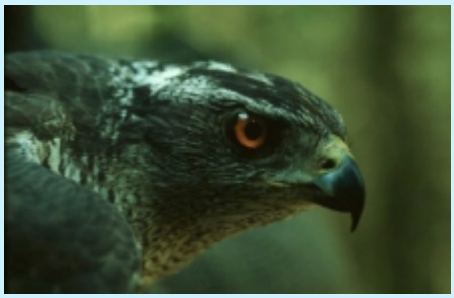
Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Danske duehøges populations-økologi og forvaltning

Faglig rapport fra DMU, nr. 398



[Tom side]

Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Danske duehøges populations-økologi og forvaltning

Faglig rapport fra DMU, nr. 398
2002

Jan Drachmann
Jan Tøttrup Nielsen

Fagligt projekt financieret af

AAGE V. JENSENS FONDE

Datablad

Titel:	Danske duehøges populationsøkologi og forvaltning
Forfattere:	Jan Drachmann[1,2] & Jan Tøttrup Nielsen[3]
Afdeling:	[1]Afdeling for Genetik og Økologi, Århus Universitet [2]Afdeling for Kystzoneøkologi [3]Espedal 4, 9870 Sindal
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 398
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet
URL:	www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	Maj 2002
Redaktør:	Jan Bertelsen
Faglig kommentering:	Preben Clausen
Layout:	Helle Klareskov
Korrektur:	Else-Marie Nielsen
Forsidefoto:	Jan Drachmann
Finansiering:	Aage V. Jensens Fonde
Bedes citeret:	Drachmann, J. & Nielsen, J.T. 2002: Danske duehøges populationsøkologi og forvaltning. Danmarks Miljøundersøgelser. 53 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 398.

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.

Sammenfatning: Duehøgepopulationen i Vendsyssel voksede fra 31 ynglepar i 1977 til 72 par i 1994; derefter gik den tilbage i slutningen af 1990erne. Duehøgenes reproduktionsevne og overlevelse steg med alderen, men aftog blandt de ældste individer. Artens foretrukne bytte i yngletiden var duer, kragefugle og drosler. Den primære årsag til artens populationsnedgang efter 1994 var ulovlig bekæmpelse af duehøge på ynglepladserne.

ISBN:	87-7772-676-6
ISSN (trykt):	0905-815X
ISSN (elektronisk)	1600-0048
Tryk:	Phønix-Trykkeriet A/S, Århus
Oplag:	500
Antal sider:	53
Pris:	kr. 75,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)
Internetversion:	Rapporten kan også findes som pdf-fil på DMUs hjemmeside. http://faglige-rapporter.dmu.dk

Købes hos:

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenaavej 12
Kalø
8410 Rønde
Tlf. 89 20 17 00
Fax 89 20 15 15
E-mail: ala@dmu.dk

Miljøbutikken
Information og Bøger
Læderstræde 1
1201 København K
Tlf. 33 95 40 00
Fax 33 92 76 90
butik@mem.dk
www.mem.dk/butik

Indhold

Sammenfatning 5

English summary 9

1 Indledning 13

1.1 Baggrund 13

2 Duehøgs populationsudvikling i Vendsyssel 14

2.1 Indledning 14
2.2 Materiale og metoder 14
2.3 Resultater 15
2.4 Diskussion 15

3 Duehøgs reproduktion 17

3.1 Indledning 17
3.2 Materiale og metoder 17
3.3 Resultater 18
3.4 Diskussion 20

4 Indflydelse af æglægningstidspunkt og vejrforhold på duehøgs ynglesucces 23

4.1 Indledning 23
4.2 Materiale og metoder 23
4.3 Resultater 24
4.4 Diskussion 25

5 Duehøgs spredning 27

5.1 Indledning 27
5.2 Materiale og metoder 27
5.3 Resultater 27
5.4 Diskussion 29

6 Duehøgs fødevalg 31

6.1 Indledning 31
6.2 Materiale og metoder 31
6.3 Resultater 32
6.4 Diskussion 34

7 Betydning af menneskelige aktiviteter for duehøgens ynglesucces 36

7.1 Indledning 36
7.2 Materiale og metoder 36
7.3 Resultater 37
7.4 Diskussion 38

8 Duehøgs demografi og forvaltning 40

8.1 Indledning 40
8.2 Materiale og metoder 40
8.3 Resultater 43
8.4 Diskussion 45

9 Konklusion 47

10 Referencer 48

Appendix I 50

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU / NERI Technical reports

Sammenfatning

Efter at duehøgen blev helårsfredet i 1967 gik antallet af duehøge frem i Danmark igennem 1970erne og 1980erne, men i løbet af 1990erne er populationen atter gået tilbage flere steder i Danmark. I Vendsyssel gik duehøgepopulationen således frem fra 31 ynglepar i 1977 til 72 par i 1994, hvorefter den gik tilbage i slutningen af 1990erne. På baggrund af 24 års data om duehøgens ynglebiologi i Vendsyssel præsenterer denne rapport en detaljeret analyse af de danske duehøges populationsøkologi. Analysen afdækker de vigtigste populationsbegrænsende faktorer, og identificerer årsager til de seneste års tilbagegang i den danske duehøgepopulation.

Duehøgs reproduktion

Duehøgens ungeproduktion kunne relateres til hunnens alder i 951 yngleforsøg, og til hannens alder i 561 yngleforsøg. Den aldersspecifikke ungeproduktion steg med såvel han- som hunalder, men kun den aldersafhængige reproduktion for hunnernes vedkommende kunne analyseres detaljeret. Hunnernes årlige ungeproduktion steg jævnt indtil 6-7-årsalderen; derefter faldt den for ældre hunner. Tidligere yngleerfaring havde generelt ikke effekt på ungeproduktionen hos duehøg. Den mest sandsynlige forklaring på aldersafhængig reproduktion hos duehøg er at unge individer ikke har færdigudviklet deres evne til at udføre generelle handlinger, som f.eks. at jage, og at disse egenskaber gradvist vil forbedres med alderen.

Indflydelse af æglægningstidspunkt og vejr på duehøgs ynglesucces

Tidspunktet for duehøgenes første lagte æg varierede fra 24. marts til 2. maj, og gennemsnitsdatoen for førstlagte æg var 8. april. Tidspunktet for førstlagte æg afhang af hunduehøgens alder og af temperaturen i februar/marts. Hunner der ynglede allerede i deres første leveår, lagde i gennemsnit deres første æg seks og syv dage senere end henholdsvis immature og adulte hunner. Blandt adulte hunner tenderede hunner der var ældre end ni år, mod at udskyde æglægningstidspunktet for første æg. I år med høj gennemsnitstemperatur i perioden op til æglægningen (februar/marts) blev det første æg lagt signifikant tidligere end i år med lav gennemsnitstemperatur i denne periode. Antal af udfløjne unger produceret pr. hun et givet år afhang både af hunnens alder, æglægningstidspunktet og temperaturen i maj. Æglægningstidspunktet havde stor indflydelse på en huns ungeproduktion da tidligt lagte kuld i gennemsnit resulterede i flere unger end sent lagte. Vejrforholdene omkring klækningstidspunktet (maj) påvirkede også ungeproduktionen da en høj gennemsnitstemperatur i maj generelt resulterede i flere udfløjne unger pr. hun end lave gennemsnitstemperaturer i denne periode.

Hos duehøg er hunnens æglægningstidspunkt afhængigt af hannens evne til at fodre hende forud for æglægningen da mange af hendes ressourcer til æglægningen leveres gennem fødetilskud fra hannen. Æglægningstidspunktet er således afhængigt af såvel hunnens egen som hannens evne til at skaffe føde inden æglægningen indledes. Hvorvidt temperaturens indflydelse på æglægningstidspunktet og ungeproduktionen skyldtes en direkte (nedkøling) eller indirekte effekt (vejrafhængig fødetilgængelighed) kunne ikke afgøres ved denne undersøgelse.

Duehøgs spredning

I 1979-1998 blev 1.709 duehøgeunger ringmærket i Vendsyssel; af disse blev 206 genmeldt efter at de havde forladt reden. Sandsynligheden for at blive genmeldt var lige stor for hanner og hunner, og aldersfordelingen for genmeldte individer var ens for begge køn. Hovedparten af genmeldingerne blev gjort nær bebyggelser, og når der ses bort fra de fugle der blev genfundet

uden at årsagerne til deres død kendtes, blev 56% af duehøgene genmeldt ved fasanerier, dueslag og hønsegårde. Blandt disse udgjorde 1K-fugle hovedparten (71%), hvor 1K angiver fugle i deres første kalenderår.

De fleste genmeldinger (78%) blev gjort mindre end 40 km fra redestedet, og de viste ingen foretrukket spredningsretning. Den eneste fugl der blev genmeldt uden for Jylland, var en 3-årig han der blev fundet i Västergötland, Sverige. De anvendte ringmærkningsdata viser således at duehøgene i Vendsyssel er standfugle, og at det formodentlig primært er ungfugle der bevæger sig over større afstande. Den tidlige spredning væk fra redestedet blev undersøgt på grundlag af 66 duehøge som blev genmeldt inden for 2-3 måneder efter klækningen. Blandt disse blev 73% genmeldt mindre end 30 km fra reden, og 14% blev genfundet mere end 50 km fra de reder hvor de var udklækket.

