale plantefrø (Green m.fl. 1987).

Mange forskellige grupper af insekter er at finde i kyllingernes føde. Potts (1986) angiver bladhvepselarver, græshopper (nymfestadie), forskellige biller samt myrepupper som de foretrukne fødeemner. Flere undersøgelser tyder også på, at bladlus spiller en stor rolle (Hammer m.fl. 1955, Itamies m.fl. 1996), og i England har bladlus udgjort en stigende andel af føden i perioden 1938-1984, formodentlig i takt med at andre insekter er blevet mere fåtallige (Green 1984). Bladlus tilknyttet kornmarker er dog ikke entydigt en god fødekilde. Laboratorieforsøg tyder således på, at en fødesammensætning, hvor bladlus forekommer i små mængder (5-10%), er optimalt (Borg & Toft 1999, 2000). Ved større og mindre andele hæmmes kyllingernes vækst. Det er foreslået, at det er tilstedeværelsen af både toksiske stoffer og ernæringsmæssigt værdifulde stoffer, som skal forklare mønsteret (Toft 1995).

Ligesom der på europæisk plan kan være geografiske forskelle i, hvilke insekter der findes i maven på agerhønekyllinger (se gennemgang i Potts 1986), er der sandsynligvis også regionale forskelle inden for Danmarks grænser, hvor også mikroklima og forekomsten af den flora, som visse insekter er knyttet til, spiller en rolle (Hald & Reddersen 1990, Topping m.fl., unpubl.).

De voksne fugle lever derimod næsten udelukkende af planteføde og i stor udstrækning af frø fra én- og toårige planter. Blandt de foretrukne fødeemner er frø af pileurarter, hvidmelet gåsefod, fuglegræs, hønsetarm, markforglemmigej, enårig rapgræs, alm. rajgræs (inklusiv blade) samt blade fra kløver og vinterafgrøder og kerner fra korn (se sammenstillinger i Hammer m.fl. 1955, Cramp & Simmons 1980, Potts 1986, Steinfeldt m.fl. 1991). Der er en vis sæsonvariation i, hvilke dele af planterne fuglene spiser. Om vinteren og foråret spises især bladmateriale fra kornafgrøder, mens frø fra ukrudtsplanter og korn er de foretrukne fødeemner sommer og efterår (Steenfeldt m.fl. 1991). Yderligere specialisering kan endda forekomme i sensommer og efterårsperioden, så spild-

korn foretrækkes selvom ukrudtsfrø også er til stede i betydelig mængde (Berthelsen m.fl. 1997). Selvom insekter generelt udgør en lille del af føden hos de voksne agerhøns kan disse fødeemner tidvis og lokalt udgøre en større andel af føden (Steenfeldt m.fl. 1991).

4.3 Spredningsmønstre

Agerhøne er en relativ stationær fugl, der med enkelte undtagelser ikke bevæger sig særligt langt væk fra dér, hvor den er klækket eller udsat. Spredningsmønstre er undersøgt dels ved ringmærkning, dels med radioteleometri. En sammenstilling af 12 europæiske undersøgelser viste, at agerhøne generelt ikke flytter sig mere end ca. 1 km væk fra et mærknings- eller udsætningssted. Spredningen stiger dog markant ved lave tætheder (< 5 hunner pr. km²) (Potts 2005). I forhold til andre fuglearter er spredningsafstanden lille, og i den nævnte sammenstilling var den gennemsnitlige spredningsafstand højst 3,5 km. Finske undersøgelser tyder ikke på, at der er forskel i spredningsmønsteret mellem vilde og udsatte fugle (Putala & Hissa 1998). Der kan være sæsonmæssige svingninger i, hvor store home-ranges agerhøne har på forskellige tidspunkter af året. Schweiziske undersøgelser har vist, at home-range vokser fra ca. 7 ha forår og sommer til ca. 15 ha efterår og vinter (Buner m.fl. 2005).

Aktuelt i Danmark er tætheden af agerhøns formentlig mange steder under 5 hunner pr. km² (Asferg m.fl. 2006). Derfor kan det tænkes, at spredningsafstanden i dag er længere, end det er vist i danske undersøgelser af ældre dato (Paludan 1963). En længere spredningsafstand kan være med til at modvirke indavl ved lave tætheder og giver samtidigt et større potentiale for rekolonisering af nye områder. Men den generelt store stedtrofasthed reducerer alt andet lige den hastighed, hvormed agerhøns kan rekolonisere et område igen efter en lokal uddøen. Det kan heller ikke udelukkes, at der i dag findes områder i Danmark, hvor grupper af fugle er kommet så langt fra hinanden, at afstanden i sig selv er blevet en barriere for udveksling af genetisk materiale mellem dem. Der er dog en risiko ved at sprede sig, idet fugle der spredte sig langt ud fra det sted, hvor de var blevet opfostret havde en større dødelighed end dem, der ikke spredte sig så langt (Potts 2005).

5 Betydende faktorer for agerhønebestande

I de følgende afsnit er de vigtigste faktorer, som potentielt kan påvirke agerhønsenes reproduktion og overlevelse gennemgået. Afslutningsvis gennemgås også eksisterende danske data for at undersøge, hvorledes den danske bestandsudvikling evt. kan forklares.

5.1 Landbrug

Mange anser landbrugets driftsformer og arealanvendelse efter 1950 som den væsentligste årsag til, at agerhøne og andre fuglearter i det dyrkede land har vist markante tilbagegange i store dele af Europa (f.eks. Krebs m.fl. 1999, Chamberlain m.fl. 2000, Donald m.fl. 2001, Newton 2004).

5.1.1 Landbrugsudviklingens påvirkning af landskabet

Det åbne land i 1950'ernes Europa var karakteriseret af relativt små marker på nogle få hektar. Deraf følger, at der var mange markskel og hegn. Den enkelte landmand var ikke særligt specialiseret, markerne havde skiftende afgrøder fra år til år, og i sædskiftet indgik braklægning som et væsentligt element. Da pesticiderne kun lige var på vej ind i landbruget, har ukrudtsfloraen været et markant indslag på marker såvel som i randzoner. Ukrudtsfloraen har også været hjulpet af, at dræningsforholdene og markbehandlingen mange steder var mindre effektiv, således at der har været mange pletter med dårlig vækst i afgrøden. Samlet set har landskabet haft en mosaikstruktur af relativt små enheder med stor diversitet (Lipsky 1992, Robinson & Sutherland 2002, Brandt 2004). Udviklingen i landbruget over de næste årtier ændrede landskabet radikalt.

En af de markante ændringer var, at markerne blev større, bl.a. fordi mekaniseringen af landbruget bevirkede, at det var muligt at have større markenheder. Småbiotoper blev samtidigt reduceret i både antal og areal (Agger & Brandt 1988, Brandt 2004). Dermed forsvandt også mange af de potentielle rede- og fødesøgningshabitater (se afsnit 4.1). En af de mere upåagtede landskabelige ændringer, som sjældent er nævnt i forbindelse med agerhøns, er reduktionen i deres kernehabitat - det dyrkede land - som i Danmark blev reduceret med ca. 13% fra begyndelse af 1950'erne og indtil i dag især som følge af byudvikling og udbygning af infrastrukturen (Miljøministeriet 1996, Danmarks Statistik 2007). En lignende udvikling findes formentlig også i de fleste andre europæiske lande, hvor det dyrkede areal nogle steder også er indskrænket pga. affolkning af landdistrikterne (Weis 2001, Ottvall & Smith 2006). For agerhøne har de fysiske effekter af denne udvikling været et permanent habitattab og fragmentering af potentielle levesteder. Sidstnævnte effekt kender man dog ikke konsekvensen af.

Rundt omkring i Europa skete der imidlertid også store ændringer i afgrødevalget, i Vesteuropa bl.a. styret af den førte landbrugspolitik med tilhørende tilskud fra EF/EU. Én af de mere generelle ændringer er omlægningen til vinterafgrøder - f.eks. i England i 1970'erne og i Danmark i

1980'erne (Robinson & Sutherland 2002, Danmarks Statistik 2007). På den ene side betød det, at der er en potentiel føderessource til stede i vinterhalvåret. Omvendt betyder omlægning til vinterafgrøder færre stubmarker i efteråret og generelt større forbrug af pesticider (Newton 2004). Sideløbende med dette skete der også en generel specialisering i landbruget, således at landbrugsområder har fået en større ensartethed. Det må formodes, at dette for agerhøne, med dens relativt lille aktionsradius, men alligevel forskellige krav til habitatet gennem året, har betydet, at der er større risiko for, at der på et eller andet tidspunkt i artens årlige livscyklus ikke er egnede forhold til stede, eller at egnede forhold ikke findes inden for en realistisk afstand. Sådanne sæsonmæssige habitat-tabsproblemer er givetvis ikke knyttet til de samme dele af årscyklus alle steder, og problemerne er sandsynligvis også af varierende omfang. Effekterne af denne type habitatfragmentering er svære at kvantificere, bl.a. fordi mange faktorer har kombinerede virkninger, og fordi effekterne af en bestemt udvikling i nogle tilfælde ikke er entydigt positive eller negative, eller at der forekommer forsinkelseeffekter på responsen af forskellige ændringer i landbrugsdriften (Chamberlain m.fl. 2000). Problemstillingen søges dog behandlet i det aktuelle danske projekt "Vildt og Landskab" (se afsnit 7).

Samlet set er effekterne af habitattab forårsaget af forskellige ændringer i landbrugsdriften eller i landskabet tillagt stor betydning i forhold til den markante nedgang for de europæiske agerhøns, især manglen på egnede redehabitater og mindre dække i forhold til prædatorer (Potts 1986). Effekterne af habitatændringer i forhold til fødesøgningsområder uden for ynglesæsonen har været vanskeligere at kvantificere, men specielt reduktionen i ukrudtsfloraen med tilhørende frøpulje i jorden (Jensen & Kjellsson 1995, Robinson 1997) må tillægges stor betydning ud fra almindelige biologiske betragtninger om, at når fødegrundlaget generelt reduceres for en art, er der stor sandsynlighed for, at det påvirker overlevelsen og dermed hvor mange individer, der kan være i et givet område.

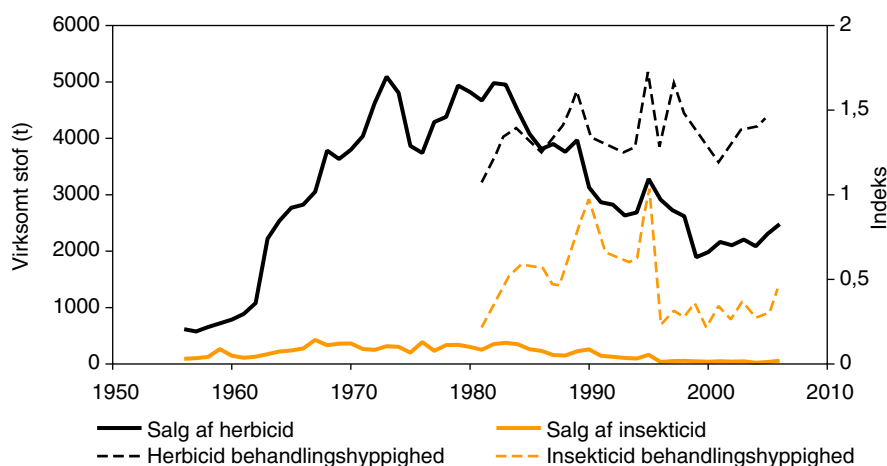
5.1.2 Pesticider

Brugen af herbicider og insekticider efter 2. verdenskrig har tiltrukket sig særlig opmærksomhed i forhold til agerhønsens bestandsnedgang. I Danmark såvel som i resten af Europa skete der en markant stigning i brugen af disse bekæmpelsesmidler især i 1960'erne (Fig. 3, Potts 1986, Ewald & Aebischer 2000). Nogle af midlerne var i starten overordentligt giftige for pattedyr og fugle, og i England er der dokumenterede forgiftningstilfælde af vildtet (Ash 1965). Det har i den forbindelse også været diskuteret om sub-lethale effekter f.eks. i form af dårligere reproduktionssevne og misdannelse af kyllingefostre i ægget kunne have betydning. Emnet var kontroversielt i 1960'erne og 1970'erne, men der synes ikke at være kommet entydige svar ud af de mange undersøgelser (Potts 1986). Nogle af de mest giftige midler blev udfaset i 1970'erne og 1980'erne i mange europæiske lande (bl.a. Miljøstyrelsen, in litt). Senere begyndte de såkaldte minimidler at komme på markedet. I disse midler er mængden af virksomt stof reduceret, men de har samme virkning på det, som midlerne er målrettet mod at bekæmpe (Jensen & Løkke 1998). Som alternativ til mængden af virksomt stof kan man derfor bruge den såkaldte behandlingshyppighed som mål for den biologiske påvirkning (Fig. 3, Ewald & Aebischer 2000), men også dette mål er blevet kritiseret (Kjær

m.fl. 2007). Disse metodiske problemer vanskeliggør direkte sammenligninger af bestandsudvikling hos agerhøne og pesticidforbrug over tid.

I England har forskningen været koncentreret om at udrede årsagssammenhænge i forbindelse med indirekte effekter, hvor pesticider påvirker fødegrundlaget for agerhøns (Potts 1986, Campbell m.fl. 1997). Denne prioritering er bl.a. foretaget ud fra en vurdering af, at direkte forgiftningseffekter på agerhøne i dag må antages at være af mindre betydning.

Figur 3. Salget af bekæmpelsesmidler (virksomt stof) i Danmark 1956-2005 samt behandlingshyppigheden af disse stoffer (indeks), 1981-2005. Kilder: Miljøstyrelsen (1956-1980) og Danmarks Statistik (1981-2006).



De indirekte effekter omfatter nogle af de mest velundersøgte problemstillinger vedrørende agerhønsens biologi og har ført til, at der kan opstilles en kæde af årsagssammenhænge: 1) herbicider og insekticider reducerer fødegrundlaget for kyllinger ved at reducere insektmængden og udbredelsen af insekternes levesteder (ukrudtsplanter) (Potts 1970, Green 1984, Aebischer & Potts 1990), 2) når mængden af de foretrukne insekter reduceres, går kyllingernes overlevelse ned (Rands 1985, Potts 1986) og 3) en lav overlevelse hos kyllinger reducerer rekrutteringen til næste års ynglebestand (Potts 1986). Netop denne årsagssammenhæng har i mange år været anset for hovedårsagen til agerhønsens tilbagegang i Europa. I Danmark er det kun første led af årsagssammenhængen, der er sandsynliggjort (Haas & Streibig 1982, Hald & Reddersen 1990, Andreasen m.fl. 1996, Hald 1998). Men da ændringerne i landbruget i Danmark og England har haft et nogenlunde parallelt forløb (Potts 1986, Fox 2004, denne rapport), er der ingen grund til at tro, at konsekvenserne for agerhøne har været anderledes i Danmark.

Hvis man ser på de voksne fugles vigtige fødeemner, som bl.a. omfatter frø og plantedele fra den vilde flora (se afsnit 4.2), må det forventes, at brugen af herbicider også kan påvirke fødegrundlaget for voksne fugle negativt og dermed deres overlevelse. En sådan årsagssammenhæng har imidlertid været vanskelig at udrede fra andre faktorer og samtidig relatere til fuglenes overlevelse, bl.a. fordi de voksne fugle har en alternativ fødekilde i form af de afgrøder, der står på marken (især frø og nyspirede planter).

5.1.3 Mekaniseringen af landbruget

I dette afsnit er udelukkende behandlet den direkte dødelighed som maskiner, der anvendes i forbindelse med markarbejde, påfører agerhøne. Allerede i 1950'erne nævnes problemer med, at et betydeligt antal ager-

hønereder ødelægges, især i forbindelse med slæt (Paludan 1954). I en opgørelse af et stort antal reder i England (17.684) angives, at 48% af alle redetab skyldtes slæt, og der var desuden en overrepræsentation af redetab i de områder, hvor forekomsten af hegn var mindre (Cramp & Simmons 1980). Arealet af græs i omdrift har i Danmark været jævnt faldende siden 1960'erne (Danmarks Statistik 2007), og der foretages formentligt slæt på et langt mindre areal i dag sammenlignet med tidligere. Problemet med redetab som følge af slæt er derfor højst sandsynlig af mindre omfang end iagttagelserne i de oven for nævnte studier, som er af ældre dato, viser.