Duehøgs fødevalg

En undersøgelse af duehøgs fødevalg i yngletiden var baseret på føderester indsamlet fra 22.509 byttedyr fordelt på 93 fuglearter og 16 pattedyrarter. De fem hyppigst forekommende arter i duehøgens føde var tamdue, ringdue, skovskade, solsort og husskade som tilsammen udgjorde 60% af alle byttedyr. Duer udgjorde 40%, kragefugle 20% og drosler 15% af duehøgens bytte. At dømme ud fra byttedyrresterne var det kun blandt kragefugle og drosler at udfløjne unger så ud til at udgøre vigtige fødeemner for duehøg i yngletiden. Hos flere fuglearter kan unge individer dog have udgjort en større andel af fødegrundlaget i yngletiden end undersøgelsen viste da 81% af alle stære der blev dræbt af duehøgen, viste sig at være juvenile fugle.

Der var stor variation i den relative andel som de forskellige byttedyr udgjorde i de enkelte delområder af undersøgelsesområdet; f.eks. tog duehøgen langt flest måger i et delområde på Vendsyssels østkyst ud for Hirsholmene hvor en stor mængde hættemåger ynglede. Duehøgene i Vendsyssel var således mere eller mindre opportunistiske og jagede de lokalt mest almindeligt forekommende fuglearter i størrelsesspektret fra solsort til ringdue.

Fasan udgjorde 2% af duehøgens byttedyr i yngletiden, og 8% af byttedyrene indsamlet uden for yngletiden. Andelen af fasaner i duehøgens bytte steg signifikant fra midten af 1990erne både i og uden for yngletiden, og stigningen hang sammen med en stigende mængde fasaner i Vendsyssel i løbet af 1990erne da interessen for at udsætte fasaner til jagt i undersøgelsesområdet nemlig steg markant efter 1993. Stigningen i antallet af udsatte fasaner så således ud til at forstærke konflikten mellem duehøgen og de menneskelige vildtinteresser på grund af duehøgens tendens til at tage de mest tilgængelige byttedyr af en passende størrelse.

Menneskelige aktiviteters betydning for duehøgens ynglesucces

De fleste yngleforsøg (50%) der mislykkedes i 1979-2000 (n = 421), blev tilskrevet naturlige årsager som ubefrugtede æg, prædation eller unge og uerfarne forældrefugle, mens henholdsvis 19% og 17% mislykkedes på grund af menneskelig forstyrrelse (primært længerevarende skovarbejde i nærheden af redestederne) og menneskelig forfølgelse (bevidst efterstræbelse af æg, unger og forældrefugle på ynglepladserne). De resterende 14% kunne enten være mislykket på grund af naturlige årsager eller som følge af menneskelig forfølgelse. I perioden 1979-2000 forårsagede menneskelig forfølgelse og menneskelig forstyrrelse (hovedsagelig i form af skovarbejde nær redestedet) at henholdsvis 6% og 7% af alle yngleforsøg slog fejl. Menneskelig forfølgelse i form af bekæmpelse af duehøg på ynglepladserne bidrog højst sandsynligt til en større andel af de mislykkede yngleforsøg end de 6% da kun yngleforsøg som med sikkerhed var mislykket på grund af menneskelig forfølgelse, indgik i dette tal. Det vurderes at 6-11% af alle duehøgens yngleforsøg i Vendsyssel gennem perioden 1979-2000 mislykkedes som følge af menneskelig bekæmpelse ved ynglepladserne.

Tilstedeværelsen af fasanudsætningspladser in-

den for en radius af 1,5 km fra duehøgenes redesteder havde signifikant negative effekter på både duehøgens ynglesucces og overlevelse, og bekæmpelse af duehøge i yngletiden var således direkte korreleret til menneskelige vildtinteresser.

Duehøgs demografi og forvaltning

En matematisk populationsmodel blev anvendt til at afdække og undersøge de mulige årsager til den observerede populationsnedgang for duehøg i Vendsyssel efter 1994. På baggrund af estimater for duehøgenes aldersspecifikke fekunditet og overlevelse blev en matricemodel med 10 aldersklasser konstrueret. Detaljerede analyser af modellen viste at både duehøgenes fekunditet og overlevelse var blevet reduceret efter 1994. Den primære årsag til populationsnedgangen efter 1994 var et fald i de 1- og 2-årige ynglefugles overlevelse og fekunditet. Den mest sandsynlige forklaring på den relativt store reduktion i ynglefuglenes overlevelse og fekunditet var ulovlig menneskelig bekæmpelse af duehøge ved ynglepladserne.

Modellen viste også at den eneste realistiske mulighed for at genoprette duehøgebestanden vil være at begrænse den ulovlige bekæmpelse som finder sted i mere eller mindre udbredt grad inden for undersøgelsesområdet. En sådan begrænsning vil ikke alene forøge ynglefuglenes overlevelse, men også deres ungeproduktion. Endeligt benyttedes modellen til at vurdere hvordan en genoprettet og naturlig duehøgepopulation bedst vil kunne forvaltes. Flere steder, især ved fasanudsætningspladser og dueslag, er duehøgen i direkte konflikt med menneskelige interesser, og der vil på denne baggrund formodentlig altid eksistere en vis interesse fra menneskets side i at regulere en naturlig duehøgepopulation. Den anvendte model viste at selv en begrænset bekæmpelse af ynglefuglene på ynglepladserne ville få en genoprettet duehøgepopulation til atter at gå tilbage, men 1. års-fuglenes overlevelse ville kunne reduceres en del uden at populationsstørrelsen ville blive påvirket negativt. Bekæmpelse nær fasanudsætningspladser, dueslag og andre steder hvor duehøgene kan udgøre et stort problem, vil derfor til en vis udstrækning kunne tillades hvis denne bekæmpelse koncentreres om primært at ramme 1. års-fuglene. Det er for nuværende vanskeligt at forudsige hvor mange tilladelser der på landsplan vil kunne gives pr. år til at bekæmpe duehøge ved bl.a. fasanerier og dueslag uden at det vil påvirke den danske ynglebestand nævneværdigt.

[Tom side]

English summary

Following the legal protection of goshawks in 1967 the population of breeding goshawks in Denmark increased in the 1970s and 1980s, but in recent years the number of breeding goshawks has declined in several parts of Denmark. The breeding population in Vendsyssel thus increased from 31 pairs in 1977 to 72 pairs in 1994, after which year it declined again. Based on 24 years of data collected from the goshawk population in Vendsyssel, this report presents detailed analyses of the population ecology of the goshawk. The analyses reveal the primary factors regulating the population, and identify the reasons for the observed population decline after 1994.

Goshawk reproduction

The age of the breeding female in relation to the number of young raised was known for 951 breeding attempts, while the age of both the male and female was known for 561 breeding attempts. The number of fledglings raised per breeding attempt increased with the age of both the male and the female, but only for females could a detailed analysis of this age-dependent relationship be conducted. The annual production of fledglings increased with female age from 1 to 7 years of age, whereupon it declined. Previous breeding experience did not influence the number of fledglings produced by individual females, and poorly performing females apparently survived with the same probability as high performing females. The most likely explanation for the age-dependent reproductive performance in the goshawk population appeared to be age-related improvements in competence, such as foraging efficiency.

Influence of laying date and weather on goshawk reproductive performance

In the goshawk clutch initiation took place between 24 March and 2 May, and the mean laying date was 8 April. The timing of egg laying depended on female age and mean temperature in February/March. First-year females initiated their clutches considerably later than second-year and older females. An effect of senescence showed in females older than nine years as a relatively late laying date. In years with high mean temperatures in the pre-laying period (February/March), the females commenced egg laying significantly earlier than in cold years. The number of young raised to fledging was dependent on female age, laying date and the temperature in May. The timing of breeding was thus crucial for the reproductive success in the goshawk, as the number of young produced declined as the season progressed. High temperatures at the time of hatching and in the early chick period (May) had a positive effect on the reproductive output of the goshawks.

Dispersal of the goshawks

During 1979-1998, a total of 1,709 goshawk nestlings were ringed within the study area; of these 206 were later recovered (recovery rate: 12.6%). There were no sex differences in the recovery rate, nor in the age at recovery. Most recoveries of ringed goshawks were reported from near human settlements, with a large proportion being recovered near pheasant pens, pigeon lofts and chicken runs. Young of the year constituted 71% of the goshawks recovered near pheasants, pigeons and chickens kept by humans.

Most goshawks (78%) were recovered less than 40 km from their natal nest, and the goshawks

did not display any preferred direction of dispersal. Only one bird was recovered outside of Jutland; a three-year old male recovered in Västergötland, Sweden. The post-nestling dispersal was investigated by analysis of 66 individuals that were recovered less than three months after their hatching. Among these recoveries, 73% were found less than 30 km from their natal nest, and only 14% were recovered more than 50 km away.

Goshawk prey selection

Based on 22,509 prey items originating from 93 bird and 16 mammal species, the diet selection of the goshawks in the breeding season was analysed. Despite the wide range of prey species taken, relatively few species emerged as main prey species. The five most frequently occurring prey species (domestic pigeon, wood pigeon, jay, blackbird and magpie) constituted 60% of all items taken, and among prey groups pigeons, corvids and thrushes constituted 74%. Inexperienced juvenile birds probably formed a large proportion of the prey killed during the breeding season. The diet of the goshawk differed significantly among the different subregions of the study area, with locally abundant prey species constituting a disproportionately large part of the diet. Thus, even though the goshawks predominantly preyed upon pigeons, corvids and thrushes, within the size range from blackbird to wood pigeon, they apparently hunted more or less opportunistically for the locally most abundant species.

Pheasants constituted 2% of the prey taken during the breeding season and approximately 8% of the prey killed during the rest of the year. The proportion of pheasants killed by the goshawks increased during the 1990s. The increased importance of the pheasant as a prey species was connected to large-scale releases of pheasants for sport hunting, which became more common within the study area after 1993.

Effect of human interference on goshawk breeding performance

The majority (50%) of all nest failures during 1979-2000 (n = 421) were due to natural causes, which included eggs that did not hatch, predation, harsh weather conditions, or young and inexperienced parents. Human disturbance caused 19% of the recorded nest failures, and was more or less entirely due to forestry near the nest sites. Nest failure due to human persecution constituted 17% of the 421 recorded failures, with destruction of eggs, and shooting of nestlings or adults being the most common forms of persecution. The proportion of nest failures caused by human persecution was probably larger than the estimated 17%, as another 14% of the nest failures were classified as caused by possible human persecution. Thus, it was estimated that a grand total of 6-11% of all breeding attempts during 1979-2000 failed due to human persecution, while 7% of the breeding attempts failed due to human disturbance (primarily forestry activities near nest sites).

Pheasant pens situated within 1.5 km of the nest sites of the goshawks had a significantly negative effect on the goshawks' reproduction and survival. The human persecution of goshawks that occurred within the study area was therefore to a large extent associated with rearing of pheasants.

Conservation and management of the goshawk

The causes of the population decline in Vendsyssel after 1994 were investigated by the use of a matrix population model. Based on estimates of the age-specific fecundity and survival of the goshawks, an age-structured matrix model with 10 age classes was constructed. Both the age-specific fecundity and survival were reduced during the period of population decline (1995-2000). However, the reduced fecundity and survival of 1-year and 2-year old females made the largest contribution to the reduction in the population growth rate. Illegal persecution on the

breeding sites was identified as the main cause for the observed reduction in the age-specific fecundity and survival values. A strong effort to prevent the illegal human persecution on the breeding grounds would therefore be the best and most effective strategy to conserve the goshawk population. Such prevention would not only result in the crucial increase in the survival rate of breeding females, but also in the fecundity.

In some areas the goshawk may be considered a pest, as it preys upon pheasants, pigeons and other prey animals kept by humans, and thus it can be expected that humans will always be interested in controlling the goshawk population size. A management plan for the goshawk would therefore be needed, if the population were restored to the pre-1994 level. The analyses presented in this report show that the results of a management plan would be dependent on whether the persecution of breeding females could be reduced to a very low, or non-existent level. However, persecution of goshawks near pheasant pens and pigeon lofts would have a considerably smaller effect on the population growth rate, as this type of persecution mostly affects young of the year.

[Tom side]

1 Indledning

1.1 Baggrund

Bestanden af duehøge *Accipiter gentilis* i Danmark gik som i andre europæiske lande (Kalchreuter 1981) betydeligt tilbage i starten af 1900-tallet (Paludan 1967), men efter at duehøgen blev helårsfredet i 1967 steg bestanden i Danmark i løbet af 1970erne og 1980erne (Jørgensen 1989). Duehøgens reproduktion synes ikke at have været væsentligt påvirket af spredningen af miljøfarlige pesticider i 1960erne og 1970erne (Jørgensen 1989). Tidligere tiders jagttryk synes at have været den primære begrænsende faktor for de danske duehøge før 1967 (Noer & Secher 1990). Flere steder i Danmark stagnerede væksten i duehøgebestanden i løbet af 1980erne, og i løbet af 1990erne har antallet af ynglende duehøge flere steder i landet været faldende (Jørgensen 1989). Hvorvidt tilbagegangen i 1990erne skyldes naturlige faktorer som mangel på redepladser, ændrede fødegrundlag og vejrforhold, eller om den er forårsaget af menneskeskabte faktorer som forstyrrelse, jagt og habitatfragmentering, har ikke været undersøgt.

Fra 1977 til 2000 indsamlede Jan Tøttrup Nielsen (JTN) data om duehøgens ynglebiologi i Vendsyssel. Dette materiale er yderst velegnet til videnskabelige analyser da det både blev indsamlet på en standardiseret måde og kontinuerligt af én og samme person gennem 24 år. Derudover havde undersøgelsesområdet en størrelse der gjorde at de fleste af de danske naturtyper som duehøgen yngler i, var repræsenteret inden for området. Analyse af JTNs duehøgemateriale fra Vendsyssel vurderes derfor at kunne afspejle duehøgens generelle forhold i Danmark.

I perioden 1998-2000 analyserede Jan Drachmann store dele af duehøgematerialet fra Vendsyssel i forbindelse med projektet "Populationsregulerende faktorer hos duehøgen" der havde til formål at identificere hvilke faktorer der begrænser de danske duehøges ynglesucces. Resultaterne fra dette projekt har bidraget betydeligt til forståelsen af duehøgens økologi og har givet ny indsigt i de forvaltningsmæssige forhold der gælder for danske duehøge.

Denne rapport som er udarbejdet på baggrund af de resultater der blev opnået ved ovennævnte projekt, er opdelt i to hovedområder. I det første præsenteres den eksisterende viden om duehøgens ynglebiologi, og det udgør størstedelen af rapporten. I det andet er parameterestimater fra analyserne af duehøgens ynglebiologi brugt til at konstruere en matematisk populationsmodel til identifikation af de populationsregulerende faktorer hos duehøgen. Rapportens andet hovedområde afsluttes med en diskussion af de danske duehøges forvaltning.

Adskillige personer har bidraget til udarbejdelsen af denne rapport, og vi takker alle for deres bidrag og indsats. En særlig varm tak retter vi til de lodsejere i Vendsyssel som gennem alle årene velvilligt gav JTN adgang til deres skove; til personalet ved Ringmærkningscentralen på Zoologisk Museum, København, der bidrog til analysen af duehøgens spredning ved at stille deres ringmærkningsdata til rådighed; og til Aage V. Jensens Fonde der skabte grundlaget for denne rapport ved at finansiere det tre-årige projekt "Populationsregulerende faktorer hos duehøgen".

2 Duehøgs populationsudvikling i Vendsyssel

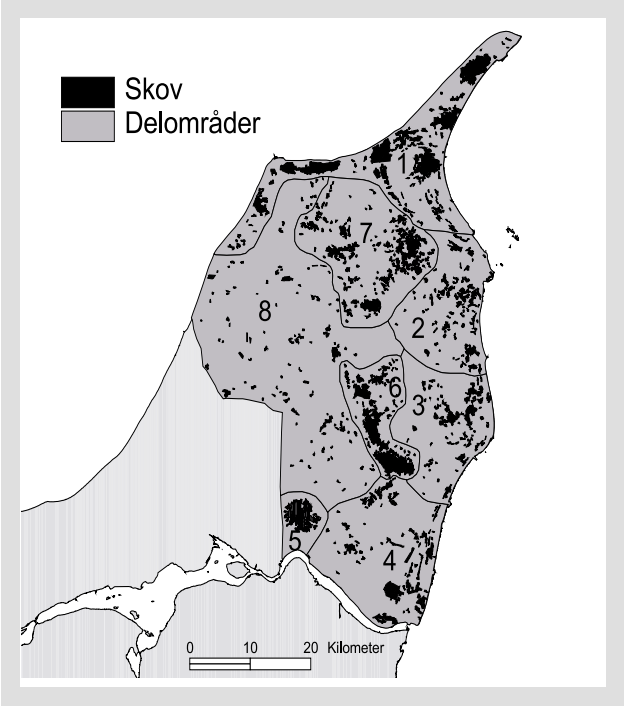
2.1 Indledning

I det følgende præsenteres duehøgens populationsudvikling i Vendsyssel hvor antallet af ynglende duehøgepar blev fulgt i perioden 1977-2000, og der gives indledningsvist en detaljeret beskrivelse af undersøgelsesområdet.

2.2 Materiale og metoder

2.2.1 Undersøgelsesområdet

Undersøgelsesområdet i Vendsyssel dækker 2.416 km^2 hvoraf 8,4% er skov (Fig. 1). Undersøgelsesområdet blev på baggrund af generelle landskabstyper, jordbundsforhold, skovtyper og skovdrift opdelt i følgende otte delområder:



Figur 1. Undersøgelsesområdet i Vendsyssel med angivelse af de enkelte skove og delområdernes afgrænsning.

1: De nordlige klitplantager og klitheder bestående af statsejede nåleskove på mager sandjord med intensivt skovbrug.
2: Omkring Frederikshavn og nord for Sæby som overvejende består af løvskov med ekstensivt skovbrug. Den nordlige del af området består af hævet havbund, mens resten er kuperet morænelandskab.
3: Midterste del af Østvendsyssel bestående af en blanding af nåleskov på mager jord og løvskov på frugtbar jord, alle med intensivt skovbrug.
4: Sydlige Østvendsyssel bestående af overvejende løvskov med ekstensivt skovbrug på hævet havbund.
5: Hammer Bakker der er et stort sammenhængende område af primært nåleskov med intensivt skovbrug på mager sandmoræne.
6: Jyske Ås bestående hovedsageligt af nåleskove med intensivt skovbrug på god jord i meget kuperet moræneterræn.
7: Nord for Øster Vrå hvor Jyske Ås deler sig i nordvestlig retning mod Hirtshals og i nordøstlig retning mod Tolne. Området består overvejende af nåleskov med intensivt skovbrug i kuperet moræneterræn med jord af vekslende kvalitet.
8: Vestlige Vendsyssel bestående af enkelte spredte bevoksninger over 25 ha, og ellers småplantager af primært nåleskov med ekstensivt skovbrug.

De enkelte delområders størrelse og deres andele af det samlede område med skov fremgår af Tabel 1.