I Frankrig har nyere undersøgelser i områder, hvor også kornavl forekommer, vist, at landbrugsaktiviteter var årsagen i ca. 30% af alle tilfælde, hvor reden var ødelagt. Ved omlagte kuld steg procentdelen til 50 (Bro m.fl. 2000b). Tallet i Danmark er formentlig generelt lavere, idet landbrugsstrukturen, afgrøder og timing af landbrugsaktiviteter i forhold til redeperioden er anderledes. Der kan dog være et mindre overlap mellem tidspunktet for høst af vinterafgrøder og perioden, hvor omlagte reder og kyllinger forekommer. Samlet vurderes det imidlertid, at direkte dødelighed forårsaget af landbrugsredskaber næppe har været den drivende kraft i tilbagegangen for agerhøne i Danmark, men det har sandsynligvis allerede siden 1950'erne været en baggrundsfaktor, der har påvirket reproduktionen negativt.

5.2 Prædatorer

Med reference til udenlandske studier har Asferg (1999) tidligere foretaget en gennemgang af den aktuelle viden om prædationens betydning for agerhøne. Med udgangspunkt i denne gennemgang er der nedenfor foretaget en opdatering af den aktuelle viden, hvor nyere kildemateriale er inddraget.

I forbindelse med reproduktionen forekommer prædation på æg, kyllinger og rugende høner. Derudover kan voksne fugle generelt blive udsat for prædation over hele året. Der er ofte metodiske problemer forbundet med at bestemme betydningen af prædation, især hvis man også ønsker at bestemme arten af det dyr eller den fugl, der er årsag til prædationen (Asferg 1999). Derfor er der i flere tilfælde anvendt indirekte metoder til at bestemme prædationens betydning, f.eks. ved optælling, kortlægning, regulering af mulige prædatorer samt simuleringer.

Ægprædation og prædation af rugende høner har stor betydning for det redetab, der ofte sker i rugetiden, og udgør i flere studier årsagen i mere end 50% af alle tilfælde med redetab (Potts 1986, Bro m.fl. 2000b). Det kan have den konsekvens, at prædation i nogle tilfælde er den primære dødsårsag (73%) for høner i yngletiden (Bro m.fl. 2001). I andre studier er andelen af præderede høner dog noget mindre (20-30%) (Potts 1986). Den store variation skyldes formentlig, at prædationsregimet og tætheden af forskellige byttedyr kan variere betragteligt mellem forskellige områder (Bro m.fl. 2001). Kyllinger har en lav overlevelse, og prædation bidrager givetvis hertil, selvom det i nogle tilfælde har vist sig vanskeligt at isolere effekten af prædation fra andre faktorer (f.eks. kulde, fødemangel). Simuleringer af bestandsudvikling under forskellige påvirkninger fra omgivelsesfaktorer har imidlertid vist sig at være et nyttigt

redskab til at demonstrere effekten af prædation på kyllinger (Potts & Aebischer 1995).

Engelske undersøgelser har vist, at ræv, kragefugle, mårdyr og huskat er blandt de mest betydningsfulde ægprædatorer (Middleton 1967, Cramp & Simmons 1980, Potts 1986). De nævnte prædatorer har dog ikke lige stor betydning i alle områder. Der kan også være variation over tid. I franske undersøgelser havde mårdyr størst betydning ved det første kuld, mens kragernes betydning steg markant ved andet kuld og omfattede ca. 25% af den samlede ægprædation. (Bro m.fl. 2000b).

I andre dele af agerhønes livscyklus er det ofte svært at bestemme, hvilken art der er årsag til prædation. Ud over de ovenfor nævnte ægprædatorer er det også enten sandsynliggjort, eller der er indikationer på, at lækat, rotter, grævling, pindsvin, muldvarp samt forskellige rovfugle som musvåge, spurvehøg, duehøg og kærhøge kan have betydning som prædatorer for kyllinger og voksne fugle (Blank & Ash 1960, Middleton 1967, Potts 1986, Putaala m.fl. 2001, Bro m.fl. 2001, Bro m.fl. 2006a).

Studier med indirekte metoder, hvor betydningen af prædation for agerhøne er forsøgt kortlagt, er især udført i England (Tapper m.fl. 1996). Her blev der bl.a. udført et flerårigt eksperiment, hvor ræv, lækat, krage og husskade blev systematisk reduceret i antal inden for den gældende lovgivning, herunder jagt i yngletiden. Tiltaget øgede procentdelen af succesfuldt rugende fugle, den gennemsnitlige kuldstørrelse og dermed den årlige ungeproduktion. Derudover var efterårsbestanden $3\frac{1}{2}$ gange større i områder med prædator kontrol sammenlignet med områder uden. Efter 3 år var ynglebestanden 2,6 gange større.

Prædationens betydning er også vist indirekte ved at sammenligne engelske godser med og uden de såkaldte "gamekeepers", som i deres arbejde har til opgave at reducere antallet af mulige prædatorer i forhold til vildtet (Potts 1986). I områder uden gamekeepere var redetabet hos agerhøne markant højere end der, hvor der var gamekeepere til stede. Kigger man nærmere på materialet, synes der dog ikke at være effekter af gamekeepere, når tætheden af reder er lav. Dette aspekt har forfatteren dog ikke undersøgt nærmere. Netop pga. de ovenfor nævnte studier er betydningen af prædation tillagt relativ stor betydning i England.

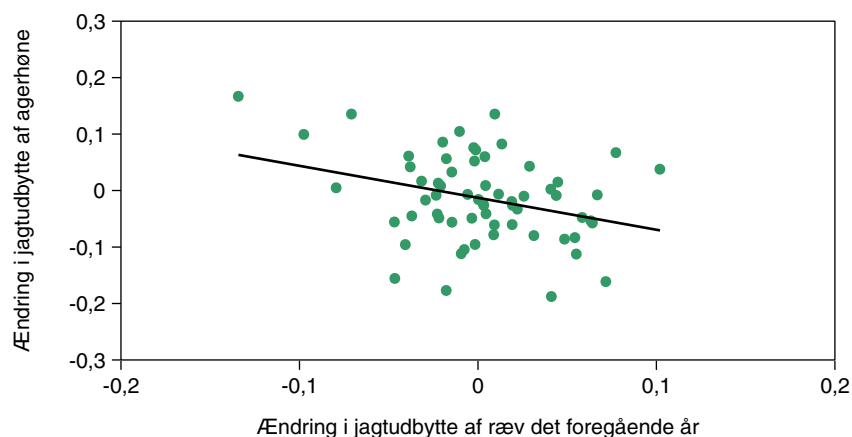
Opmærksomheden skal dog henledes på, at relationen mellem prædatorer og deres potentielle byttedyr kan udvise en vis kompleksitet. I en nyere undersøgelse af vadefugle er det vist, at prædator kontrol ikke ubetinget forbedrede ynglesuccessen, men fortrinsvis havde en effekt der, hvor tætheden af prædatorer var høj (Bolton m.fl. 2007). Disse resultater viser, at det ikke nødvendigvis er entydigt, at prædatorer påvirker deres byttedyrbestande, og at der muligvis eksisterer nogle tærskelværdier både for prædator- og byttedyrtætheder, som skal overskrides, før prædationen har en effekt på byttedyrbestandene.

Der har ikke været udført målrettede undersøgelser af prædationens betydning i Danmark. Det er dog en almindelig opfattelse, at udbrud af skab og rabies i Sønderjylland fra midten af 1960'erne og senere (1985-1993) ræveskab i store dele af Jylland og på Bornholm med deraf følgende nedgang i rævebestanden lokalt har været årsag til fremgang i agerhønebestanden (f.eks. Strandgaard & Asferg 1980, Østergaard 1987, As-

ferg 2002). Det er klart, at når der forekommer store fluktuationer i rævebestanden på en større geografisk skala, f.eks. forårsaget af sygdom hos rævene, er der potentiale for, at det også kan aflæses i de nationale jagtudbytter for agerhøne og ræv (se nedenfor og afsnit 5.7).

I en simpel tidsserieanalyse af ændringen i det nationale jagtudbytte på agerhøne og ræv, hvor klimaforhold også indgik, var der ingen effekt på ændringen i agerhøneudbyttet som følge af ændringer i jagtudbytte på ræv (Appendiks 1). Der var dog en signifikant negativ effekt på agerhøne med stigende jagtudbytte på ræv, hvis man inddrog ét års tidsforsinkelser af ændringen i jagtudbyttet på ræv (Figur 4). En lignende effekt er konstateret på hare, der i høj grad har samme levesteder som agerhøne (Schmidt m.fl. 2004). Hos agerhøne forklarer ændringerne i rævenes tilstedeværelse dog kun en mindre procentdel af variationen - isoleret set ca. 10%, men når andre faktorer blev inddraget typisk under 5%. Jagtudbyttet på ræv og agerhøne er imidlertid et indirekte mål for bestandsstørrelsen, og det kan muligvis være med til at svække påvisningen af en evt. sammenhæng.

Figur 4. Relationen mellem år til år ændringer i jagtudbyttet af ræv og agerhøne, (ændringen i jagtudbyttet af de to arter er angivet på en logaritmisk skala).



Flere af de mulige fugleprædatorer (krage- og rovfugle) har vist langsigtede fremgange over de sidste årtier i Danmark (Heldbjerg 2007). Dette har muligvis medvirket til en øget prædation på agerhøne, men det er ikke undersøgt.

5.3 Vejrforhold

For voksne fugle kan vinteren udgøre en flaskehals. På forhånd vil man forvente, at perioder med tykt snedække eller, endnu værre, længerevarende isslag forhindrer fuglene i at søge føde i en periode af året, hvor energibalancen i forvejen er mest negativ som følge af begrænset fødemængde og øget energibehov for at opretholde kropstemperaturen (se gennemgang i Potts 1986). Det er desuden vist, at overlevelsen falder med stigende snedække (Potts 1986). Her kan både besværlighederne med at komme ned til føden og den øgede synlighed i forhold til prædatorer være de mekanismer, der får dødeligheden til at stige.

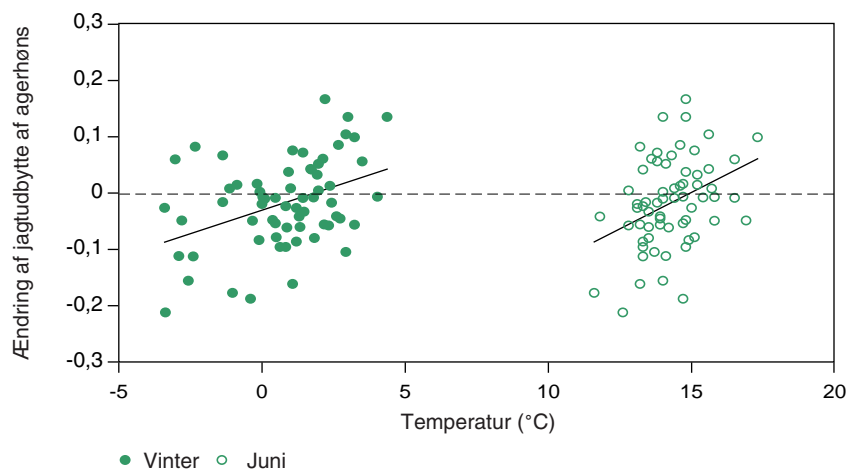
Kyllingeperioden kan ligeledes være kritisk i forhold til vejret, idet kyllingerne i de første uger har et stort behov for at fouragere både for at få energi til at producere varme og for at kunne vokse. Det er vist, at ager-

høns er mindre aktive i perioder med lave temperaturer og fugtig vegetation (Green 1984), formodentlig fordi kyllingerne i sådanne perioder har behov for at blive varmet og holdt tørre af forældrefuglene. Kyllingeoverlevelsen viste i et andet studie en stærk negativ sammenhæng med dårligt vejr (Montana & Merrigi 1991), og i Østrig var der vist en signifikant negativ sammenhæng mellem nedbøren i juni (kyllingeperioden) og det efterfølgende jagtudbytte i efteråret (Schwenk 1992). Potts (1970) har endvidere fundet en positiv sammenhæng mellem forårstemperaturen og ændringen i jagtudbyttet om efteråret. Sammenhængen blev forklaret med en stigende afhængighed af bladlus som føderessource for agerhøne. Forekomster af bladlus stiger netop med forårstemperaturen.

Der findes en enkelt undersøgelse, hvor der er anvendt statistiske analyser til at beskrive vejrets indflydelse på jagtudbyttet af agerhøne i et område i Danmark (Strandgaard 1981). Denne analyse viste, at de vigtigste faktorer var den positive sammenhæng med temperaturen i juni og en negativ effekt af nedbørsmængden, henholdsvis antallet af nedbørsdage, i juni.

Resultaterne herfra bekræftes af aktuelle analyser af jagtudbyttet på landsplan (Appendiks 1, Fig. 5). Derudover havde lave vintertemperaturer en signifikant negativ effekt på det efterfølgende års jagtudbytte (Appendiks 1, Fig. 5). Vejrforhold om vinteren og i kyllingeperioden har en høj forklaringsgrad for år til år variationen i jagtudbyttet af agerhøne (op til 39%). Da de nævnte vejrforhold påvirker overlevelsen hos både de voksne fugle og kyllingerne, er der således et stort potentiale for, at det kan få en effekt på bestandsniveau.

Figur 5. Gennemsnitstemperaturens indflydelse om vinteren (dec., jan. og feb.) og i kyllingeperioden (juni) på ændringen i jagtudbyttet af agerhøne 1941-2005. Ændringen er beregnet på en logaritmisk skala som $\text{Log}_{10}(N)_t - \text{Log}_{10}(N)_{t-1}$.

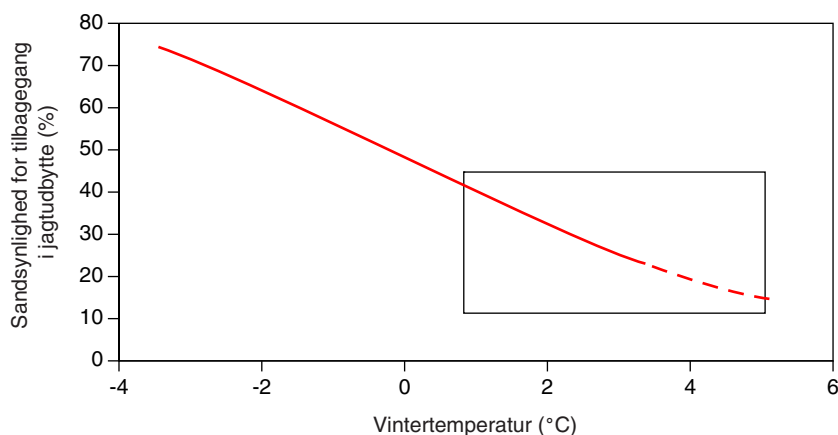


Klimaprognoserne for opvarmning forudsiger en temperaturstigning i Danmark på 0,7-4,6° C i perioden 1990-2100 uden nævneværdig forskel på sommer og vinter (DMI 2007a). Sommernedbøren forventes at blive mindre (75-90% af den nuværende nedbør) med øget tørkerisiko. Man kan derfor forvente at de forudsagte klimaændringer medfører en mindre risiko for problematiske vejrforhold for agerhøne både om vinteren og i kyllingeperioden.