2.2.2 Registrering af ynglende duehøge

Hvert år i perioden 1977-2000 undersøgte JTN alle skove hvor ynglende duehøge potentielt kunne forekomme inden for undersøgelsesområdet. Den tid der blev brugt på at undersøge den enkelte skov for ynglende duehøge, var betinget af om yngleaktivitet umiddelbart kunne registreres eller ej, og den varierede fra 15 minutter til flere dage pr. skovområde. Ofte blev den samme rede eller alternative reder nær ved brugt af duehøgene år efter år. I tilfælde hvor kendte ynglepar ikke var til stede ved det fore-

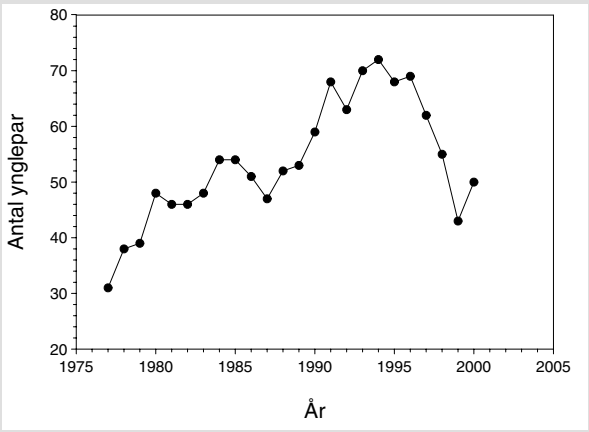
Tabel 1. Størrelse (i km²), skovandel (i %) og antal egnede duehøgeterritorier i delområderne 1-8 i undersøgelsesårene 1993-2000.

Delområde	Størrelse (km²)	Skov (%)	Antal territorier
1	347	17,8	17-19
2	230	6,4	11-13
3	231	6,6	11-16
4	325	7,2	13-16
5	55	23,6	3
6	134	23,0	15-16
7	312	10,3	22-25
8	782	1,6	19-21

gående års rede eller på andre kendte alternative redesteder, blev der foretaget en grundig eftersøgning efter en mulig ny rede. Tidligt på ynglesæsonen var duehøgene relativt lette at opdage dels på grund af deres hyppige kald nær redestedet, dels på grund af deres kraftige respons på playback af duehøgekald (Kennedy & Stahlecker 1993). Ud fra den intensive redeeftersøgning i kombination med brug af playback tidligt på ynglesæsonen vurderedes det at 95-100% af alle yngleforsøg i området blev registreret i de enkelte år. Enkelte reder kan have været overset hvis f.eks. forældrefuglene opgav deres yngleforsøg meget tidligt på sæsonen. Et yngleforsøg blev defineret som et duehøgepar der udviste territorialadfærd og byggede rede.

2.3 Resultater

Undersøgelsesområdets population af ynglende duehøge steg fra 31 par i 1977 til 72 par i 1994, hvorefter populationsstørrelsen begyndte at falde (Fig. 2). Tætheden af ynglepar varierede således fra 1,28 par/100 km² i 1977 til 2,98 par/100 km² i 1994. Med en skovandel på 8,4% inden for undersøgelsesområdet svarer disse tætheder til henholdsvis 0,15 og 0,35 ynglepar/km² skov. I Vendsyssel ynglede duehøgen i skove af en størrelse fra 1,8 ha til 1.031 ha (Fig. 3). Ud fra den skovtype (træart, -alderssammensætning og -tæthed) som duehøgene typisk valgte til yngleterritorie, blev det vurderet at antallet af potentielle duehøgeterritorier steg fra 86 i 1977-

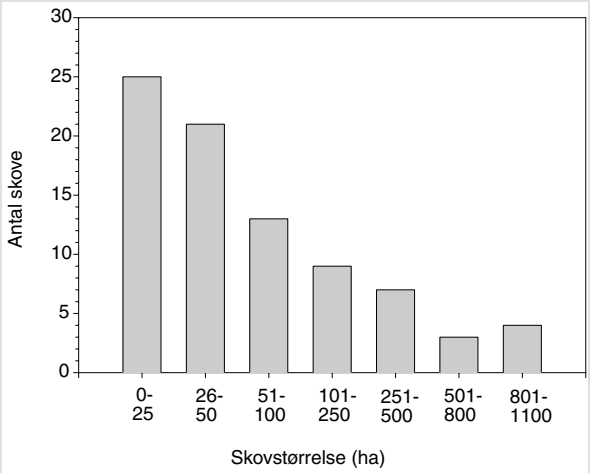


Figur 2. Populationsudvikling i form af antal ynglepar af duehøg i Vendsyssel i årene 1977-2000.

1982 til 111-129 i 1993-2000. Stigningen i antallet af egnede yngleterritorier skyldtes primært at skovenes træer blev ældre gennem undersøgelsesperioden. Fordelingen af egnede territorier i de enkelte delområder i 1993-2000 fremgår af Tabel 1.

2.4 Diskussion

Duehøgepopulationen i Vendsyssel voksede fra starten af undersøgelsesperioden i 1977 til 1994, hvorefter den begyndte at falde (se Fig. 2). Det nøjagtige antal ynglende duehøge i Vendsyssel



Figur 3. Fordeling efter antal og størrelse af de skove som duehøge benyttede som ynglelokaliteter i Vendsyssel i årene 1977-2000.

før undersøgelsen startede er ukendt, men ud fra dels antallet af gamle reder i området ved undersøgelsens start, dels samtaler med lokale skovejere og ornitologer, vurderedes det at der var under 30 par i begyndelsen af 1970erne. Det tyder således på at duehøgepopulationen i Vendsyssel voksede jævnt efter helårsfredningen i 1967 indtil den begyndte at gå tilbage i midten af 1990erne. Udviklingen i duehøgepopulationen i Vendsyssel ligner således udviklingen i det øvrige Danmark hvor et tilsvarende mønster i antallet af ynglende duehøgepar er set (Grell 1998). Den observerede stigning i antallet af ynglepar i 2000 (se Fig. 2) ser ikke ud til at være starten på en ny populationsfremgang da antallet af ynglepar atter er gået tilbage til 43 par i 2001.

Populationen i Vendsyssel synes ikke at have været begrænset af antallet af redesteder da der siden 1993 har været mere end 100 egnede yngleterritorier i undersøgelsesområdet. Områdets bæreevne med hensyn til ynglende duehøge har således på intet tidspunkt været nået, selv ikke i 1994 hvor populationen toppede med 72 ynglepar. Populationsudviklingen hos duehøgen bestemmes af de enkelte individers reproduktion og overlevelse. Identifikation af årsagerne til tilbagegangen i duehøgepopulationen forudsatte derfor detaljerede analyser af duehøgens reproduktion og overlevelse, og det er disse analyser som præsenteres i resten af denne rapport.

3 Duehøgs reproduktion

3.1 Indledning

Hos mange fuglearter forøges reproduktionsevnen med alderen, og den er typisk maksimal hos midaldrende individer, hvorefter antallet af producerede unger pr. yngleforsøg atter falder for ældre individer (Sæther 1990). Tre hovedhypoteser er fremsat til at forklare en sådan aldersafhængig reproduktion hos fugle. Den første hypotese "the constraint hypothesis" (Curio 1983) foreslår at forøget reproduktionsevne med fuglens alder skyldes en aldersafhængig forbedring i individets generelle evner inden for f.eks. fødesøgning, partnervalg, redebygning og ungeopfostring. Den anden hovedhypotese tilskriver aldersafhængig reproduktionsevne til en forøget tilstedeværelse eller fravær af forskellige fænotyper enten på grund af forskellig overlevelse (Curio 1983, Nol & Smith 1987) eller udskudt ynglestart (Hamann & Cooke 1987, Perdeck & Cavé 1992). Reproduktionsevnen forøges tilsyneladende med alderen (men ikke faktisk) hvis individer med henholdsvis høj og lav reproduktionsevne har forskellig overlevelse. Hvis individer af 'dårlig kvalitet' dør som unge, vil de ældre aldersklasser have en relativ større andel af individer af 'høj kvalitet', og de yngre aldersklasser vil fremstå som en gruppe med lav reproduktionsevne fordi denne aldersklasse vil indeholde en stor andel af individer af 'dårlig kvalitet'. En forøget gennemsnitlig reproduktionsevne med alderen af individerne i en population kan også fremkomme hvis individer med høj reproduktionsevne udskyder deres første yngleforsøg til en relativt sen alder. Hvis de individer som starter med at yngle i en sen alder, generelt har en højere fænotypisk kvalitet, og dermed opnår en højere reproduktionsevne end de individer som starter med at yngle i en tidlig alder, vil andelen af individer med høj reproduktionsevne forøges i de ældre aldersklasser. Den tredje hypotese "the residual reproductive value hypothesis" (Pianka & Parker 1975, Curio 1983) forklarer aldersafhængig reproduktion ved at de enkelte individer forøger deres reproduktive indsats når de nærmer sig enden af deres reproduktive liv fordi chancen for at yngle igen året efter da er faldende. De tre hypoteser er ikke indbyrdes uafhængige da flere af faktorerne kan virke samtidigt.

I det følgende undersøges det hvordan reproduktionsevnen afhænger af alderen hos duehøgen, og den relative betydning af de tre forskellige hypoteser evalueres. For hunnernes vedkommende var det ofte muligt at følge enkelte individer år efter år, mens hannerne sjældent kunne følges over en længere årrække. De følgende analyser af duehøgens aldersafhængige reproduktion er derfor primært baseret på data for hunner. At mange af hunnerne kunne følges gennem hele deres reproduktive liv gjorde det muligt også at analysere duehøgehunnernes livstidsreproduktion.

3.2 Materiale og metoder

3.2.1 Feltarbejde og dataindsamling

Alle duehøgeterritorier hvor der var registreret yngleaktivitet, blev besøgt 2-6 gange hvert år alt efter udfaldet af det enkelte yngleforsøg. På alle aktivt anvendte territorier blev antallet af udfløjne unger pr. yngleforsøg registreret, og det blev brugt som mål for duehøgenes reproduktionsevne. Hvert yngleforsøg blev også klassificeret som succesfuldt eller ikke-succesfuldt; et succesfuldt yngleforsøg blev defineret som produktion af mindst én unge. For at minimere forstyrrelsen ved rederne blev antallet af lagte æg ikke opgjort da det ville have foranlediget et besøg ved reden i rugetiden.

Ud fra håndsvingfjerenes størrelse, form, farve og mønster kan enkelte duehøgeindivider identificeres og aldersbestemmes som et, to eller mindst tre år gamle (Kühnapfel & Brune 1995, Rust & Kechele 1996). Da duehøgehunnen begynder at fælde svingfjerene under rugeperioden kunne håndsvingfjer til alders- og individbestemmelse af hunnerne indsamles nær rede-

stedet. Hannerne var sværere at genkende år efter år på grundlag af deres håndsvingfjer da de fælder deres svingfjer over et større område end hunnerne. Da metoden til at bestemme alder og individer ud fra håndsvingfjerene først var tilstrækkeligt standardiseret fra 1979, blev data til analyse af duehøgenes aldersafhængige reproduktion kun anvendt for perioden 1979-2000.

Duehøgehunner er meget stedtrofaste når de er begyndt at yngle i et skovområde (Ziesemer 1983). Af de ialt 951 yngleforsøg hvor duehøgehunnernes identitet var kendt, blev der i denne undersøgelse kun registreret 22 tilfælde hvor en hun skiftede fra ét skovområde til et andet. Det blev derfor antaget at en hun startede med at yngle det år hun først blev set ynglende i en af skovene i undersøgelsesområdet. For 220 hunner kunne livstidsreproduktionen estimeres som antal udfløjne unger produceret fra første til sidste yngleforsøg. I enkelte tilfælde kan duehøgehunner tilbringe en ynglesæson uden at yngle for så atter at yngle i det samme område i de efterfølgende år (Kenward et al. 1999). I undersøgelsesperioden 1979-2000 blev syv hunner (af de 951 med kendt identitet) registreret som fraværende i en ynglesæson for derefter at vende tilbage til den gamle ynglelokalitet året efter. Hunnerne blev derfor først anset for at være holdt op med at yngle når de ikke var observeret ynglende i undersøgelsesområdet i to på hinanden følgende år.0

3.2.3 Statistiske analyser

I perioden 1979-2000 kunne hunnernes reproduktionsevne relateres til deres alder i 951 yngleforsøg, mens hannernes alder var kendt i forbindelse med 561 af yngleforsøgene. På grund af vanskeligheder med at følge de enkelte hanner fra år til år blev hannerne opdelt i tre aldersklasser: 1-årige (1å), 2-årige (2å) og mindst 3-årige (3å+). For at undersøge om alder påvirkede reproduktionsevnen hos duehøg blev effekten af forældrefuglenes alder på henholdsvis ynglesucces og antal udfløjne unger pr. succesfuldt yngleforsøg analyseret ved hjælp af generelle lineære modeller (GLM). For at undersøge om der var en kvadratisk sammenhæng mellem hunnernes reproduktionsevne og deres alder, anvendtes kvadratet af hunalderen (hunalder^2) også som uafhængig variabel i disse analyser. For at opnå uafhængige data, indgik de enkelte individer kun én gang i den statistiske analyse, og hvilket yngleforsøg der skulle indgå i analysen for et specifikt individ blev afgjort tilfældigt. Efter at ét aldersspecifik yngleforsøg var udvalgt tilfældigt for hvert individ, indgik 221 yngleforsøg hvor både hannens og hunnens alder var kendt i GLM-analyserne.

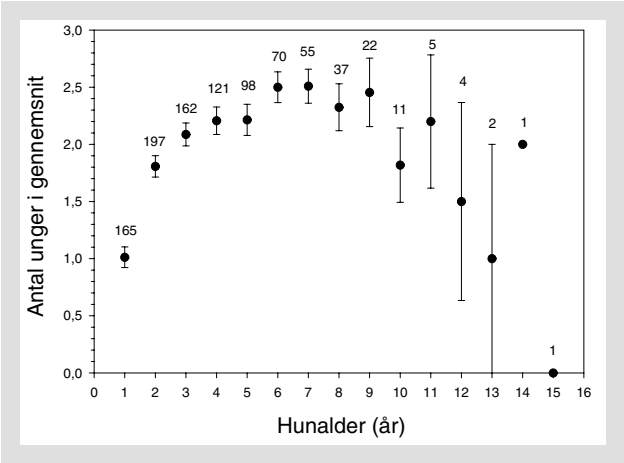
Betydningen af tidligere yngleerfaring for duehøges ynglesucces blev undersøgt ved at sammenligne antallet af unger produceret for duehøgehunner med samme alder, men med varierende antal tidligere yngleforsøg. Det var ikke muligt at undersøge effekten af hannernes yngleerfaring da hannerne sjældent kunne følges flere år i træk. Men hanalder havde en signifikant effekt på duehøgens ynglesucces da yngleforsøg med 1-årige hanner altid resulterede i meget lav ungeproduktion (se resultaterne i afsnit 3.3). For at kontrollere for denne effekt af hanalder blev alle yngleforsøg hvor 1-årige hanner var involveret, udelukket fra analysen af effekt af hunnernes yngleerfaring.

Hvorvidt en given hun, efter at havde ynglet i undersøgelsesområdet, vendte tilbage for at yngle i området i de efterfølgende år, blev brugt som index for hendes overlevelse. På grund af duehøges store stedtrofasthed når de først begynder at yngle (Ziesemer 1983) blev de hunner som ikke blev set i de efterfølgende år, antaget at være døde. På denne måde var det muligt at undersøge om hunner med henholdsvis høj og lav reproduktionsevne havde forskellig overlevelse. En GLM med effekt af hunalder og en kategorisk variabel til at angive om en given hun vendte tilbage eller ej blev brugt til at undersøge om de hunner som ikke vendte tilbage, havde en lav reproduktionsevne.

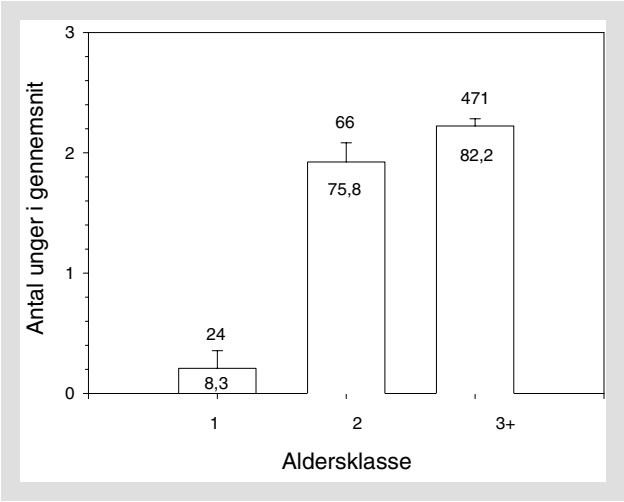
3.3 Resultater

3.3.1 Aldersafhængig reproduktion

Antal producerede unger pr. yngleforsøg steg med hunalderen indtil 6-7-årsalderen hvorefter ungeproduktionen faldt for ældre hunner (Fig.



Figur 4. Gennemsnitlige antal flyvefærdige unger (± s.e.) produceret pr. år som funktion af hunduehøgenes alder. Tallene over de enkelte punkter angiver prøvestørrelsen.



Figur 5. Gennemsnitlige antal flyvefærdige unger (± s.e.) produceret pr. år som funktion af handuehøgenes alder inddelt i tre aldersklasser, hvor 3+ angiver hanner der var mindst tre år gamle. Tallene over de enkelte søjler angiver prøvestørrelsen, og tallene inde i søjlerne angiver andel (%) af succesfulde yngleforsøg i de respektive aldersklasser.

4). Hvorvidt et givet yngleforsøg var succesfuldt eller ej afhang signifikant af både hunalder (GLM: F = 9.76, df = 1, P = 0.002) og kvadratet af hunalderen (hunalder^2) (GLM: F = 7.63, df = 1, P = 0.006). Der var ligeledes en signifikant effekt af både hunalder (GLM: F = 9.19, df = 1, P < 0.003) og hunalder^2 (GLM: F = 5.28, df = 1, P = 0.02) på antal unger produceret pr. succesfuldt yngleforsøg. Hannernes alder havde også en signifikant effekt på om et yngleforsøg blev succesfuldt eller ej (GLM: F = 5.16, df = 2, P < 0.007), men hanalderen havde derimod ikke effekt på ungeproduktionen i succesfulde yngleforsøg (GLM: F = 0.56, df = 1, P = 0.57). Den lave gennemsnitlige ungeproduktion for 1-årige hanner (Fig. 5) skyldtes derfor en større andel af mislykkede yngleforsøg for denne aldersklasse. Der var ikke signifikant interaktion mellem effekt af han- og hunalder; det vil sige at alderseffekten af en given fugls mage var additiv. En hun der ynglede i en given alder, ville derfor i gennemsnit producere flere unger når hun dannede par med en adult han end hvis hun var parret med en juvenil han.