Spørgsmålet er, om klimaændringer kan "forære" os en fremtidig bestandsfremgang. En overslagsberegning på sandsynligheden for en bestandsfremgang i et fremtidigt temperaturscenario tyder imidlertid på,

at der skal mere end klimaændringer til for at være rimelig sikker på en bestandsfremgang. Således vil der være en risiko på ca. 15-40% for bestandstilbagegang et givet år selv med et varmere klima i vinter- og kyllingeperioden (Fig. 6). Beregningen bygger på den eksisterende tidsserie af jagtudbyttedata (1941-2005) og forudsætter derfor, at agerhønsene og deres levesteder også i fremtiden påvirkes af andre faktorer som prædation, pesticider, arealanvendelse mv. i samme omfang som i denne periode.

Figur 6. Sandsynlighed for at agerhøne går tilbage i et givet år under forskellige gennemsnitlige temperaturforhold om vinteren (dec., jan. og feb.), hvor en temperaturstigning i kyllingeperioden (juni) allerede er indbygget. Beregninger er baseret på logistiske regressionsmodeller på eksisterende jagtudbyttedata. Stiplede linier angiver, at her findes der ikke eksisterende måledata, og at forudsigelserne bygger på en ekstrapolation af regressionslinien. Firkant angiver temperaturområde i et sandsynligt temperaturscenario i fremtiden for både vinter og kyllingeperiode (juni), jf. DMI (2007a).



Ud over de direkte klimatiske påvirkninger kan der være indirekte effekter på agerhønsens bestandssvingninger. Det forudsiges således, at temperaturstigningen vil ændre afgrødevalget, samt at pesticidforbruget vil stige pga. øgede problemer for afgrøder med sygdomme og skadedyr (Olesen 2007). Mens konsekvenserne for agerhøne af et ændret afgrødevalg er svære at forudsige, vil et øget pesticidforbrug alt andet lige have negative følger for agerhøns (se afsnit 5.1.2).

5.4 Jagt

I takt med de faldende agerhønebestande i Europa har der været en stigende interesse for jagtens rolle for bestandsudviklingen. Tidligere var der jagttid på agerhøns over det meste af Europa, men flere steder, hvor agerhøne er fåtallig, er der nu indført jagtfredninger eller indskrænkninger i jagtudøvelsen (se afsnit 6). Jagtindskrænkninger er dog ingen garanti for at stoppe tilbagegangen i en bestand (Reitz & Mayot 2000). I det hele taget kan agerhøne udvise stor variation i tætheden over tid og over korte afstande, selvom der ikke nødvendigvis er stor variation i omgivelserfaktorer, herunder jagt (Bro m.fl. 2005). Men flere undersøgelser har også vist, at jagten lokalt kan have en negativ indflydelse på den vilde bestand af agerhøns (Bro m.fl. 2000c, Aebischer & Ewald 2004).

Nye engelske undersøgelser har forsøgt at udrede konsekvenserne af en afskydning ved hjælp af modelberegninger og et "naturligt" eksperiment med varierende jagtpraksis over tid (Watson m.fl. 2007). Her viste både modelberegninger og eksperimenter, at en afskydning på 50% af efterårsbestanden medførte, at agerhønsene forsvandt fra området. Modelbe-

regningerne tydede også på, at jagtudbyttet blev optimeret ved en beskydning på omkring 20%, men at agerhønebestanden under visse forhold først stabiliserede sig ved en afskydning på under 20%. Forekomsten af rovfugle bidrog også i studiet til at sænke den tæthed, hvor bestanden var stabil, hvilket yderligere komplicerer problemstillingen.

I Danmark er vidensgrundlaget i forhold til jagtens betydning for bestandene meget begrænset. Selvom danske jægere på mange terræner har indført en hel eller delvis fredning af agerhønen, og selvom det formentligt fortsat er en udbredt praksis, at der ikke skydes på flokke med under 7 individer (Strandgaard 1981), så viser nye danske undersøgelser, at der er grund til at tro, at der findes en del terræner, hvor jagten på agerhøns ikke er bæredygtig (Asferg m.fl. 2006). Med udgangspunkt i forholdene i 1980'erne er det tidligere vurderet, at de vildtlevende fugle udgør 18% af jagtudbyttet på agerhøne i Danmark (Fog 1987). I en spørgrebrevsundersøgelse fra 2004 angives andelen af vildtlevende fugle til at ligge mellem 24 og 54% (Asferg m.fl. 2006).

5.5 Sygdomme og parasitter

Sygdomme har næppe haft afgørende betydning for bestandsudviklingen i forskellige lande i Europa. Meriggi m.fl. (2002) noterede sig dog, at 26% af dødeligheden blandt agerhøns i en italiensk delbestand kunne henføres til sygdom. Forfatterne forklarede den høje sygdomsrate med, at fuglene oprindeligt stammede fra udsatte fugle, der angiveligt skulle være mere modtagelige for sygdom.

Det er højst tænkeligt, at en ikke ubetydelig del af nutidens agerhøns bærer rundt på parasitter, der ikke slår dem ihjel, men blot svækker dem i større eller mindre grad. Ældre studier har vist, at mellem 25 og 83% af alle agerhøns bærer rundt på orme (hovedsageligt nematoder) (Madsen 1952, Potts 1986). Derudover kan man ofte finde fjerlus og lopper på agerhøns. Et nyere engelsk studie tyder dog på, at parasitbelastninger i dag er noget lavere end tidligere (Browne m.fl. 2006).

Én af disse parasitter medfører strongylose, som med stor sandsynlighed var ansvarlig for en stærkt forhøjet kyllingedødelighed i nogle engelske områder både i 1930'erne og 1950'erne (Potts 1986). I de senere år har forskere arbejdet med hypotesen om, at fugle- og dyrearter kan have forskellig dødelighed forårsaget af den samme parasit, således at den mest robuste art fungerer som et reservoir for parasitter, der kan spredes til mindre robuste arter, hvor det kan have en bestandsmæssig betydning (Bonsall & Hassell 1997, Tompkins m.fl. 2000a). Meget tyder på, at fasaner kan fungere som reservoir for den parasit (nematode), der bl.a. kan forårsage den for hønsefugle farlige sygdom "blackhead". Denne sygdom reducerer fuglenes kondition, hvor effekterne er større hos agerhøne, end de er hos fasan (Tompkins m.fl. 1999, 2000b). Det har ført til en hypotese om, at i de områder, hvor der er et stort overlap i udbredelsen af agerhøne og fasan, kan agerhøns indirekte blive udkonkurreret af fasan gennem deres fælles parasitter (Tompkins m.fl. 2000a). Hypotesen er dog ikke entydigt sandsynliggjort, og andre undersøgelser tyder ikke på, at der f.eks. er sammenhæng mellem tilstedeværelsen af fasanudsætninger og tætheden af agerhøns (Ewald & Touyeras 2002).

5.6 Udsætning

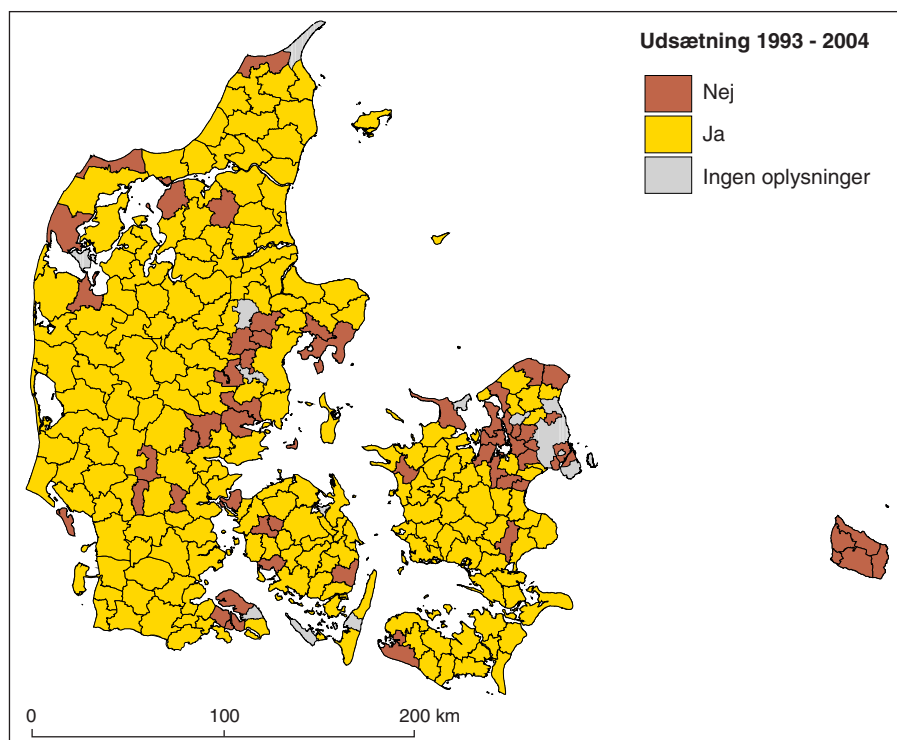
Der er i de fleste lande en tradition for udsætning af agerhøns. I Danmark har der således været sat agerhøns ud i mere end 450 år (Løpenthin 1967). Med de markante bestandsnedgange i de fleste europæiske lande har der været gjort flere forsøg på at stoppe og vende denne udvikling ved udsætninger enten af opdrættede fugle eller af vilde fugle, der er blevet indfanget andetsteds. Undersøgelser har vist, at udsætninger ikke er en effektiv metode til at opretholde eller genindføre selvreproducerende bestande over større områder i Europa, hvor agerhøne er forsvundet eller er i tilbagegang (Paludan 1957, Dowell 1992, Putalaa & Hissa 1998, Putaala m.fl. 2001, Buner m.fl. 2005, Parish & Sotherton 2007). I USA har den ikke hjemmehørende bestand i den centrale del af landet dog været i stand til at ekspandere sin udbredelse også i nyere tid (Traylor m.fl. 2001), hvorimod udsætninger i andre dele af landet ikke har haft den ønskede succes (Church 1993). Vildtlevende fugle, der indfanges og genudsættes klarer sig dog sandsynligvis bedre end opdrættede fugle (se gennemgang i Dyrenes beskyttelse 2003).

I Danmark gennemførte man allerede i 1940'erne fra statslig side gennem det daværende Jagtråd koordinerede udsætninger af agerhøns for at ophjælpe den vilde bestand (Fog 1987). Ordningen stoppede imidlertid i slutningen af 1950'erne blandt andet som følge af, at danske ringmærkningsundersøgelser kunne vise, at udsætningerne kun havde en meget begrænset værdi i relation til at ophjælpe den vilde ynglebestand (Paludan 1957). Hovedårsagen til den begrænsede effekt var, ligesom senere studier har vist, en markant dårlig overlevelse hos de udsatte fugle (se afsnit 3). De underliggende faktorer, der betinger den ringere overlevelse, synes at være adfærdsmæssige forhold, samt at de opdrættede fugles fordøjelsessystem ikke er tilpasset fødeemnerne i naturen (Dowell 1990, Putaala & Hissa 1995, Liukkonen-Anttila m.fl. 1999).

I dag foregår udsætning kun i privat regi i Danmark. Der er typisk tre hovedformål. Udsætninger kan foregå med henblik på at få et jagtudbytte i samme sæson. Alternativt foregår udsætning for på længere sigt at etablere en bestand, der kan drives jagt på, eller således at der kan afholdes markprøver for hundesportsfolk. En undersøgelse, som er baseret på stikprøver, viste, at udsætning er spredt ud over det meste af landet (Fig. 7, data fra Asferg m.fl. 2006). Der findes ikke nogen samlet opgørelse over, hvor mange agerhøns der årligt udsættes i Danmark. Vurderingerne ligger mellem 20.000 og 70.000 individer (Dyrenes Beskyttelse 2003, Vildtforvaltningsrådet 2006).

Der er lavet få undersøgelser af arvematerialet hos vildtlevende og udsatte fugle. Men f.eks. hos finske fugle er det trods en udsætningstradition fortsat muligt at skelne mellem vildtlevende og udsatte fugle rent genetisk (Liukkonen-Antilla 2001). Nye undersøgelser skal i perioden 2007-2010 belyse arvematerialet og slægtskabsforholdene mellem vildtlevende og opdrættede agerhøns i Danmark (DMU 2007).

Figur 7. Udsætninger af agerhøne i Danmark 1993-2004 opdelt på kommuneniveau (jf. kommunal struktur 1970-2006). Stikprøvedata fra Asferg m.fl. 2006.

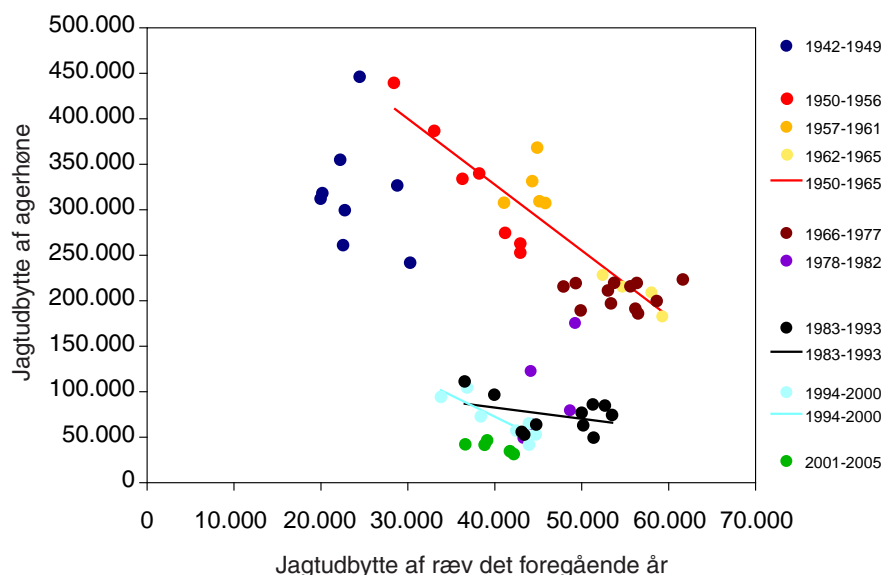


5.7 Samlet vurdering af betydende faktorer i Danmark

I det følgende afsnit er der foretaget en gennemgang af de fem markante nedgangsperioder i Danmark (se afsnit 2.1) samt de mellemliggende perioder for at vurdere årsagerne til bestandsnedgangen. Vildtudbyttestatistikken for agerhøne og ræv er brugt som indeks for bestandsændringer for de to arter. Det har ikke været muligt at vurdere indflydelsen fra sygdomme, jagt og udsætninger.

1942-1949. Perioden var præget af store fluktuationer i agerhøneudbyttet (Fig. 8, se også Fig. 1). Der var ugunstige vejrhændelser i både vinter- og kyllingeperioden i 1942 samt i kyllingeperioderne i 1944 og 1946 (se Appendiks 2 for definition af gunstige og ugunstige vejrhændelser). Sidstnævnte år var den vådeste kyllingeperiode nogensinde registreret (123 mm, Appendiks 2). De ugunstige vejrhændelser følges af en reduktion i jagtudbyttet (se Fig. 1). Fra og med 1947 er vejret om sommeren meget gunstigt især i kyllingeperioden (temperatur 0,5-2,2 grader over normal, nedbør 18-45% under normal, Appendiks 2). Agerhøneudbyttet går indtil 1949 frem med 71% (se Fig. 1). Der synes ikke at være nogen sammenhæng med ræveudbyttet, som er relativt lille i perioden (Fig. 8). Udbytterne i årene 1941-1945 er dog behæftet med stor usikkerhed, fordi vildtudbyttestatistikken lige er indført og pga. krigen med tilhørende problemer med at erhverve sig ammunition.

Figur 8. Sammenhæng mellem jagtudbyttet af agerhøne og ræv delt op i perioder (punkter) samt tendensen for perioderne 1950-1965, 1983-1993 og 1994-2000 (linier).



1950-1956 (markant nedgangsperiode). Ligesom den foregående periode er der få omgivelsesfaktorer, hvor den årlige ændring kendes (Tabel 6). Rævebestanden er den eneste faktor, som med en rimelig sikkerhed kan siges at have haft en negativ indvirkning på agerhønebestanden (Fig. 8), da stigningen i ræveudbyttet var historisk høj i denne periode (samlet stigning 44%, se Fig. 1). Det er mere usikkert, hvor stor indflydelse landbrugsmæssige forhold har haft. Intensiveringen af landbrugsdriften starter i 1950'erne. Selvom brugen af pesticider i starten var lav, vurderes det, at over halvdelen af alle landets kornmarker sprøjtes med ukrudsdræbende hormonmidler (Paludan 1953). Flere af de første insektmidler var direkte toksiske for fugle og pattedyr. Brugen af pesticider har derfor øjensynligt haft en negativ betydning i perioden. Antallet af ugunstige vejrhændelser ligger tæt på normalen (0,32 pr. år) og har sandsynligvis ikke haft væsentlig betydning for bestandsudvikling i denne periode.

1957-1961. Der er en generel fremgang i perioden, som bringer agerhøneudbyttet tilbage til niveauet fra 1940'erne (se Fig. 1). Perioden var præget af en stabilisering i ræveudbyttet og meget gunstige vejrforhold (Appendiks 2). Både vinter- og junitemperaturen lå 0,5 grader over middeltemperaturen for hele perioden 1941-2005. Derudover var juni måned meget tør i hele perioden (35% under middel).

1962-1965 (markant nedgangsperiode). I perioden var der et årligt fald i agerhøneudbyttet, som var næsten dobbelt så stor som i nedgangsperioden i 1950'erne (Tabel 6). Det mest markante i perioden er en markant stigning i brugen af herbicider og insekticider, som flerdobles i løbet af få år og formentlig reducerer fødemængden markant for agerhøne i denne periode (se Fig. 3). Yderligere reduktion i fødemængden sker sandsynligvis gennem indskrænkninger i småbiotoper (Tabel 6). Desuden var ræveudbyttet fortsat i stigning og indvirkede sandsynligvis på agerhønesene (Tabel 6, Fig. 1, Fig. 8). Vejret har højst sandsynlig også spillet en rolle. Den største årlige nedgang i agerhøneudbyttet sker i 1962. Samlet set er sommeren 1962 den næstkoldeste i hele perioden 1941-2005 (DMI 2007b), herunder var kyllingeperioden ganske kold (1,1 grad under normal). Det følges i 1962/63 af den koldeste vinter (3,4 grader under normal) målt i hele perioden.

Tabel 6. Beskrivelse af udviklingen i nogle omgivelsesparametre i fem markante nedgangsperioder for agerhønebestanden i Danmark, 1941-2005. Kilder: vejrforhold (DMI's månedsberetninger), pesticidforbrug, virksomt stof (Miljøstyrelsen og Danmarks Statistik), småbiotoper (Brandt 2004) samt jagtudbytte for agerhøne og ræv (DMU). Lineære småbiotoper: primært hegn, markskel og grøfter. Areelle småbiotoper: primært vandhuller, vildtremiser, småbevoksninger og andre permanent udyrkede arealer (dog ikke vedvarende græs).

Periode	Jagtudbytte af agerhøne Ændring pr. år	Faktor	Antal pr. år (vejrhændelser) el. ændring i % pr. år (øvrige faktorer)
1950-1956	-6,1%	Ugunstige vejrhændelser	0,29
		Herbicide	Formentlig stigende
		Insekticide	Formentlig stigende
		Lineære småbiotoper	Ukendt
		Areelle småbiotoper	Ukendt
		Ræv	+6,3%
1962-1965	-11,3%	Ugunstige vejrhændelser	0,25
		Herbicide	+53%
		Insekticide	+30%
		Lineære småbiotoper	-0,6%
		Areelle småbiotoper	-0,5%
		Ræv	+1,6%
1978-1982	-15,4%	Ugunstige vejrhændelser	0,80
		Herbicide	+3%
		Insekticide	+1%
		Lineære småbiotoper	-2,3%
		Areelle småbiotoper	-0,8%
		Ræv	-2,5%
1994-2000	-9,0%	Ugunstige vejrhændelser	0,29
		Herbicide	-4%
		Insekticide	-9%
		Lineære småbiotoper	+0,9%
		Areelle småbiotoper	+0,3%
		Ræv	+2,6%
2003-2006	-12,2%	Ugunstige vejrhændelser	0,00
		Herbicide	+4%
		Insekticide	+8%
		Lineære småbiotoper	-
		Areelle småbiotoper	-
		Ræv	-1,9%

1966-1977. I denne periode er agerhøneudbyttet nogenlunde konstant med i gennemsnit ca. 207.000 nedlagte individer. Rævene holder et højt niveau med omkring 60.000 nedlagte indtil 1968, men synes generelt ikke at være en hovedfaktor for agerhønsenes bestandsudvikling i denne periode (Fig. 8). Herbicideforbruget stiger fortsat markant indtil kulminationen i 1973 (se Fig. 3). Ud fra det skulle man forvente en fortsat nedgang i agerhønebestanden, i hvert fald i de første år i perioden. Når det ikke tilfældet, kan det være fordi, der er andre forhold, der begunstiger arten. Generelt er vejrforholdene meget gunstige i perioden (0,5 hændelse pr. år imod normal 0,34, beregnet fra Appendix 2). Kyllingeperioderne i 1966, 1968, 1970, 1975 og 1976 er enten meget varme eller meget tørre (Appendix 2). Desuden falder ræveudbyttet med 20% fra 1969 til 1977, bl.a. efter rabiesbekæmpelse i Sønderjylland (se Fig. 1) - en effekt som kan være skjult i Fig. 8 af andre faktorerers indvirkning på agerhønsene.

1978-1982 (markant nedgangsperiode). Ser man bort fra enkelte år, er denne periode den eneste, hvor man med stor sandsynlighed kan sige, at dårlige vejrforhold har spillet en væsentlig rolle i at bestemme omfanget af reduktionen i agerhønebestanden. I perioden 1978-1982, som havde 2 isvintre samt flere hændelser af dårligt vejr i juni, havde næsten hvert år en ugunstig vejrhændelse (0,8 hændelse pr. år; Tabel 6). Gennemsnittet

for perioden 1941-2005 var 0,32 hændelser pr. år. Derudover kulminerer herbicidforbruget i disse år, og småbiotopernes udbredelse kommer ud for deres største kendte reduktion. Selvom de negative effekter i denne periode modvirkes af en faldende rævebestand, er den årlige tilbagegang over 15% på agerhøne.

1983-1993. Der er en generel fremgang i perioden efter 1987. Efter tre isvintre i starten af perioden blev vejret overordentlig gunstigt i denne periode. Bortset fra 1991 var vintertemperaturen over 2,9 grader, og i 1988, 1989 og i 1992 var vejret lunt og tørt i kyllingeperioden (0,5-3,0 grader over normal og 22-98% mindre nedbør end normalt, Appendiks 2). Desuden var der et større udbrud af ræveskab (1985-1993), som bredte sig til det meste af Jylland, og som påvirkede agerhønsene i nogen grad (del af effekt på nationalt plan for perioden 1983-1993 i Fig. 8). Et faldende pesticidforbrug i landbruget i nogle af årene både i form af mængden af virksomt stof og behandlingshyppigheden kan have haft en positiv effekt (se Fig. 3).

1994-2000 (markant nedgangsperiode). Umiddelbart skulle man ikke forvente en negativ udvikling i denne periode ud fra hypoteserne om, hvorledes landbruget påvirker agerhønsene (Tabel 6). Der sker dog et relativt stort fald i arealet af agerhønsenes kernehabitat - det dyrkede land. En stor del af dette fald er imidlertid betinget af en omfattende braklægningsordning, der sættes i værk i 1993, og som sandsynligvis har haft en positiv effekt. Især i Jylland begynder rævenes antal at stige, efter at udbrud af ræveskab fortager sig (+36% fra 1994-1999), samtidig med at agerhønsenes antal falder. En væsentlig del af de danske agerhøns synes derfor at være negativt påvirket af en høj rævebestand i perioden. Tendensen kan også ses i det landsdækkende materiale for jagtudbytter i Fig. 8. I modsætning til den foregående periode er vejrforholdene ikke specielt gunstige og kan derfor ikke modvirke evt. negative påvirkninger.

2001-2002. Periode med kortvarig stabilisering i jagtudbytte for agerhøne.

2003-2006 (markant nedgangsperiode). Tilbagegangen i bestanden fortsætter. Nedgangen i antallet af nedlagte agerhøns kan dog være overvurderet pga. frivillige fredninger. Desuden er der foretaget en markant ændring i korrektionen af vildtudbyttestatistikken fra 2000 og fremefter, pga. manglende indberetning af jagtudbytte fra jægere (Asferg & Lindhard 2003). Pesticidforbruget ser ud til at stige i perioden, mens hverken vejrforhold eller udviklingen i ræveudbyttet kan forklare tilbagegangen (Tabel 6). Med en gennemsnitlig tæthed af agerhøns på ca. 2 par pr. km² om foråret og mellem 2 og 3 flokke pr. km² om efteråret kan det ikke udelukkes, at der i nogle områder kan være så langt mellem individerne, når flokkene opløses sidst på vinteren, at dette i sig selv kan være en begrænsning for bestanden. Samlet set er perioden 1994-2006 den længst kendte periode, hvor der har været tilbagegang (11 ud af 13 år).

6 Forvaltning af agerhøne

Agerhøne er beskyttet under Bern Konventionen. Konventionen forpligter landene til at foretage lovmæssige og administrative tiltag for at beskytte arten og sørge for, at den ikke er udryddelsestruet. Derudover optræder agerhøne på Fuglebeskyttelsesdirektivets annekst III/1 over beskyttelsesværdige arter, der kan sælges og drives jagt på. I det følgende afsnit er forvaltningsmæssige tiltag i forhold til agerhønebestande i Danmark og landene omkring sammenfattet. Sammenstillingen er lavet på baggrund af en rundspørge til forskere i de pågældende lande. Forvaltningen omfatter administrative tiltag (rødlistning, jagtfredning mv.), nationale handlingsplaner og anbefalinger til "best practice" mht. praktisk forvaltning, som enten kan være officiel politik eller en tradition for nogle generelle retningslinier.

Danmark

Arten er ikke rødlistet i Danmark ud fra de kriterier, der er opstillet. Der er 1½ måneds jagttid på arten. Der findes ikke en national handlingsplan hos de danske miljømyndigheder, der har til formål specifikt at beskytte og/eller stimulere en positiv bestandsudvikling for agerhøne. Nogle af de miljøvenlige tiltag i det åbne land, som for eksempel sprøjtefri randzoner, braklægning, MVJ-ordninger samt biotop- og naturplaner, må dog antages at have en vis positiv indvirkning, men de forskellige ordninger har oftest et mere generelt sigte i form af levestedsforbedringer for større grupper af fugle og dyr, forbedring af vandmiljøet eller blot generel produktionsbegrænsning. "Projekt Agerhøne" (Stauning og Timring) var dog et eksempel på et agerhønespecifikt projekt, der havde sit udspring i MVJ-ordningerne (Hedens Agro Rådgivning in litt.). Derudover, findes der aktuelt demonstrationsprojekter i både offentligt og privat regi, der sigter mod at vise, hvilke positive effekter habitatforbedringer kan have for dyr og fugle i agerlandet (f.eks. Års, Køng og Kalø). Der er i den forbindelse udarbejdet anbefalinger til "best practice" for landmænd og jægere, som i et vist omfang er gjort tilgængelig på internettet og/eller i form af andet materiale. Der er stort sammenfald mellem, hvad der i de danske demonstrationsprojekter anses for vildtvenlige habitater, og hvad der anbefales i udlandet specifikt for agerhøne (se nedenfor).

Storbritannien

Arten er relativt vidt udbredt i det meste af landet med en estimeret bestand på 70.000-75.000 par, men agerhøne er rødlistet i Storbritannien, fordi der over en årrække er sket mere end en halvering af bestanden. Der er jagttid på arten fra 1. september til 1. februar. Der er udarbejdet en national handlingsplan under den såkaldte "Government Biodiversity Action Plan". Målene i planen er: 1) at have stoppet tilbagegangen i antal i 2005, 2) at bestanden er over 150.000 par i 2010 og 3) at opretholde den nuværende udbredelse og - hvis biologisk muligt - at forøge udbredelsen. Der er ikke fundet oplysninger, der angiver, om planens første mål er opfyldt, sikkert fordi det er vanskeligt at bedømme på nuværende tidspunkt. Midlerne, der tages i brug, er at tage højde for artens behov i forbindelse med implementering af landbrugsstøtteordninger og at udvide kendskabet til målrettet marksprøjtning. Derudover findes der lo-

kale biodiversitetshandlingsplaner over hele landet, hvor agerhøne er én af fokusarterne. Den private forsknings- og forvaltningsorganisation Game & Wildlife Conservancy Trust, som også har domineret den europæiske forskning i agerhøns i flere årtier, har derudover udarbejdet en række retningslinier til "best practice" for landmænd og jægere (se <http://www.gct.org.uk/greypartridge/index2.html>). Essensen af disse anbefalinger omfatter i habitatmæssig henseende tre aspekter i agerhønenes livscyklus: 1) redbiotopen, 2) kyllingeoverlevelse og 3) vinter- og forårsoverlevelse hos voksne fugle. Anbefalinger på redbiotopen omfatter f.eks. etablering af de såkaldte "billediger" (lineære forhøjninger med græs og flerårige urter) på marker eller i markskel, som skaber rededækning og generel dækning mod prædatorer. Derudover anbefales de såkaldte fodposer ved hegn bestående af græs (også gerne dødt) samt flerårige urter. For at stimulere kyllingeoverlevelsen anbefales 6-12 m sprøjtefrie randzoner, brakstriber, barjordsstriber i markkanter samt etablering af vegetation, der giver dækning. Mulighed for dækning understreges også i forbindelse med tiltag, der sigter mod at forbedre vinter- og forårsoverlevelse. Derudover anbefales det at lade stubmarker stå så længe som muligt, evt. med en undersåning, der bliver stående ind i foråret. Derfor foretrækker man også forårsafgrøder frem for efterårs/vinterafgrøder. Det anbefales desuden at vinterfodre. I jagtmæssig henseende anbefales det bl.a., at jagten i et område indstilles, når efterårsbestanden kommer ned under 20 fugle pr. km², og at der kun drives jagt, hvis der samtidig foretages habitatforbedringer og/eller prædationskontrol. For alle aspekter er der desuden konkrete anbefalinger til sammensætningen af planter og urter i forbindelse med udsåning til vildtet. Anbefalingerne er let tilgængelige i form af papirfoldere, der også kan downloades fra internettet. Hertil hører også illustrationer af, hvordan tiltag kan kædes sammen.

Tyskland

Arten er fortsat relativt udbredt, men er ved at være fåtallig nogle steder. Rødlistning af arter foregår på delstatsniveau. Agerhøne ligger i de tre mest beskyttelseskrævende kategorier, som omfatter arter, der er udryddelsestruet til truet. Der er ikke en ensartet jagtlovgivning i Tyskland. I de tre delstater, der er tættest på Danmark er agerhøne fredet i Mecklenburg-Vorpommern, mens der i Slesvig-Holsten og Niedersachsen er 2½ måneders jagttid. I Niedersachsen er der en officiel anbefaling om ikke at nedlægge agerhøne i områder med mindre end 3 ynglepar pr. km². Der findes ingen nationalt udbredte anbefalinger til "best practice", men meget tyder på, at man i regional/lokal forvaltningsøjemed tænker i de samme principper som i f.eks. England og Frankrig for så vidt angår habitatforbedringer (se f.eks. Tillmann 2006).

Holland

Agerhøne er rødlistet i Holland, men er principielt en jagtbar art, der dog p.t. er fredet pga. lavt antal og tilbagegang i bestanden. En beskyttelsesplan for arten blev udarbejdet allerede i 1990'erne (LNV 1991). Formålet med planen er at opretholde artssamfundene, som er typiske i det dyrkede land med agerhøne som indikatorart. Det har ikke været muligt at fremskaffe oplysninger om virkemidler i beskyttelsesplanen, men de hollandske myndigheder har konstateret, at planen ikke har stoppet tilbagegangen i bestanden (D. Kleijn in litt.).