En sammenligning af ungeproduktionen hos hunner af samme alder, men med forskellige antal tidligere yngleforsøg, viste at tidligere yngleerfaring generelt ikke havde indflydelse på en huns reproduktionsevne (Tabel 2). Der var dog en marginal signifikant forskel hos 3-årige hunner hvor hunnerne med flest tidligere yngleforsøg havde en højere gennemsnitlig ungeproduktion (se Tabel 2).

Den gennemsnitlige (± s.e.) ungeproduktion pr. yngleforsøg var 1,90 ± 0,10 og 1,49 ± 0,13 for hunner som henholdsvis vendte og ikke-vendte tilbage i efterfølgende år. Der var ikke signifi-

Tabel 2. Tidligere yngleerfarings betydning for antal unger produceret pr. yngleforsøg for 2-5 år gamle hunduehøge udtrykt ved middelværdi ± s.e. Antallet af yngleforsøg i de enkelte grupper er angivet i parentes.

	Antal unger produceret/yngleforsøg				
Hunalder (i år)	1. yngleforsøg	2. yngleforsøg	3. yngleforsøg	4. yngleforsøg	5. yngleforsøg
2	1,75 ± 0,11[a] (114)	1,90 ± 0,18[a] (61)			
3	1,97 ± 0,15[b] (63)	2,00 ± 0,17[b] (54)	2,55 ± 0,27[b] (29)		
4		2,11 ± 0,23[c] (36)	2,44 ± 0,21[c] (36)	2,09 ± 0,25[c] (22)	
5			2,27 ± 0,24[d] (30)	2,08 ± 0,25[d] (26)	2,00 ± 0,35[d] (18)

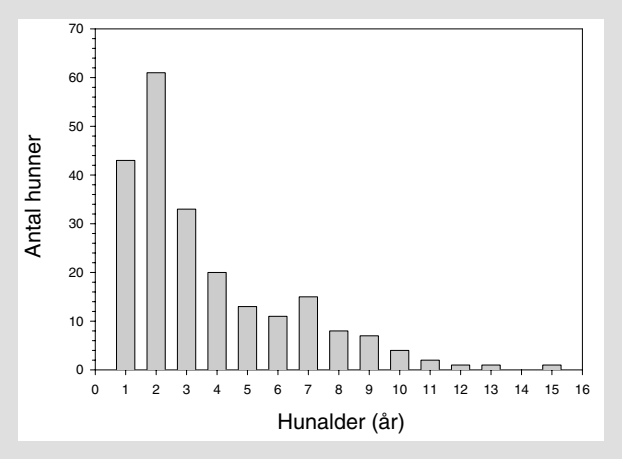
[a,c,d] Anvendt test: Kruskal-Wallis; resultaterne er ikke signifkant forskellige
[b] Anvendt test: Kruskal-Wallis; χ^2 = 6,04, df = 2, P = 0,05

kant forskel på den gennemsnitlige ungeproduktion i disse to grupper når der blev kontrolleret for effekt af hunalder (GLM: $\chi^2 = 2{,}18$, df = 1, P = 0,19).

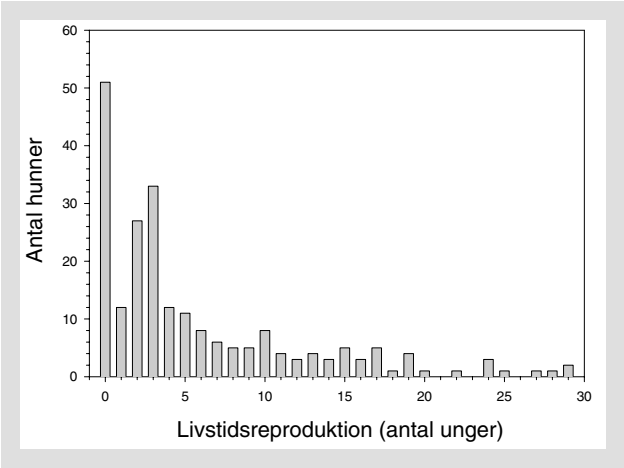
Duehøgehunnerne kunne starte med at yngle allerede som 1-årige, og aldersfordelingen af førstegangsynglende hunner med kendt ungeproduktion var 150 1-årige, 115 2-årige, og 65 3-årige. Den gennemsnitlige (± s.e.) ungeproduktion for de tre aldersgrupper af førstegangsynglende hunner var henholdsvis 1,02 ± 0,10, 1,74 ± 0,11 og 2,08 ± 0,14, og denne forskel var signifikant (Kruskal-Wallis test: H = 40,69, df = 2, P < 0,0001). Således producerede 1-årige hunner signifikant færre unger i deres første yngleforsøg end 2- og 3-årige (Dunns test; forskel i rank sum henholdsvis -53.92 og -79.96, resulterende i P < 0.001 for begge sammenligninger), mens der ikke var forskel i ungeproduktionen hos 2- og 3-årige førstegangsynglende hunner (forskel i rank sum -23.03, P > 0.05).

3.3.2 Livstidsreproduktion

Af de 220 hunner der kunne følges gennem hele deres reproduktive liv, blev den ældste 15 år (Fig. 6). Den gennemsnitlige (± s.e.) livstidsreproduktion var 5,69 ± 0,45 unger pr. hun, men der var betydelig individuel variation blandt hunnerne i antallet af producerede unger. Af de hunner der forsøgte at yngle, fik 23,2% aldrig unger på vingerne, mens livstidsreproduktionen varierede fra 1 til 29 unger for de hunner der producerede unger (Fig. 7). Hunner der i deres livstid producerede 10 eller flere unger, udgjorde 22,7% af hunnerne, mens kun 4,5% af hunnerne producerede 20 eller flere unger. Det var således relativt få hunner som producerede hovedparten af alle ungerne i undersøgelsesområdet; 15,5% af hunnerne producerede 50% af ungerne, og 30,5% producerede 75% af ungerne.



Figur 6. Aldersfordeling af 220 hunduehøge som kunne følges gennem hele deres reproduktive liv i årene 1979-2000.



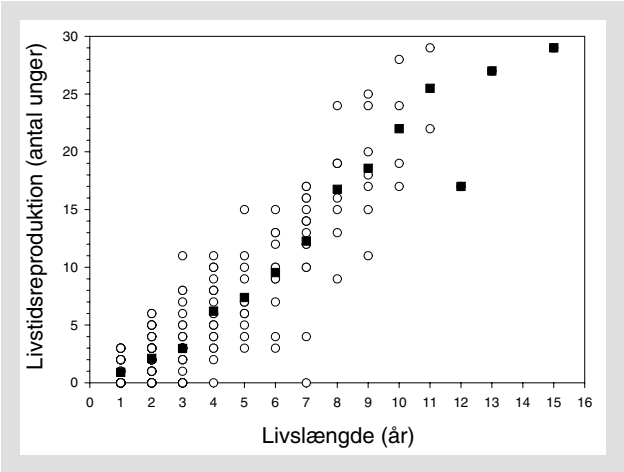
Figur 7. Livstidsreproduktion udtrykt som antal flyvefærdige unger produceret gennem 220 hunduehøges reproduktive liv i årene 1979-2000.

Livstidsreproduktion var signifikant korreleret med hunalder (Spearman rank korrelation: $r_s = 0{,}79$, n = 220, P < 0,0001), og livslængde kunne således forklare 62% af variationen i livstidsreproduktion (Fig. 8). Ud af de 51 hunner som aldrig fik unger på vingerne, overlevede 49% kun én ynglesæson, men der var hunner helt op til en alder af syv år der aldrig producerede unger (se Fig. 8).

3.4 Diskussion

3.4.1 Aldersafhængig reproduktion

Duehøgs reproduktionsevne afhang af både han- og hunalder da den gennemsnitlige ungeproduktion steg med ynglefuglenes alder (se Fig. 4 & 5). For hannernes vedkommende kunne der kun skelnes mellem tre aldersklasser, og forskellen mellem aldersklasserne i ungeproduktion var primært forårsaget af en signifikant lavere andel af succesfulde yngleforsøg hos 1-



Figur 8. Gennemsnitlig livstidsreproduktion udtrykt som antal flyvefærdige unger (■) som funktion af hunduehøgenes livslængde i år. Prøvestørrelsen i de enkelte aldersklasser fremgår af Figur 6, og ○ angiver målte værdier af livstidsreproduktion for de respektive aldersklasser.

årige hanner (se Fig. 5). Hunnerne kunne derimod ofte følges fra år til år, og deres gennemsnitlige ungeproduktion steg jævnt med hunnens alder indtil 6-7-års alderen hvorefter den atter begyndte at falde (se Fig. 4). Både stigningen og faldet i hunnernes aldersspecifikke reproduktionsevne var signifikant, hvilket kunne vises ved at der var en signifikant kvadratisk sammenhæng mellem ungeproduktion og hunalder. Det var således ikke kun unge individer, men også gamle duehøgehunner som havde en lavere reproduktionsevne, hvilket højst sandsynligt skyldtes en effekt af ældning. Den aldersafhængige reproduktion hos duehøgehunnerne var forårsaget af aldersspecifik variation i såvel andel af succesfulde yngleforsøg som antal producerede unger pr. succesfuld rede da hunalder havde en signifikant effekt på begge disse variabler.