Frankrig

Agerhøns er på den såkaldte orangeliste, der omfatter arter, som forekommer på et niveau, hvor de anses for sårbare. Jagt er tilladt over hele landet i efteråret med regionale forskelle i jagttiden. I Nordfrankrig, hvor arten er mest almindelig, er jagttiden typisk 1-2 måneder. Jagttiden er typisk længst der, hvor der samtidig foretages forvaltning af arten. Jagt er forbudt, når jorden er snedækket. Nogle steder er der indført kvoter, f.eks. på godser, hvor kvoten beregnes ud fra forårsbestanden samt den efterfølgende reproduktionssucces. Andre steder er der begrænsninger på antallet af jagtdage (færre end 10 og oftest 2, 4 eller 6), eller der er begrænsninger på antallet af nedlagte fugle pr. dag pr. jæger. Det er uklart, om de sidstnævnte forordninger er frivillige eller udstedt af myndighederne. På nogle godser er der defineret jagtfrie områder (10% af arealet), som dog ikke er specielt udpeget under hensyntagen til agerhøne. Der udsættes ca. 2 millioner agerhøns i Frankrig, men der er departementer (regionale administrative enheder), hvor udsætning er forbudt.

Der er ingen national handlingsplan for agerhøne i Frankrig. I mange departementer prøver jagtorganisationer dog at promovere praktisk forvaltning af agerhøne i form af jagtregulering, habitatforbedring, fodring og prædationskontrol.

Den statslige organisation "Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage", som i mange år har forsket i agerhønenes biologi, har udsendt en række anbefalinger, som delvis ligner de engelske bl.a. mht. at øge tilgængeligheden af egnede redehabitater og fourageringshabitater ved at lave mindre marker med forskellige afgrøder. Overlevelse hos kyllinger er også et tema i Frankrig, hvor det anbefales at reducere pesticidbrug i randzoner og at bruge målrettede pesticider. Derudover anbefales det at sørge for generel dækning bl.a. ved at regulere slåning af markkanter, dels tidsmæssigt, dels at undlade at slå helt ned til jorden samt at undgå vanding af markkanter. Der er også udfærdiget retningslinier for god praksis omkring markarbejde, f.eks. at arbejde fra midten af marken og udefter og at undgå at arbejde om natten. Endelig er der et råd om (vinter-)fodring og om at sørge for prædationskontrol. De samlede anbefalinger er distribueret i et hæfte til 20.000 jægere og/eller landmænd.

Polen

Den seneste opgørelse fra prøvefelter i Polen angiver en tæthed på 0,4-8,3 par pr. km² (Panek 2005). Arten optræder ikke på nogen af de nationale beskyttelseslister. Arten er jagtbar i efteråret i ca. 1½ måned - dog kan den fanges levende i yderligere 3½ måned indtil 31. januar. I Polen "ejer" staten de jagtbare arter. Jagtretten i de polske jagtdistrikter udliciteres hovedsageligt (90%) til lokale jagtforeninger under det nationale jægerforbund. Hvert år foreslår jagtforeninger en jagtkvote, som derefter vurderes og enten stadfæstes eller ændres af de regionale "skovdistrikter".

Der findes ingen nationale handlingsplaner udarbejdet af myndigheder, men det nationale jægerforbund lancerede i 2001 "programmet til forbedring af levevilkårene hos agerhøne". Dette program indeholder nogle generelle anbefalinger om habitatforbedringer (formentlig i stil med anbefalinger i de øvrige lande), prædationskontrol (hovedsageligt ræve) og udsætninger i områder med lave tætheder. På den baggrund er der lavet

lokale handlingsplaner af enkelte jagtforeninger eller sammenslutninger af disse.

Schweiz

Agerhøne er næsten forsvundet, og arten er derfor både rødlistet og jagtfredet i Schweiz. Derudover er arten sat på en liste for arter, hvor specielle beskyttelsestiltag er påkrævet. Der er ingen national handlingsplan, men der kører et udsætningsprogram i to regioner, hvor målet er at skabe en selvreproducerende bestand, der kan sprede sig til andre områder. Udsætningerne er kombineret med habitatforbedringer under den schweiziske pendant til MVJ-ordningen, som generelt er det, man sætter sin lid til i forhold til at forbedre levevilkårene for agerlandets flora og fauna. Desuden foregår der lokal prædationskontrol. Der er ikke nogen officielle anbefalinger til "best practice" for agerhøne, men udsætningsprojektet har givet nogle erfaringer, som er ledetråden i det, man formidler videre fra den forskning, der er en del af udsætningsprojektet. Her anbefaler man især at lave småbiotoper, træløse hegn, permanente vildtstriber og/eller med flerårige urter (Buner m.fl. 2005). Endvidere forventer man, at der kun kan opnås positive effekter på fuglefaunaen i landbrugsområder, hvis de ovennævnte såkaldte økologisk værdifulde habitater udgør mindst 5% af det samlede areal (Jenny m.fl. 2002)

7 Diskussion

I Danmark er agerhøne ikke en akut truet art. Den er således relativt udbredt i det meste af landet. Den aktuelle tæthed på omkring 2 par pr. km² i foråret og 2-3 flokke pr. km² om efteråret er lav i forhold til tidligere, men dog ikke usædvanlig i forhold til andre europæiske lande (Bro m.fl. 2006b). Det faktum, at agerhøne er en relativ stationær art, der ikke bevæger sig langt, kombineret med, at dødeligheden stiger med spredningsafstanden, er muligvis allerede et problem i de egne, hvor arten forekommer i tætheder, der ligger under gennemsnittet.

Det må forventes, at udsætninger af opdrættede fugle fortsat vil foregå i mange europæiske lande i fremtiden. Der er dog ingen eksempler på, at en bestand er blevet genoprettet over et større geografisk område i Europa ved hjælp af udsætninger. Samtidig kan det muligvis med de nuværende bestandsforhold være vanskeligt at opretholde en vildtlevende og selvreproducerende bestand på lang sigt (se eksempler i de Leo m.fl. 2004). Schweiz er et eksempel på, hvorledes en bestand, der skulle tælles i tusinder for få årtier siden, nu stort set er forsvundet (E. Knop in litt.).

Generelt ved vi meget lidt om de aktuelle bestandsparametre hos vildtlevende agerhøns i Danmark, som kan give nogle sikre prognoser om den fremtidige udvikling. Samtidigt har nærværende studie vist, at eksisterende data og publicerede resultater enten er af ældre dato eller har en indirekte eller overordnet karakter (f.eks. vildtudbyttestatistik og data for arealanvendelse). Dette vanskeliggør årsagsudredningen.

Det store sammenfald mellem udviklingen i agerhønebestanden i forskellige lande i Europa giver dog grund til at tro, at årsagerne til den markante nedgang over de sidste 50 år ikke er forskellig i Danmark i forhold til, hvad man har diagnosticeret som årsagerne i udlandet. Forholdene i Danmark og andre steder i Europa kan have været særligt gode for agerhøns i 1930'erne og 1940'erne med en ekstraordinær høj bestand til følge pga. den ekstensivering af landbruget, der fandt sted pga. økonomisk tilbagegang og verdenskrig. Det kan man i hvert fald ikke udelukke set ud fra både danske og visse udenlandske data (Strandgaard 1981, Potts 1986).

Særligt iøjnefaldende er imidlertid de markante ændringer i landbrugsdriften, der er sket siden 1940'erne, og at disse ændringer er sket i et højt tempo (se Fig. 3 og Tabel 6). Før den tid har agerhøne ligesom andre arter i det åbne land i århundreder tilpasset sig en landbrugsform, der set med nutidens øjne var meget ekstensiv, og som i højere grad har lignet agerhønens oprindelige steppehabitat. Der er flere eksempler på, at fuglearter henover tid udvikler en tilpasning til menneskelig aktivitet. Men netop det, at ændringerne i landbrugsdriften er sket over så kort tid, giver en stor risiko for, at arterne ikke kan nå at tilpasse sig. Når moderne driftsformer i tilgift rammer fødegrundlaget for både afkom og forældre-fugle samt deres mulighed for at anlægge en prædationssikker rede (Potts 1986), får en art som agerhøne svært ved at tilpasse sig vilkårene i det åbne land, og mulighederne for at opretholde selvreproducerende bestande forringes.

Med det in mente er der klare indicier på, at ændringerne i landbrugsdriften, især pesticidforbrugets eksplosive stigning i 1960'erne, har spillet en central rolle for den markante nedgang hos de europæiske agerhøns i starten af 1960'erne, især gennem en reduktion i kyllingernes overlevelse. Siden hen er der meget, der tyder på, at netop pesticiderne, arealmæssige, dyrkningsmæssige og landskabelige ændringer i Danmark har været med til at modvirke en bestandsfremgang på tidspunkter, hvor vejr- og prædationsforhold ellers har været gunstige (især i slutningen af 1960'erne og ind i 1970'erne), og hvor en forventet fremgang i bestanden udeblev.

Danmark ligger tæt på agerhønens nordgrænse for udbredelse. Dette er i udgangspunktet altid et forhold, som kan give store svingninger i fuglebestande ikke mindst i relation til vejret (Potts 1986). Gennemgangen af den danske vildtudbyttestatistik på agerhøne viste da også, at vejrforholdene om vinteren og i kyllingeperioden er de faktorer, der synes at kunne udløse de største år til år svingninger. Trods det synes vejrfaktorerens betydning rent analyse-mæssigt at være en smule undervurderet i litteraturen, selvom der findes mange beskrivelser af vejrets indflydelse fra store dele af agerhønens udbredelsesområde (Strandgaard 1981, referencer i Potts 1986). I hvert fald i Danmark og Tyskland er der meget der tyder på, at den markante nedgangsperiode i slutningen af 1970'erne og starten af 1980'erne i stor udstrækning var drevet af vejrmæssige forhold og muligvis også i andre perioder (Kalchreuter 1991, dette studie).

Man kan selvfølgelig anføre, at forekomsten af dårlige og gunstige vejrforhold udjævner effekterne på en agerhønebestand over tid. Problemet opstår imidlertid, når gunstige vejrforhold, som under normale omstændigheder skulle medvirke til at tilvejebringe et bestandsoverskud, ikke bidrager nok til at modvirke negative effekter fra andre faktorer. Så bliver det tilbagegangene, man kommer til at se på bestandskurverne og i bedste fald nogle perioder med en stabil bestand. Dette aspekt kan muligvis være med til at forklare den type bestandskurve med trinvis nedgang, som ses i forskellige europæiske lande.

Prædation er om muligt en endnu mere kompleks problemstilling, der kan påvirke agerhønsene. Virkningen af målrettet regulering af prædatorer er bedst dokumenteret i England, hvor der i sådanne studier oftest har været foretaget en kraftig reduktion på et bredt spektrum af prædatorer (f.eks. Tapper m.fl. 1996). En sådan bredspektret prædatorregulering foregår givetvis mange steder i Europa i privat regi, herunder også i Danmark (Asferg m.fl. 2006). Ofte har der vist sig stor variation i den effekt, som prædationen har på agerhønsene. På nationalt plan i Danmark har dette studie vist en svag negativ, men dog signifikant effekt af ræv, forudsat at der i effekten indregnes en forsinkelse på responsen på et år. Ud over nogle metodiske aspekter kan noget, der svækker effektens tydelighed være, at der er andre faktorer, som i nogle tidsperioder virker stærkere og evt. er modsatrettet prædationseffekten (eks. fra perioden 1966-1977). At effekten af prædation går ind i en vekselvirkning med andre faktorer, er også vist andre steder (Watson m.fl. 2007). Derudover synes lokale forhold i høj grad også at bidrage til variationen, hvor enkelte prædatorarter kan spille en større eller mindre rolle i forskellige områder og have skiftende indvirkning på forskellige tidspunkter i agerhønens årlige livscyklus (se afsnit 5.2). I flere europæiske lande har der i de senere år været eksempler på, at nogle fugleprædatorer, f.eks.

kragefugle, har været i fremgang, men det er ikke nødvendigvis en generel tendens (van Dijk m.fl. 2005, Lindström & Svensson 2007, Heldbjerg 2007, Baillie m.fl. 2008). Det er desuden vanskeligt at sige, om prædationen skal tillægges samme betydning på det europæiske kontinent som i England, hvor den er udpeget som en af hovedårsagerne til bestandstilbagegangen (Potts 1986).

Spørgsmålet er, om udviklingen kan vendes. Agerhøne har et stort reproduktionspotentiale og har derfor mulighed for, hvis levevilkårene i øvrigt er egnede, hurtigt at generere en bestandsstigning. Det er også konstateret, at der trods generel nedgang i agerhønebestanden var et betydeligt antal lokale terræner, hvor bestanden i de senere år er vurderet til at have været i fremgang (Asferg m.fl. 2006).

Det faktum, at der inden for de seneste 15-20 år har været en fremgang i agerhønebestanden i Danmark (1988-1993) indikerer også, at der fortsat er et potentiale for fremgang i den danske agerhønebestand. Dog skal det anføres, at noget af fremgangen var betinget af en markant nedgang i rævebestanden pga. sygdom, hvor nedgangen var større, end man vil forvente under mere "naturlige" forhold.

Sammenstillingerne af data i denne rapport viser imidlertid, at det næppe er nok, at blot én af de vigtige underliggende faktorer har en gunstig status, hvis der skal udmøntes en fremgang i agerhønebestanden. Selvom prognoserne indikerer, at der vil være hjælp at hente i fremtidens klima, skal der således yderligere assistance til fra andre faktorer, for at man kan være nogenlunde sikker på at kunne vende udviklingen. Desuden må man ikke undervurdere effekten af ugunstige enkeltstående vejrhendelser, som stadigt vil finde sted, og som muligvis i fremtiden vil blive mere ekstreme (f.eks. hændelser med kraftig sommerregn). Flere forskere er da også nået frem til, at der er flere bestandsfaktorer, der skal forbedres, hvis en agerhønebestand i tilbagegang skal få en positiv vækstrate (Bro m.fl. 2000c, Aebischer & Ewald 2004, de Leo m.fl. 2004).

Det vil være urealistisk at vende tilbage til den type landbrug, man drev i 1940'erne. Endvidere er det heller ikke muligt at nå op på 1940'ernes bestandstal på landsplan alene af den årsag, at agerhønes kernehabitat - det dyrkede land - har undergået en markant indskrænkning. I Danmark er der med pesticidhandlingsplanen, fremgangen i småbiotopernes udbredelse og stigningen i økologisk jordbrug (8-dobling af areal, 1995-2006, Danmarks Statistik 2007) aktuelle tiltag i gang, der med den nuværende viden må antages at kunne forbedre forholdene for agerhøne. Nogle af disse tiltag ligger således i tråd med de tiltag, der på europæisk plan menes at føre til en mere agerhønevenlig landbrugsdrift. Disse tiltag praktiseres da også over det meste af artens udbredelsesområde, og i Danmark er der måske de første tegn på, at biodiversiteten i agerlandet ikke påvirkes så negativt længere (Fox 2004, Andreasen & Stryhn 2008). Derudover kan der på lokalt plan rundt omkring i Europa fremvises positive effekter på agerhønsene af forskellige målrettede tiltag. Når det ikke har slået igennem i de nationale bestandstal for agerhøne, er det formentlig fordi, sådanne tiltag trods alle gode intentioner har en grad af tilfældighed og sjældent foretages i større sammenhængende områder.

I England har man som en del af den nationale handlingsplan for agerhøne sat sin lid til de såkaldte "agri-environment schemes", som kan

sammenlignes med de danske MVJ-ordninger. I Danmark findes der også en række forskellige MVJ-ordninger, men generelt har disse ordninger et meget bredt sigte og er derfor i mange tilfælde ikke direkte hægtet op på ophjælpning af specifikke arter eller artsgrupper. Danmarks Miljøundersøgelser skal i denne rapport ikke komme med konkrete anbefalinger til tiltag, men blot henlede opmærksomheden på udenlandske forsøg med mere artsorienterede ordninger, som i sin yderste konsekvens f.eks. kan omfatte betaling for hver fuglerede landmanden beskytter mod at blive ødelagt af maskiner og kreaturer (Verhulst m.fl. 2007). Selvom det nævnte eksempel næppe er velegnet til agerhøne, skal det illustrere, at spændvidden i miljø- og naturvenlige landbrugsordninger i Europa er meget stor og kan omfatte meget specialiserede tiltag.

MVJ-ordningerne er koblet op på EU's landbrugspolitik, som til stadighed undergår ændringer. Aktuelle tiltag med at lade brakjord gå i om-drift må forventes at have en negativ effekt på agerhøne, fordi der på brakmarker findes et reservoir af ukrudtsfrø og insekter. Nogle af de flerårige brakmarker, hvor vegetationen går i retning af en lang og tæt græsvækst, synes dog ikke optimale i forhold til agerhønens præference for lysåbne habitater med urtevegetation - se Mogensen m.fl. (1997) for gennemgang af betydningen for fugle, herunder agerhøne, i forhold til udviklingen i floraen, jordbundstype, placeringen af brak i forhold til andre arealer samt betydningen af, om det er rotationsbrak eller flerårig brak.

Selvom der er høj grad af konsensus i Europa i forhold til, hvad der anses for agerhønevenlig landbrugsdrift, er den overordnede forvaltning af agerhøne i forskellige europæiske lande ikke særlig ensartet. Således er det meget forskelligt, hvor højt agerhøne prioriteres af myndighederne, samt hvilken jagtpraksis der udøves. Forskellene i forvaltning kan dog i mange tilfælde forklares med bestandsstørrelsen, f.eks. er meget små nationale eller regionale bestande typisk rødlistede og jagtfredede. En rødlistning af en art er dog i mange tilfælde ikke noget, der har stor praktisk betydning, med mindre det følges op af konkrete handlinger der, hvor fuglene lever. Med hensyn til jagttid er det meget forskelligt, hvorledes dette administreres. Især i store lande som Tyskland og Frankrig er der en vis differentiering i relation til regionale/lokale forhold.

På europæisk plan og især i England og Frankrig er der udført omfattende studier af agerhøne dækkende en stor del af artens livscyklus. I Danmark blev der især lavet studier i 1950'erne. Aktuelt er agerhønestudier indeholdt i programmet "Vildt og Landskab" samt i et nyligt startet projekt om bestande af vildtlevende agerhøns (arvemateriale, forekomst og levesteder).

Aktuelle projekter kan naturligvis ikke dække alle aspekter af agerhønens meget komplekse biologi, og projekter kan i sig selv også rejse nye spørgsmål. I "Vildt og Landskab" er der foreløbig tilvejebragt nyttig og aktuel information om jægernes terræner, adfærd, udsætninger og udbytte (Asferg m.fl. 2006). Desuden har demonstrationsprojektet på Kalø vist, at der med konkrete forbedringer af levestedet kan opnås en agerhønebestand, som ligger betydeligt over middel for danske forhold (Oderskær & Berthelsen 2007). Derudover indgår levestedsvurderinger på en noget større skala også i det aktuelle projekt med de vildtlevende agerhøns.

Endelig foretages der omfattende modelstudier af agerhøne, som har til formål at udrede forskellige faktorerers betydning for agerhønebestanden. Dette arbejde bygger på en såkaldt individbaseret model, som simulerer enkeltindividens bevægelser og skæbne i et agerlandsområde. Herfra kan man simulere ændringer i forskellige omgivelsesfaktorer (f.eks. landbrugsmæssige, landskabelige og prædationsmæssige) for at se, hvorledes det påvirker overlevelse og reproduktion og dermed i sidste ende bestanden. Dermed søger man at give svar på nogle af de aktuelle spørgsmål omkring betydningen af landskabsændringer, som er beskrevet i afsnit 5.1.1. Hvor det har været muligt, er der anvendt tal til modellen fra danske undersøgelser, men mange steder bygger modellen på udenlandske data. Resultater fra især vesteuropæiske undersøgelser kan formentligt i mange tilfælde overføres til danske forhold. Selv om vi på den måde kan få bestemt nogle niveauer for overlevelse, reproduktion og bestandstørrelser under forskellige forhold i landskabet og i landbrugsdriften, belyses det imidlertid ikke, hvordan det konkret står til med disse parametre i Danmark anno 2008.

Jagtlige og udsætningsmæssige spørgsmål er til en vis grad belyst i Asferg m.fl. (2006). Derudover søges evt. forskelle i arvematerialet hos vildtlevende og opdrættede fugle undersøgt i det aktuelle DMU-projekt med de vildtlevende agerhøns. Resultaterne fra disse undersøgelser anses for at være en forudsætning for i fremtiden i evt. nye projekter at kunne give et mere præcist svar på, hvor stor en andel af de vildtlevende fugle, der nedlægges i forbindelse med jagt.

8 Referencer

Aebischer, N.J. & Ewald, J.A. (2004): Managing the UK Grey Partridge *Perdix perdix* recovery: population change, reproduction, habitat and shooting. - *Ibis* 146: 181-191.

Aebischer, N.J. & Potts, G.R. (1990): Long-term changes in numbers of cereal invertebrates assessed by monitoring. - British Crop Protection Council, Surrey. Brighton Crop Protection Conference, Pest and Diseases, 1990: 163-172.

Agger, P. & Brandt, J. (1988): Dynamics of small biotopes in Danish agricultural landscapes. - *Landscape Ecology* 1: 227-240.

Andreasen, C. & Stryhn, H. (2008): Increasing weed flora in Danish arable fields and its importance for biodiversity. - *Weed Research* 48: 1-9.

Andreasen, C., Stryhn, H. & Streibig, J.C. (1996): Decline of the flora in Danish arable fields. - *Journal of Applied Ecology* 33: 619-626.

Asferg, T. (1999): Krager, husskader og småvildt. En vurdering af prædationens effekt på småvildtbestande og muligheden for at begrænse effekten ved jagt og regulering. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 283. 52 s.

Asferg, T. (2002): Ingen ræve - og hvad så? - *Jæger* 11 (6/7): 54-56.

Asferg, T. & Lindhard, B.J. (2003): Korrektion for manglende indberetninger til vildtudbyttestatistikken. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 473: 28 s.

Asferg, T., Odderskær, P. & Berthelsen, J.P. (2006): Agerhøns i jagtsæsonen 2003/04 - en spørgebrevsundersøgelse vedrørende forekomst, ud sætning, afskydning og biotoppleje. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 588. 48 s.

Asferg, T. (2007): Den danske vildtudbyttestatistik. - Danmarks Miljøundersøgelser. <http://vildtudbytte.dmu.dk>.

Ash, J.S. (1965): Toxic chemicals and wildlife in Britain. - Proceedings of the Vith International Congress of Game Biologists, Bournemouth, Hampshire 1963: 379-388.

Austria Statistik (2007): Amtliche Statistik Österreichs. www.statistik.at.

Baillie, S.R., Marchant, J.H., Crick, H.Q.P., Noble, D.G., Balmer, D.E., Barimore, C., Coombes, R.H., Downie, I.S., Freeman, S.N., Joys, A.C., Leech, D.I., Raven, M.J., Robinson, R.A. & Thewlis, R.M. (2008): Breeding birds in the wider countryside: their conservation status 2006. - BTO Thetford. BTO Research Report No. 470. www.bto.org/birdtrends2007.

Baldi, A. & Farago, S. (2007): Long-term changes of farmland game populations in a post-socialist country (Hungary). - *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118: 307-311.

Berthelsen, J.P., Rasmussen, K. & Kjellsson, G. (1997): Fouragerende fugles udnyttelse af ukrudtsfrøpuljen. Metodeudvikling og vurdering af fødemuligheder i relation til pesticidpåvirkning. - Miljøstyrelsen Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen nr. 28. 47 s.

BirdLife International (2004):

<http://www.birdlife.org/datazone/species/BirdsInEuropeII/BI2004Sp188.pdf>

Birkan, M.G. (1985): Dynamique de population et relation avec l'occupation du milieu par de la perdrix grise (*Perdix perdix*). - Proceedings of the XVIIth International Congress of Game Biologists, Brussels, Belgium 1985. 8 s.

Blank, T.H. & Ash, J.S. (1960): Some aspects of clutch size in the partridge (*Perdix perdix*). - Proceedings of the XIIth International Ornithological Congress, Helsinki, Finland 1958: 118-126.

Bolton, M., Tyler, G., Smith, K. & Bamford, R. (2007): The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. - *Journal of Applied Ecology* 44: 534-544.

Bonsall, M.B. & Hassell, M.P. (1997): Apparent competition structures ecological assemblages. - *Nature* 388: 371-373.

Borg, C. & Toft, S. (1999): Value of the aphid (*Rhopalosiphum padi*) as food for grey partridge chicks. - *Wildlife Biology* 5: 55-59.

Borg, C. & Toft, S. (2000): Importance of insect prey quality for grey partridge chicks *Perdix perdix*: a self-selection experiment. - *Journal of Applied Ecology* 37: 557-563.

Bouchner, M. & Temmlova, B. (1974): Factors influencing survival degree of grey partridges from hand-rearing after release into free hunting grounds. - *Prace Vulhm* 45: 73-92.

Brandt, J. (2004): Anvendelse af topografiske kort til monitoring af biotoper. - *Perspektiv* 5: 53-61.

Bro, E., Reitz, F. & Clobert, J. (2000a): Nest-site selection of grey partridge (*Perdix perdix*) on agricultural lands in North-Central France. - *Game and Wildlife Science* 17: 1-16.

Bro, E., Reitz, F., Clobert, J. & Mayot, P. (2000b): Nesting success of grey partridges (*Perdix perdix*) on agricultural land in North-Central France: relation to nesting cover and predator abundance. - *Game and Wildlife Science* 17: 199-218.

Bro, E., Sarrazin F., Clobert J. & Reitz, F. (2000c): Demography and the decline of the grey partridge *Perdix perdix* in France. - *Journal of Applied Ecology* 37: 432-448.

- Bro, E., Reitz, F., Clobert, J., Migot, P., Massot, M. (2001): Diagnosing the environmental causes of the decline in grey partridge *Perdix perdix* survival in France. - *Ibis* 143: 120-132.
- Bro, E., Mayot, P., Corda, E. & Reitz, F. (2004): Impact of habitat management on grey partridge populations: assessing wildlife cover using a multisite BACI experiment. - *Journal of Applied Ecology* 41: 846-857.
- Bro, E., Reitz, F. & Landry, P. (2005): Grey partridge population status in Central Northern France: Spatial variability in density and 1994-2004 trend. - *Wildlife Biology* 11: 287-298.
- Bro, E., Arroyo, B. & Migot, P. (2006a): Conflict between grey partridge *Perdix perdix* hunting and hen harrier *Circus cyaneus* protection in France: a review. - *Wildlife Biology* 12: 233-247.
- Bro, E., Reitz, F., Mayo, P. & Landry, P. (2006b): Conservation de la Perdrix grise: la France au premier rang. - *Faune Sauvage* 272: 22-30.
- Browne, S.J., Aebischer, N.J., Moreby, S.J. & Teague, L. (2006): The diet and disease susceptibility of grey partridges *Perdix perdix* on arable farmland in East Anglia, England. - *Wildlife Biology* 12: 3-10.
- Buckingham, D.L., Evans, A.D., Morris, A.J., Orsman, C.J. & Xaley, R. (1999): Use of set-aside in winter by declining farmland bird species in the UK. - *Bird Study* 46: 157-169.
- Buner, F., Jenny, M., Zbinden, N. & Naef-Daenzer, B. (2005): Ecological enhanced areas - a key habitat structure for re-introduced grey partridges *Perdix perdix*. - *Biological Conservation* 124: 373-381.
- Bønløkke, J., Madsen, J.J., Thorup, K., Pedersen, K.T., Bjerrum, M. & Rahbek, C. (2006): Dansk trækfugleatlas. - Rhodos, Humlebæk. 870 s.
- Campbell, L.H., Avery, M.I., Donald, P., Evans, A.D., Green, R.E. & Wilson, J.D. (1997): A review of the indirect effects of pesticides on birds. - Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. JNCC Report No. 227.
- Carroll, J.P., Crawford, R.D. & Schultz, J.W. (1995): Gray partridge winter home range and use of habitat in North Dakota. - *Journal of Wildlife Management* 59: 98-103.
- Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Bunce, R.G.H., Duckworth, J.C. & Shrubbs, M. (2000): Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. - *Journal of Applied Ecology* 37: 771-788.
- Chiverton, P.A. (1999): The benefits of unsprayed cereal crop margins to grey partridges (*Perdix perdix*) and pheasants (*Phasianus colchicus*) in Sweden. - *Wildlife Biology* 5: 83-92.

Chlewski, A. & Panek, M. (1986): Dynamics and some aspects of population structure of *Perdix perdix* in the Czempin hunting grounds. - In: Pielowski, Z. (ed.): Proceedings of the common partridge (*Perdix perdix* L.). International Symposium Poland 1985. - Polish Hunting Association, Warsaw.

Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (1980): Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. - Vol. II, waders to gulls. - Oxford University Press, Oxford.

Church, K.E. (1993): Survival and nesting biology of translocated grey partridge (*Perdix perdix*) in New York State, USA. - *Gibier Faune Sauvage* 10: 281-291.

Dahlgren, J. (1987): Partridge activity, growth rate and survival: dependence on insect abundance. - Lund University. PhD-thesis. 63 s.

Danmarks Statistik (2007): Udtræk fra statistikbanken. - Danmarks Statistik. www.statistikbanken.dk.

De Leo, G.A., Focardi, S., Gatto, M. & Cattadori, I.M. (2004): The decline of the grey partridge in Europe comparing demographies in traditional and modern agricultural landscapes. - *Ecological Modelling* 177: 313-335.

DMI (2007a): Ændringer i Danmark. - Danmarks Meteorologiske Institut. http://www.dmi.dk/dmi/index/viden/fremtidens_klima-2/aendringer_i_danmark.htm

DMI (2007b): Danmark dårligste somre. - Danmarks Meteorologiske Institut. http://www.dmi.dk/dmi/danmarks_daarligste_somre.

DMU (2007): Identifikation af vildtlevende bestande af agerhøns i Danmark baseret på genetiske og morfometriske karakterer samt status for forekomst og levesteder. - Danmarks Miljøundersøgelser. Projektbeskrivelse. 3 s.

DOF (2007): Agerhøne (*Perdix perdix*). - Dansk Ornitologisk Forening. www.dofbasen.dk/art.

Donald, P.F., Green, R.E. & Heath, M.F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. - *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 268: 25-29.

Dowell, S.D. (1990): Differential behaviour and survival of hand-reared and wild grey partridge in United Kingdom. - *Proceedings from the fifth grey partridge and ring-necked pheasant workshop*: 230-239.

Dowell, S.D. (1992): Problems and pitfalls of game bird reintroduction and restocking: An overview. - *Gibier Faune Sauvage* 9: 773-780.

Dyrenes Beskyttelse (2003): Opdræt og udsætning af vildt til jagtformål, dyrevelfærd og dyreetik. - Frederiksberg Bogtrykkeri, København. 64 s.

Ewald, J.A. & Aebischer, N.J. (2000): Trends in pesticide use and efficacy during 26 years of changing agriculture in southern England. - *Environmental Monitoring and Assessment* 64: 493-529.

Ewald, J.A. & Touyeras, H. (2002): Examining the spatial relationship between pheasant (*Phasianus colchicus*) release pens and grey partridge (*Perdix perdix*) population parameters. - Zeitschrift für Jagdwissenschaft 48: 354-363.

Face Europe (2007): Hunting in Europe. - Federation of associations for hunting and conservation of the EU. www.face-europe.org.

Farago, S. (2001): Dynamics of a grey partridge (*Perdix perdix*) population in western Hungary: effect of a management plan. - Game and Wildlife Science 18: 425-441.

Fog, M. (1987): Om agerhønen i Danmark - en spørgebrevsanalyse 1983. Landbrugsministeriets Vildtforvaltning. - Rapport fra Vildtbiologisk station 10. 12 s.