I henhold til "the constraint hypothesis" (Curio 1983) skulle den forøgede reproduktionsevne med individets stigende alder være forårsaget af en aldersafhængig forbedring i duehøgenes generelle evner. Disse evner kunne være direkte forbundet med yngleadfærden, f.eks. gennem forbedret redebygning og ungeopfostring, hvilket ville resultere i en forøget ungeproduktion med stigende yngleerfaring, og det synes ikke at gælde for duehøgen (se Tabel 2). En sammenligning af ungeproduktionen i hunnernes første yngleforsøg viste at jo ældre hunnerne var når de ynglede første gang, jo flere unger fik de på vingerne. Eventuelle aldersrelaterede forbedringer i et individs evner ser således snarere ud til at være forårsaget af alderen i sig selv end af individets tidligere yngleerfaring. En forbedret jagtevne med alderen kunne være en mulig årsag til den aldersspecifikke forøgede reproduktionsevne hos duehøg da ynglefuglenes jagtevne er meget vigtig for ynglesuccessen hos denne art (Glutz et al. 1971, Newton 1979). Hannens evne til at jage spiller en stor rolle i duehøgens ynglecyklus da han først bringer hunnen i ynglekondition ved at fodre hende før æglægningen og senere fodrer hende under rugningen og ungerne efter klækningen (Glutz et al. 1971). En ringe jagtevne hos 1-årige hanner ville således kunne forklare den lave ynglesucces for denne aldersgruppe (se Fig. 5).

Den anden hovedhypotese forudsiger at den aldersafhængige reproduktionsevne skyldes forøget tilstedeværelse eller fravær af forskellige fænotyper enten på grund af forskellig overlevelse (Curio 1983, Nol & Smith 1987) eller udskudt ynglestart (Hamann & Cooke 1987, Perdeck & Cavé 1992). Fælles for disse to forklaringer er at den observerede aldersafhængige reproduktionsevne hos duehøgen skulle være forårsaget af en forøget andel af hunner med høj reproduktionsevne i de ældre aldersklasser. Analysen viste ikke evidens for at hunner med dårlig reproduktionsevne havde større sandsynlighed for ikke at forsøge at yngle igen i de efterfølgende år end hunner med høj reproduktionsevne. Forskellig overlevelse af hunner af forskellig kvalitet kunne således ikke forklare den aldersafhængige reproduktion hos duehøgen. Andelen af individer med høj reproduktionsevne kunne også stige i de ældre aldersklasser, hvis individer med høj reproduktionsevne udsatte deres første yngleforsøg til de var tre år. Det måtte således forventes at hunner som først startede med at yngle som 3-årige ville producere flere unger end 3-årige hunner med tidligere yngleerfaring, men det var ikke tilfældet (se Tabel 2). Intet tyder således på at duehøgens aldersspecifikke reproduktion skyldtes forøget tilstedeværelse eller fravær af forskellige fænotyper.

En forudsætning for "the residual reproductive value hypothesis" er at den residuale reproduktive værdi (en kombination af overlevelse og reproduktion) falder med alderen. Denne hypo-

tese forudsiger således at enten hunnernes overlevelse eller reproduktion falder med alderen (Perdeck & Cavé 1992). Duehøgehunnernes overlevelse følger samme aldersrelaterede mønster som deres reproduktionsevne med stigning indtil de bliver ca. seks år, hvorefter overlevelsen falder for ældre hunner (se kapitel 8). Hypotesen om den residuale reproduktive værdi kan således ikke forklare duehøgenes forøgede gennemsnitlige ungeproduktion indtil de bliver seks år da både duehøgenes overlevelse og reproduktion stiger i denne periode.

Den mest sandsynlige forklaring på duehøgenes aldersafhængige reproduktion er derfor at unge individer er begrænsede i deres evne til at udføre generelle handlinger som f.eks. at jage, og at disse egenskaber gradvist forbedres med alderen.

3.4.2 Livstidsreproduktion

Ud fra analysen af ungeproduktionen hos de 220 duehøgehunner som kunne følges gennem hele deres reproduktive liv kunne tre hovedkonklusioner drages angående deres livstidsreproduktion. For det første var det ikke alle hunner der forsøgte at yngle som producerede afkom inden de døde. Blandt hunner som forsøgte at yngle, fik 23% således aldrig unger på vingerne. For det andet var der stor variation i livstidsreproduktionen hos de hunner som producerede unger (1-29 unger), og et relativt lille antal hunner producerede hovedparten af alle ungerne i undersøgelsesområdet. For det tredje var livstidsreproduktionen stærkt korreleret med hunalder. Overlevelse fra én ynglesæson til den næste var således afgørende for at opnå en høj livstidsreproduktion.

4 Indflydelse af æglægningstidspunkt og vejrforhold på duehøgs ynglesucces

4.1 Indledning

Hos mange fuglearter falder ynglesuccesen gennem ynglesæsonen. Hunner som lægger æg tidligt på sæsonen, får typisk flere unger på vingerne end hunner der lægger sent på sæsonen (Perrins 1970, Newton & Marquiss 1984, Daan et al. 1988). Årsagen til sammenhængen mellem tidlig æglægning og højere ungeproduktion antages ofte at være fødetilgængeligheden. Fødetilgængeligheden for en given fugleart falder nemlig typisk sidst på ynglesæsonen, og unger fra tidlige kuld vokser derfor ofte hurtigere og opnår en bedre overlevelse end unger fra sene kuld (Daan et al. 1988).

Tidlig æglægning er således ofte afgørende for en fuglearts ynglesucces, men adskillige faktorer kan påvirke det enkelte individs æglægningstidspunkt. Hunner i god kondition lægger ofte tidligere og flere æg end hunner i dårlig kondition (Korpimäki 1990, Pietiäinen & Kolunen 1993). Hos rovfugle hvor hannen fodrer hunnen for at bringe hende i stand til at lægge æg, har hannens jagtevner en afgørende indflydelse på æglægningstidspunktet (Newton 1979). Derudover er æglægningstidspunktet også ofte aldersafhængigt da ældre og mere erfarne hunner ofte lægger æg tidligere end yngre hunner (Perrins 1970, Newton & Marquiss 1984). Abiotiske miljøforhold kan også have en direkte effekt på æglægningstidspunktet idet daglængde og vejrforhold er afgørende for det nøjagtige æglægningstidspunkt (Marshall 1959, Kostrzewa & Kostrzewa 1990). Sidst, men ikke mindst, afhænger tidspunktet for den enkelte huns æglægning også af arvelige forhold (van Noordwijk et al. 1981, Price et al. 1988). I det følgende undersøges dels variationen i æglægningstidspunktet hos duehøg, dels denne variations konsekvenser for artens ynglesucces.

4.2 Materiale og metoder

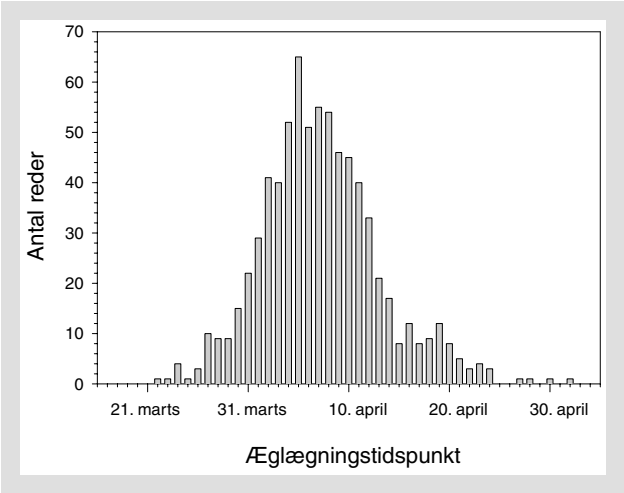
4.2.1 Bestemmelse af æglægningstidspunkt

For at minimere forstyrrelsen tidligt i ynglesæsonen blev duehøgerederne, som tidligere nævnt, ikke besøgt i æglægningsperioden. Æglægningstidspunktet blev derfor estimeret ud fra den eksisterende viden om duehøgens ynglecyklus. Den gennemsnitlige periode fra første æg er lagt til det klækker er 41 dage hos duehøgen (Holstein 1942). Ved ringmærkning af ungerne (se kapitel 5) blev deres vingelængde målt, og ud fra dette mål kunne alder og klækningstidspunkt for den ældste unge bestemmes, da vingelængde og alder er direkte korrelerede hos duehøgeunger (Holstein 1942, Looft & Busche 1981). Klækningstidspunkt for den ældste unge, og dermed også æglægningstidspunkt for første æg blev estimeret for 705 yngleforsøg.

4.2.2 Statistiske analyser

Generelle lineære modeller (GLM) blev brugt til at analysere for effekt af hunalder og vejrforhold på æglægningstidspunkt, og for effekt af æglægningstidspunkt, hunalder og vejrforhold på ungeproduktion. Da æglægningstidspunkt blev estimeret ud fra alder af den ældste unge ved ringmærkning, var æglægningstidspunktet oftest ukendt i reder hvor ungeproduktionen slog fejl inden ringmærkningen. Antal unger pr. succesfuld rede blev derfor brugt i GLM-analysen af effekter på ungeproduktionen. I alle analyser blev æglægningstidspunktet defineret ved dage fra den 1. januar (dag 1 = 1. januar).

De kritiske perioder hvor vejrforholdene kunne tænkes direkte at påvirke æglægningstidspunkt og ungeproduktion mest, var henholdsvis tidligt i æglægningsperioden (februar-marts) og lige efter klækningen (maj) mens ungerne var små. I disse perioder kunne koldt og/eller regnfuldt vejr tænkes at påvirke æg/unger i særlig

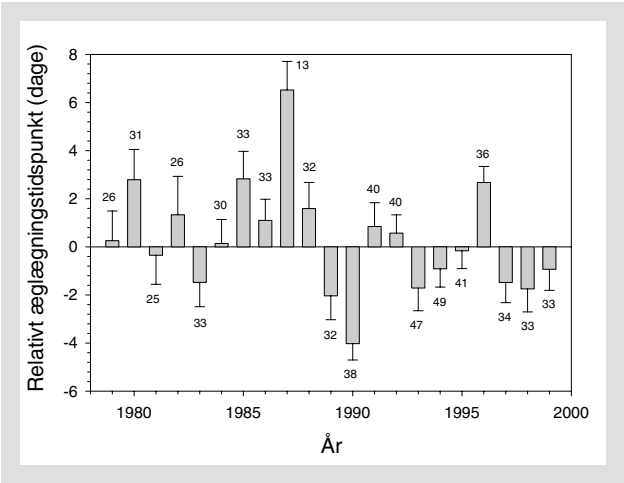


Figur 9. Fordeling af æglægningstidspunkt for 705 hunduehøge der blev observeret i 1979-2000.