Fox, A.D. (2004): Has Danish agriculture maintained farmland bird populations? - Journal of Applied Ecology 41: 427-439.

Grell, M.B. (1998): Fuglenes Danmark. - Gads Forlag og Dansk Ornitologisk Forening. 825 s.

Green, R.E. (1984): The feeding ecology and survival of partridge chicks (*Alectoris rufa* and *Perdix perdix*) on arable farmland in East Anglia. - Journal of Applied Ecology 21: 817-830.

Green, R.E. & Hirons, G.J.M. (1991): The relevance of population studies to the conservation of threatened birds. - In: Perrins, C.M., Lebreton, J.-D. & Hirons, G.J.M. (red.): Bird populations, relevance to conservation and management. - Oxford University Press, UK, s. 594-621.

Green, R.E., Rands, M.R.W. & Moreby, S.J. (1987): Species differences in diet and the development of seed digestion in partridge chicks. - Ibis 129: 511-514.

Haas, H. & Streibig, J.C. (1982): Changing patterns of weed distribution as a result of herbicide use and other agronomic factors. - In: Le-Baron, H.M. & Gressel, J. (eds.): Herbicide resistance in plants. - John Wiley & Sons Inc., s. 57-79.

Hagemeyer, E.J.M. & Blair, M.J. (red.) (1997): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their distribution and abundance. - T. & A.D. Poyser, London. 903 s.

Hald, A.B. (1998): Sustainable agriculture and nature values - using Vejle County as a study area. - National Environmental Research Institute. NERI Technical Report no. 222. 96 s.

Hald, A.B. & Reddersen, J. (1990): Fugleføde i kornmarker - insekter og vilde planter. Undersøgelse på konventionelle og økologiske landbrug 1987-88. - Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 125. 108 s.

Hammer, M., Køie, M. & Spärck, R. (1955): Investigations on the food of partridges, pheasants and black grouse in Denmark. - Danish Review of Game Biology 3: 183-208.

- Heldbjerg, H. (2007): Overvågning af de almindelige fuglearter i Danmark 1975-2005. Punkttællingsprojektet. Årsrapport for 2007. - Dansk Ornitologisk Forening. 44 s.
- Itamies, J., Putaala, A., Pirinen, M. & Hissa, R. (1996): The food composition of grey partridge chicks *Perdix perdix* in central Finland. - *Ornis Fennica* 73: 27-34.
- Jenny, M., Weibel, U., Lugin, B., Josphehy, B., Regamey, J.-L. & Zbinden, N. (2002): Rebhuhn. Schlussbericht 1991-2000. - Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft und Schweizerische Vogelwarte, Sempach. Schriftenreihe Umwelt nr. 335. 143 s.
- Jensen, H.A. & Kjellsson, G. (1995): Frøpulgens størrelse og dynamik i moderne landbrug 1. Ændringer af frøindholdet i agerjord 1964-1989. - Miljøstyrelsen. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen 13. 141 s.
- Jensen, J. & Løkke, H. (1998): Kemiske stoffer i landbruget. - Danmarks Miljøundersøgelser. TEMA-rapport fra DMU, nr. 19. 32 s.
- Kalchreuter, H. (1991): Rebhuhn aktuell. - Verlag Hoffmann, Mainz. 93 s.
- Kjær, C., Sørensen, P.B., Kudsk, P. & Jørgensen, L.N. (2007): Indikatoren behandlingshyppighed (BH) som mål for pesticidbehandlings miljøbelastning. - Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. 47 s.
- Klansek, E. (2002): Effects on landscape structures on *Perdix perdix* in Austria. - *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 48: 340-345.
- Kleijn, D. & Sutherland, W.J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? - *Journal of Applied Ecology* 40: 947-969.
- Krebs, J.R., Wilson, J.D., Bradbury, R.B. & Siriwardena, G.M. (1999): The second silent spring? - *Nature* 400: 611-612.
- Kugelschafter, K. & Richarz, K. (2001): The current and past grey partridge (*Perdix perdix*) population in Hesse (Germany). - *Game and Wildlife Science* 18: 231-241.
- Lack, D. (1947): The significance of clutch size in the partridge (*Perdix perdix*). - *Journal of Animal Ecology* 16: 19-25.
- Lindström Å. & Svensson, S. (2007): Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2006. - Ekologiska institutionen, Lunds Universitet. 68 s.
- Lipsky, Z. (1992): The changing face of the Czech rural landscape. - *Landscape and urban planning* 31: 39-45.
- Liukkonen-Anttila, T., Putaala, A. & Hissa, R. (1999): Does shifting from a commercial to a natural diet affect the nutritional status of hand-reared grey partridges *Perdix perdix*? - *Wildlife Biology* 5: 147-156.

- Liukkonen-Antilla, T. (2001): Nutritional and genetic adaptation of Galliform birds: Implications for hand-rearing and restocking. - Oulu Universitet. PhD thesis. 73 s.
- LNV (1991): Herstelplan leefgebieden patrijs. - Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Den Haag. 69 s.
- Løppenthin, B. (1967): Danske ynglefugle i fortid og nutid. - Odense Universitetsforlag. 609 s.
- Madsen, H. (1952): A study on the nematodes of Danish gallinaceous game-birds. - Danish Review Game Biology 2: 1-126.
- Meriggi, A., Brangi, A., Cuccus, P. & Della Stella, R.M. (2002): High mortality rate in a re-introduced grey partridge population in central Italy. - Italian Journal of Zoology 69: 19-24.
- Middleton, A.D. (1967): Predatory mammals and the conservation of game in Great Britain. - Annual Report Game Research Association 6: 14-21.
- Miljøministeriet (1996): Miljøindikatorer 1996. - Rapport fra Miljøministeriet. 68 s.
- Mogensen, B., Berthelsen, J.P., Hald, A.B., Hansen, K., Jeppesen, J.L., Odderskær, P., Reddersen, J., Fredshavn, J.R. & Krogh, P.H. (1997): Livsbetingelser for den vilde flora og fauna på braklagte arealer. - En litteraturudredning. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 182. 166 s.
- Montana, D. & Meriggi, A. (1991): Population-dynamics of gray partridge (*Perdix perdix*) in Northern Italy. - Bollettino di Zoologica 58: 151-155.
- Moorcroft, D., Whittingham, M.J. Bradbury, R.B. & Wilson, J.D. (2002): The selection of stubble fields by wintering granivorous birds reflects vegetation cover and food abundance. - Journal of Applied Ecology 39: 535-547.
- Mottl, S. & Krejci, L. (1973): Vliv Stari Koroptvich Slepicek A Bazantich Slepicek Nanusku. - Lesnictvi 19: 81-84.
- Newton, I. (2004): The recent declines of farmland bird population in Britain: An appraisal of causal factors and conservation action. - Ibis 146: 579-600.
- Nösel, H. (1992): Grey partridge (*Perdix perdix*) population dynamics in East Germany. - Gibier Faune Sauvage 9: 351-357.
- Odderskær, P. (2006): Agerhønen – litteraturudredning. - Danmarks Miljøundersøgelser. Internt notat. 6 s.

- Odderskær, P. & Berthelsen, J.P. (2007): Optælling af agerhøns på Kalø Gods 2004-2007 - metodeafprøvning og bestandsudvikling. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU, nr. 648. 38 s.
- Odderskær, P., Prang, A., Poulsen, J.G., Andersen, P.N. & Elmegaard, N. (1997): Skylark (*Alauda arvensis*) utilisation of micro-habitats in spring barley fields. - *Agriculture, Ecosystems & Environment* 62: 21-29.
- Olech, B. (1971): Realized production, mortality and sex structure of a partridge (*Perdix perdix* L.) population and its utilisation for game purposes in Poland. - *Ekologica Polska Series A* 19: 617-650.
- Olesen, J.E. (2007): Landbrugets muligheder for at tilpasse sig klimaændringer. - Indlæg på Plantekongres 2007, Herning 9-10. januar 2007.
- Ottvall, R. & Smith, H.G. (2006): Effects of an agri-environment scheme on wader populations of coastal meadows of southern Sweden. - *Agriculture, Ecosystems & Environment* 113: 264-271.
- Palecek, J. & Toufar, J. (1957): Das wandern der freigelassenen Rebhühner (*Perdix perdix*). - *Zoologické Listy* 20: 133-138.
- Paludan, K. (1953): Vildtet og landbrugets giftstoffer. - *Danske Vildtundersøgelser* 1: 3-11.
- Paludan, K. (1954): Agerhønens ynglesæson 1953. - *Danske Vildtundersøgelser* 3: 1-20.
- Paludan, K. (1957): Ringmærkning af agerhøns 1950-1954. - *Danske Vildtundersøgelser* 7: 1-27.
- Paludan, K. (1963): Partridge markings in Denmark. - *Danish Review of Game Biology* 4: 25-60.
- Panek, M. (1992): The effects of environmental factors on survival of grey partridge (*Perdix perdix*) chicks in Poland during 1987-89. - *Journal of Applied Ecology* 29: 745-750.
- Panek, M. (2002): Space use, nesting sites and breeding success of grey partridge (*Perdix perdix*) in two agricultural management systems in western Poland. - *Game and Wildlife Science* 19: 313-326.
- Panek, M. (2005): Demography of grey partridges *Perdix perdix* in Poland in the years 1991-2004: reasons of population decline. - *European Journal of Wildlife Research* 51: 14-18.
- Panek, M. (2006): Monitoring Grey Partridge (*Perdix perdix*) populations in Poland: Methods and results. - *Wildlife Biology Practice* 2: 72-78.
- Pannekoek, J. & van Strien, A. (2001): TRIM 3.0 for Windows (Trends and indices for monitoring data). - Statistics Netherlands, Voorburg.

Parish, D.M.B. & Sotherton, N.W. (2007): The fate of released captive reared grey partridges *Perdix perdix*, implications for reintroduction programmes. - *Wildlife Biology* 13: 140-149.

Potts, G.R. (1970): Recent changes in the farmland fauna with special reference to the decline of the grey partridge. - *Bird Study* 17: 145-166.

Potts, G.R. (1980): The effects of modern agriculture, nest predation and game management on the population ecology of partridges *Perdix perdix* and *Alectoris rufa*. - *Advances in Ecological Research* 11: 2-79.

Potts, G.R. (1986): *The Partridge - pesticides, predation and conservation*. - Collins, London. 274 s.

Potts, G.R. (2005): Grey partridge in Sussex. - *The Game Conservancy Trust Review of 2004*, no. 36: 30-31.

Potts, G.R. & Aebischer, N.J. (1995): Population dynamics of the grey partridge *Perdix perdix* 1793-1993: Monitoring, modelling and management. - *Ibis* 137: S29-S37, suppl. 1.

Putala, A. & Hissa, R. (1995): Effects of hand-rearing on physiology and anatomy in the grey partridge. - *Wildlife Biology* 1: 27-31.

Putala, A. & Hissa, R. (1998): Breeding dispersal and demography of wild and hand-reared grey partridges *Perdix perdix* in Finland. - *Wildlife Biology* 4: 137-145.

Putala, A., Turtola, A. & Hissa, R. (2001): Mortality of wild and released hand-reared grey partridges (*Perdix perdix*) in Finland. - *Game and Wildlife Science* 18: 291-304.

Rands, M.R.W. (1985): Pesticide use on cereals and the survival of grey partridge chicks: A field experiment. - *Journal of Applied Ecology* 22: 49-54.

Rands, M.R.W. (1986): The effects of hedgerow characteristics on partridge breeding densities. - *Journal of Applied Ecology* 23: 479-487.

Rands, M.R.W. (1988): The effects of nest site selection on nest predation in grey partridge *Perdix perdix* and red-legged partridge *Alectoris rufa*. - *Ornis Scandinavica* 19: 35-40.

Reitz, F. (1992): Adult survival and reproductive success in abundant populations of grey partridges (*Perdix perdix*) in North-Central France. - *Gibier Faune Sauvage* 9: 313-324.

Reitz, F. (2003): *La perdrix grise, résumé*.
www.oncfs.gouv.fr/events/parespece/parespece13.php.

Reitz, F. & Mayot, P. (2000): Dynamique de population de perdrix grises (*Perdix perdix*) dans le Nord de la France: programme rechargés. - In: Birkan, M., Smith, L.M., Aebischer, N.J., Purroy, F.J. & Robertson, P.A. (red.). *Proceedings Perdix VII: Second International Symposium on partridges, quails and francolins*. - *Gibier Faune Sauvage*, No. 16.

- Robinson, R.A. (1997): The ecology and conservation of seed-eating birds on farmland. - University of East Anglia, Norwich, UK. Unpublished PhD Thesis.
- Robinson, R.A. & Sutherland, W.J. (2002): Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. - *Journal of Applied Ecology* 39: 157-176.
- Robinson, R.A., Wilson, J.D. & Crick, H.Q.P. (2001): The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. - *Journal of Applied Ecology* 38: 1059-1069.
- Salek, M., Marhoul, P., Pintir, J., Kopecky, T. & Slaby, L. (2004): Importance of unmanaged wasteland patches for the grey partridge *Perdix perdix* in suburban habitats. - *Acta Oecologia* 25: 23-33.
- Schmidt, N.M., Asferg, T. & Forchhammer, M.C. (2004): Long-term patterns in European brown hare population dynamics in Denmark: effects of agriculture, predation and climate. - *BMC Ecology* 4(15): 1-7.
- Schwenk, S. (1992): Grey partridge (*Perdix perdix*) harvesting in Steiermark (Austria) between 1874 and 1914. - *Gibier Faune Sauvage* 9: 359-365.
- Serre, D. & Birkan, M. (1985): Incidence de traitement insecticides sur les ressources alimentaires de poussins de perdrix grises. - *Gibier Faune Sauvage* 4: 21-61.
- Southwood, T.R.E. & Cross, D.J. (1969): The ecology of the partridge III. Breeding success and the abundance of insects in natural habitats. - *Journal of Animal Ecology* 38: 497-509.
- Steenfeldt, S., Rasmussen, P.N. & Jensen, T.S. (1991): Food selection in a population of Partridge *Perdix perdix* in Danish arable farmland. - *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 85: 67-76.
- Strandgaard, H. & Asferg, T. (1980): Vildtudbyttet i Danmark II. - *Danish Review Game Biology* 11 (5): 1-112.
- Strandgaard, S. (1981): Fluktuationer i jagtudbyttet af agerhøns (*Perdix perdix*) for nogle godser på Djursland i perioden 1880-1950 sammenholdt med klimafaktorer. - Upubliceret rapport fra 3. dels distriktoophold.
- Szederjei, A., Szederjei, M. & Studinka, L. (1959): Die systematische Stellung des Rebhuhns und seine Verbreitung. - In: Szederjei, A., Szederjei, M., Studinka, L. & Sternberg, J. (red.). *Hasen, Rebhühner, Fasanen*. - Terra Verlag, Budapest, s. 109-274.
- Sæther, B.E. & Bakke, Ø. (2000): Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth. - *Ecology* 81: 642-653.

- Tapper, S.C., Potts, G.R. & 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: 965-978.
- Tillmann, J.E. (2006): Das ökologische Profil des Rebhuhns (*Perdix perdix*) und Konsequenzen für die Gestaltung von Ansaatbrachen zur Lebensraumverbesserung. - *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 31: 265-274.
- Toft, S. (1995): Value of the aphid *Rhopalosiphum padi* as food for cereal spiders. - *Journal of Applied Ecology* 32: 552-560.
- Tompkins, D.M., Dickson, G. & Hudson, P.J. (1999): Parasite-mediated competition between pheasant and grey partridge: a preliminary investigation. - *Oecologia* 119: 378-382.
- Tompkins, D.M., Greenman, J.V., Robertson, P.A. & Hudson, P.J. (2000a): The role of shared parasites in the exclusion of wildlife hosts: *Heterakis gallinarum* in the ring-necked pheasant and the grey partridge. - *Journal of Animal Ecology* 69: 829-840.
- Tompkins, D.M., Draycott, R.A.H. & Hudson, P.J. (2000b): Field evidence for apparent competition mediated via the shared parasites of two gamebird species. - *Ecology Letters* 3: 10-14.
- Toschi, A. (1962): Preliminary results of the release of partridges (*Perdix perdix*) in Italy. - *Transactions of the 5th Congress of International Union Game Biologists*: 261-268.
- Traylor, S.S., Church, K.E. & Draheim, D.L. (2001): Range expansion of grey partridge (*Perdix perdix*) in the central plains, USA. - *Game and Wildlife Science* 18: 243-252.
- Vildtforvaltningsrådet (2006): Indfangning, udsætning og jagt på fasan, agerhøne og gråand i Danmark. - Rapport fra arbejdsgruppe. 62 s.
- Van Dijk, A.J., Dijksen, L., Hustings, F., Koffijberg, K., Schoppers, J., Teunissen, W., van Turnhout, C., van der Weide, M.J.T., Zoetebier, D. & Plate, C. (2005): Broedvogels in Nederland in 2003. - SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek Ubbergen. SOVON-monitoringrapport 2005/01. 169 s.
- Verhulst, J., Kleijn, D. & Berendse, F. (2007): Direct and indirect effects of the most widely implemented Dutch agri-environment schemes on breeding waders. - *Journal of Applied Ecology* 44: 70-80.
- Watson, M., Aebischer, N.J., Potts, G.R. & 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: 972-982.
- Weis, J. (2001): Naturschutzfachliche Erfolgskontrolle des Vertragsnaturschutzes am Beispiel der Nördlichen Eifel. - University Bonn, Shaker Verlag, Aachen. PhD thesis. 282 s.

Wilson, J.D., Taylor, R. & Muirhead, L.B. (1996): Field use by farmland birds in winter: an analysis of field type preferences using re-sampling methods. - *Bird Study* 43: 320-332.

Østergaard, F. (1987): Jagt på hønefugle. Aschehoug Dansk Forlag, København. 132 s.

Appendiks 1

En analyse af kurven over jagtudbytte på agerhøne i perioden 1941-2005 (et mål for bestandsudviklingen; Fig. 1) kan anskues på to måder, hvor man enten fokuserer på: år til år svingninger eller den langsigtede udvikling i de absolutte udbyttetal.

Hvad angår år til år svingninger, vil man på forhånd forvente, med den viden vi i øvrigt har, at disse især skal forklares ud fra nogle klimatiske forhold, der også svinger meget fra år til år. Arbejdshypoteserne vil være, at jagtudbyttet (bestanden) påvirkes negativt af: 1a) hårde vintre (temperatur december til februar), 1b) lave temperaturer i kyllingeperioden (juni måned) og 1c) megen nedbør i kyllingeperioden (se afsnit 5.3).

På forhånd kan man også spekulere på, om agerhønes relation til udbyttet på ræv (mål for bestand hos en vigtig prædator) bedst kan forklares ved år til år svingninger eller ved at sammenligne med det totale jagtudbytte hvert år for henholdsvis agerhøne og ræv. Indledende analyser viste, at de mest robuste beregninger opnås ved at sammenligne den årlige ændring i agerhøneudbyttet med den årlige ændring i ræveudbyttet (se definitioner nedenfor). Arbejdshypotesen er derfor, at 2a) fremgang i udbyttet for ræv vil afstedkomme en tilbagegang i udbyttet for agerhøne. Det er velkendt, at der kan være forsinkelse på responsen hos en byttedyrbestand i forhold til en prædatorbestand. Derfor er der også en alternativ hypotese, 2b) at den negative sammenhæng mellem udbyttet på ræv og på agerhøne sker med et års forsinkelse.

Indledningsvist var det også intentionen evt. at inddrage forskellige mål for arealanvendelsen i det åbne land samt salget af pesticider i Danmark og disse faktorerers relation til agerhønsene. Der opstod dog hurtigt tvivl om, hvor gode de enkelte faktorer egentlig var til at beskrive deres påvirkning af agerhøns. For eksempel kan man ikke være sikker på, at en given mængde solgt pesticid har haft den samme økologiske virkning over hele tidsperioden (se afsnit 5.1.2), og metoder, der prøver at tage højde for disse forhold (f.eks. behandlingshyppighed), har kun været anvendt i så kort en årrække, at den statistiske prøvestørrelse er relativ lille i forhold til antallet af faktorer, der ønskes undersøgt, hvilket generelt svækker analysens følsomhed. Det sidste gælder også delvist for nogle af arealanvendelsesfaktorerne. Det er muligt, at en statistisk modellering af datasættet, hvor der inddrages regionale arealanvendelsesdata, således som det er gjort for hare (Schmidt m.fl. 2004), evt. kan løse nogle af de regnetekniske problemer. Et sådan fremgangsmåde ligger dog uden for rammerne af nærværende studie. Endelig kan der være det generelle problem, at arealanvendelsesdata kun indirekte beskriver de biologiske sammenhænge, hvilket også kan svække analyserne.

I det følgende er der således kun foretaget en analyse af sammenhængen mellem jagtudbytte på agerhøne og vejrforhold samt prædation i henhold til de ovennævnte hypoteser. Analysen er foretaget som en samlet tidsserieanalyse af år til år svingninger med alle faktorer, hvor der er taget højde for, at antallet af nedlagte agerhøns i et givet år er afhængig af, hvor mange der var de foregående år (autokorrelation). År til år variati-

onen i jagtudbyttet for agerhøne er defineret som: $X'_t = \log_{10}(X_t) - \log_{10}(X_{t-1})$, hvor X er antallet af agerhøns et givet år (t). Denne definition svarer i øvrigt til at "filtrere" evt. effekter henover tid ud af materialet (såkaldt "detrending"), således som man normalt vil gøre i en tidsserieanalyse for at isolere effekterne af de enkelte faktorer (klima og prædation), som ønskes undersøgt. Den logaritmiske transformation er foretaget for at sikre den bedst mulige statistiske beskrivelse af sammenhængen mellem jagtudbyttet for agerhøne og de øvrige faktorer. Ændringen i jagtudbyttet på ræv er håndteret på samme vis som agerhøne. Endelig er de såkaldte regressionskoefficienter standardiserede. Dermed bliver estimerne på effekterne af de enkelte faktorer sammenlignelige.

Tabel 7. Beregningsmodel der forudsiger ændringen i jagtudbyttet på agerhøne i et givet år i perioden 1941-2005 som funktion af vintertemperatur (dec., jan., feb.), nedbør og temperatur i juni samt ændring i jagtudbyttet på ræv i samme år og det foregående år. Modellen forklarer 44% af variationen. Durbin-Watson autokorrelationskoefficient 1,97.

Faktor	Estimat (hældning)	Variation (SE)	t	P
Vintertemperatur	0,0258	0,008599	3,00	0,0040
Nedbør i juni	-0,0245	0,008146	3,01	0,0039
Temperatur i juni	0,0182	0,007919	2,30	0,0255
Ændring i jagtudbytte på ræv ($X_t - X_{t-1}$)	0,0109	0,008421	1,29	0,2022
Ændring i jagtudbytte på ræv det foregående år ($X_{t-1} - X_{t-2}$)	-0,0158	0,007812	2,02	0,0481

Analysen viser, at der er en signifikant positiv sammenhæng mellem ændringen i jagtudbyttet på agerhøne og temperaturen den foregående vinter og temperaturen i juni (kyllingeperioden). Desuden er der en signifikant negativ sammenhæng i forhold til nedbøren i juni samt ændringen i jagtudbyttet på ræv det foregående år. Derimod er der ingen sammenhæng mellem ændringen i jagtudbyttet på agerhøne og ræv i det samme år ($P > 0,05$). Sammenhængene er afbildet grafisk i Fig. 4 og 5. Der er desuden nogle indbyrdes sammenhænge mellem de forklarende faktorer. Det gælder især den negative relation mellem nedbøren og temperaturen i juni. Teoretisk set kan sådanne indbyrdes relationer svække beregningsmodellens troværdighed. Det vurderes dog ikke at være et større problem her. Således var estimerne af effekternes størrelse og signifikans stabile, selvom antallet af faktorer i modellen blev varieret.

Appendiks 2

Afvielser i vejrforholdene i vinter- og kyllingeperioden for agerhøne 1941-2006 i forhold til gennemsnit for perioden. Isvintre er fremhævet med 'fed'. 'G' angiver henholdsvis gunstige (øvre decantil) og 'U' ugunstige vejrforhold (nedre decantil). Kilde: DMI's månedsberetninger.

År	Afvigelse fra vintertemperatur (°C)	Afvigelse fra temperatur i juni (°C)	Afvigelse fra nedbør i juni (mm)
1941	-3,80 U	0,3	-29 G
1942	-4,10 U	-1,7 U	-24
1943	1,47	0,5	4
1944	1,44	-1,1	24
1945	0,27	0,1	15
1946	0,47	-1,0	68 U
1947	-3,76 U	2,2 G	-13
1948	0,20	0,5	-10
1949	2,27 G	-0,3	-25
1950	1,07	1,1	-12
1951	-0,26	0,4	-22
1952	1,60	-1,5 U	2
1953	-0,26	2,2 G	15
1954	-0,83	0,6	5
1955	-0,73	-1,2 U	-15
1956	-2,10	-0,9	-2
1957	1,94	0,3	-7
1958	-0,80	-0,3	-24
1959	0,34	0,8	-26
1960	-0,23	0,8	-20
1961	1,20	0,9	-18
1962	0,34	-1,1	-6
1963	-4,13 U	0,7	-3
1964	-0,63	-0,3	29
1965	0,14	-0,1	-11
1966	-1,86	1,4 G	12
1967	0,70	-0,5	-24
1968	-0,7	1,5 G	26
1969	-1,6	0,9	-15
1970	-3,53 U	2,6 G	-24
1971	1,00	-1,0	8
1972	0,60	-0,8	29
1973	1,64	0,3	-21
1974	1,70	-0,5	-16
1975	2,77 G	-0,5	-37 G
1976	0,70	0,1	-42 G
1977	-0,90	0,4	-8
1978	0,10	0,5	13
1979	-3,30 U	-0,3	-8

1980	-1,13	0,4	64 U
1981	-0,10	-1,0	37 U
1982	-3,63 U	-0,2	15
1983	1,24	-0,2	-28 G
1984	0,10	-1,0	22
1985	-3,06	-1,1	-2
1986	-2,10	0,0	-28 G
1987	-1,76	-2,7 U	47 U
1988	2,20 G	1,3	-12
1989	3,64 G	0,5	-17
1990	3,30 G	0,4	18
1991	0,57	-2,5 U	38 U
1992	2,50 G	3,0 G	-54 G
1993	1,40	-0,7	-26
1994	0,47	-1,2 U	13
1995	2,00	-0,4	3
1996	-3,13	-1,0	-33 G
1997	-0,36	0,5	3
1998	2,50 G	-0,4	21
1999	0,74	-0,8	64 U
2000	2,20 G	-0,6	-2
2001	1,24	-1,5 U	7
2002	0,97	1,3	45 U
2003	-1,06	1,5 G	24
2004	1,10	-0,8	19
2005	1,87	-0,4	-2
2006	0,07	0,8	-29

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet. På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.

DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø. Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, konferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 4630 1200
Fax: 4630 1114

Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afdeling for Systemanalyse
Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afdeling for Arktisk Miljø

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsovej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 8920 1400
Fax: 8920 1414

Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Terrestrisk Økologi
Afdeling for Ferskvandsøkologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 8920 1700
Fax: 8920 1514

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

Nr./No. 2008

- 653 Control of Pesticides 2006. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 25 pp.
- 652 A preliminary strategic environmental impact assessment of mineral and hydrocarbon activities on the Nuussuaq peninsula, West Greenland. By Boertmann, D. et al. 66 pp.
- 651 Undersøgelser af jordhandler i forbindelse med naturgenopretning. Af Jensen, P.L., Schou, J.S. & Ørby, P.V. 44 s.
- 650 Fuel consumption and emissions from navigation in Denmark from 1990-2005 – and projections from 2006-2030. By Winther, M. 108 pp.

2007

- 649 Annual Danish Emission Inventory Report to UNECE. Inventories from the base year of the protocols to year 2005. By Illerup, J.B. et al. 182 pp.
- 648 Optælling af agerhøns på Kalø Gods 2004-2007 – metodeafprøvning og bestandsudvikling. Af Odderskær, P. & Berthelsen, J.P. 38 s.
- 647 Criteria for favourable conservation status in Denmark. Natural habitat types and species covered by the EEC Habitats Directive and birds covered by the EEC Birds Directive. By Søgaard, b. et al. 92 pp.
- 646 Vandmiljø og Natur 2006. NOVANA. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Boutrup, S. et al. 125 s.
- 645 Atmosfærisk deposition 2006. NOVANA. Af Ellermann, T. et al. 62 s.
- 644 Arter 2006. NOVANA. Af Søgaard, B., Pihl, S. & Wind, P. 88 s.
- 643 Terrestriske Naturtyper 2006. NOVANA. Af Bruus, M. et al. 70 s.
- 642 Vandløb 2006. NOVANA. Af Bøgestrand, J. (red.). 93 s.
- 641 Søer 2006. NOVANA. Af Jørgensen, T.B. et al. 63 s.
- 640 Landovevågningsoplande 2006. NOVANA. Af Grant, R. et al. 121 s.
- 639 Marine områder 2005-2006. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. Af Ærtebjerg, G. (red.). 95 s.
- 637 Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper. Af Damgaard, C. et al. 46 s.
- 636 Søre restaurering i Danmark. Del 1: Tværgående analyser, Del 2: Eksempelsamling. Af Liboriussen, L., Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (red.). 86 s. + 312 s.
- 635 Håndbog om dyrearter på habitatdirektivets bilag IV – til brug i administration og planlægning. Af Søgaard, B. et al. 226 s.
- 634 Skovenes naturtilstand. Beregningsmetoder for Habitatdirektivets skovtyper. Af Fredshavn, J.R. et al. 52 s.
- 633 OML Highway. Phase 1: Specifications for a Danish Highway Air Pollution Model. By Berkowicz, R. et al. 58 pp.
- 632 Denmark's National Inventory Report 2007. Emission Inventories – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change, 1990-2005. By Illerup, J.B. et al. 638 pp.
- 631 Biologisk vurdering og effektundersøgelser af faunapassager langs motorvejsstrækninger i Vendsyssel. Af Christensen, E. et al. 169 s.
- 630 Control of Pesticides 2005. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 24 pp.
- 629 A chemical and biological study of the impact of a suspected oil seep at the coast of Marraat, Nuussuaq, Greenland. With a summary of other environmental studies of hydrocarbons in Greenland. By Mosbech, A. et al. 55 pp.
- 628 Danish Emission Inventories for Stationary Combustion Plants. Inventories until year 2004. By Nielsen, O.-K., Nielsen, M. & Illerup, J.B. 176 pp.
- 627 Verification of the Danish emission inventory data by national and international data comparisons. By Fauser, P. et al. 51 pp.

Denne rapport er sammenstilling af den faglige viden om agerhøns med særlig vægt på danske forhold. Agerhønen er generelt en velundersøgt art i europæisk sammenhæng, idet arten er genstand for nogle beskyttelsesmæssige, jagtlige og udsætningsmæssige interesser. Agerhønen har undergået en markant tilbagegang i mange europæiske lande herunder Danmark i løbet af de sidste 50-60 år. Tilbagegangen tilskrives primært ændringer i landbrugsdriften siden 1950'erne, men det er også veldokumenteret, at især prædation og vejrforhold spiller en markant rolle i agerhønenes bestandsregulering. Rapporten vurderer, at udviklingen i agerhønebestanden kan vendes, men at det kræver, at flere af de betydende faktorer har en gunstig status. Det konstateres, at selvom fokuserede tiltag på levestederne har en gavnlig effekt på lokale bestande, er det ikke slået igennem i de nationale bestandstal. Årsagen er formentlig, at sådanne tiltag har et relativt begrænset omfang.