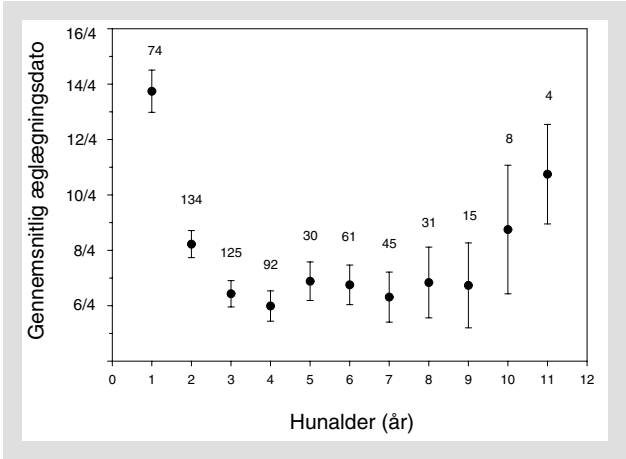
negativ grad. Årlig gennemsnitlig temperatur og totale mængde nedbør i disse to perioder blev brugt som mål for vejrforholdene. De anvendte temperaturdata var gennemsnit fra vejrstationer i Hjørring og Åholm, mens nedbørsdata kom fra vejrstationer i Hjørring, Tylstrup og Guldager.

4.3 Resultater

Æglægningstidspunkt for første duehøgeæg varierede fra 22. marts til 2. maj (Fig. 9), og gennemsnitsdatoen for første æg var 8. april. Det

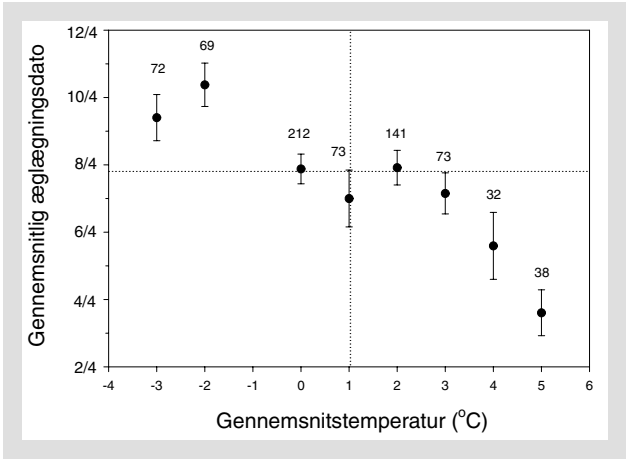


Figur 10. Årlig variation i gennemsnitligt æglægningstidspunkt (± s.e.) i forhold til gennemsnittet (8. april) for hele undersøgelsesperioden 1979-2000. Tallene ved søjlerne angiver de årlige prøvestørrelser.



Figur 11. Gennemsnitlig æglægningstidspunkt (± s.e.) som funktion af hunduehøgenes alder i år. Tallene over punkterne angiver prøvestørrelsen i de respektive aldersklasser.

årlige, gennemsnitlige æglægningstidspunkt varierede fra 4. april (1990) til 14. april (1987) (Fig. 10). Hunalder havde signifikant effekt på æglægningstidspunktet (GLM: $\chi^2 = 865{,}3$, df = 1, P < 0,0001), da 1-årige hunner (1å) i gennemsnit lagde æg seks og syv dage senere end henholdsvis 2-årige (2å) og 3 eller flereårige (3å+) hunner (Fig. 11). Der var også en signifikant kvadratisk effekt af hunalder på æglægningstidspunktet (GLM: $\chi^2 = 689{,}8$, df = 1, P < 0,0001); det vil sige at gamle hunner (>9 år) lagde signifikant



Figur 12. Gennemsnitlig æglægningstidspunkt (± s.e.) som funktion af gennemsnitstemperaturen (°C) i perioden op til æglægningen (februar/marts) når gennemsnitstemperaturerne blev grupperet i 1°-intervaller. Tallene i figuren angiver prøvestørrelsen, og den lodrette stiplede linie angiver den gennemsnitlige temperatur i februar/marts (1,08°C), mens den vandrette stiplede linie angiver det gennemsnitlige æglægningstidspunkt for årene 1979-2000.

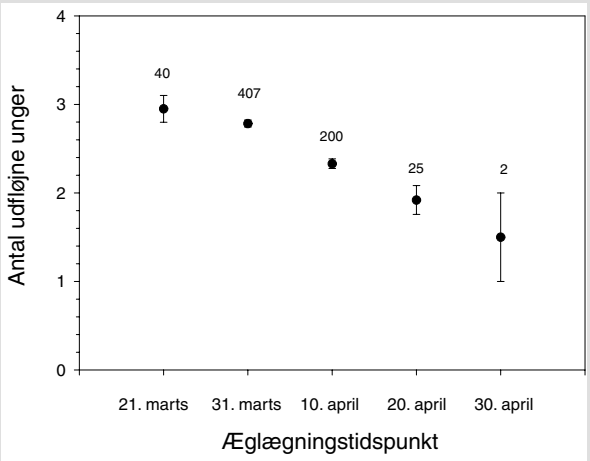
Tabel 3. Tidligere yngleerfarings betydning for duehøgs æglægningstidspunkt udtrykt ved gennemsnitlig relativ æglægningsdag ± s.e. (æglægningsdag er standardiseret som antal dage i forhold til det årlige populationsgennemsnit). Antallet af yngleforsøg i de enkelte grupper er angivet i parentes.

	Relativ æglægningsdag/yngleforsøg				
Hunalder (i år)	1. yngleforsøg	2. yngleforsøg	3. yngleforsøg	4. yngleforsøg	5. yngleforsøg
2	0,53 ± 0,58[a] (82)	0,55 ± 0,96[a] (43)			
3	0,08 ± 0,70[b] (46)	-1,38 ± 0,81[b] (38)	-2,14 ± 1,07[b] (25)		
4		-0,36 ± 0,95[c] (28)	-3,23 ± 0,61[c] (26)	-0,82 ± 1,47[c] (18)	
5			-1,12 ± 1,04[d] (21)	-0,52 ± 1,58[d] (18)	-0,38 ± 1,32[d] (14)

[a-d] Anvendt test: ANOVA; resultaterne er ikke signifikant forskellige

senere end yngre adulte hunner (se Fig. 11). I år med en høj gennemsnitstemperatur i perioden op til æglægningen (februar/marts) blev det første æg lagt signifikant tidligere end i år med en lav gennemsnitstemperatur i denne periode (Fig. 12, GLM: χ^2 = 220,7, df = 1, P = 0,008). Derimod havde nedbørsmængden i februar-marts ikke betydning for æglægningstidspunktet (GLM: χ^2 = 3,26, df = 1, P = 0,75). En sammenligning af æglægningstidspunkt for hunner af samme alder, men med forskellige antal tidligere yngleforsøg, viste ikke sammenhæng mellem tidligere yngleerfaring og æglægningstidspunkt (Tabel 3).

Antallet af producerede unger pr. succesfuld rede faldt med udskydning af æglægningsdatoen (Fig. 13), og ved kontrol for effekt af hunalder fandtes signifikant negativ sammenhæng mellem ungeproduktion og æglægningstidspunkt (GLM: χ^2 = 8,59, df = 1, P < 0,0001). Temperatur omkring klækningstidspunkt og det tidlige ungestadie (maj) havde også signifikant betydning for ungeproduktionen (GLM: χ^2 = 0,96, df = 1, P < 0,05) mens nedbørsmængde i denne periode ikke påvirkede ungeproduktionen signifikant (GLM: χ^2 = 0,02, df = 1, P = 0,79).



Figur 13. Gennemsnitlige antal udfløjne unger (± s.e.) produceret pr. år som funktion af æglægningstidspunktet, når æglægningstidspunktet blev opdelt i 10-dages-perioder. Tallene i figuren angiver antal reder for de respektive æglægningsperioder.

4.4 Diskussion

Ved kontrol for indflydelsen af hunalder og vejrforhold viste æglægningstidspunktet sig at have en signifikant effekt på duehøgens ungeproduktion da der ved tidlige kuld i gennemsnit produceredes flest unger (se Fig. 13). Denne sammenhæng var ikke forårsaget af at uerfarne hunner producerede få unger sent på sæsonen da tidligere yngleerfaring hverken påvirkede æglægningstidspunkt (se Tabel 3) eller ungeproduktionen (se kapitel 3). Forøget ungeproduktion i forbindelse med tidlige kuld er meget udbredt hos fugle (Newton & Marquiss 1984, Daan et al. 1988) og kan hænge sammen med tidspunktet for ungernes klækning set i forhold til fødetilgængelighed (Norris 1993, Lepage et al. 1999). Der forelå ikke direkte mål for fødetilgængelighed i undersøgelsesområdet, men opfostring af duehøgeungerne kunne have været under påvirkning af mængden af let tilgængeligt bytte som f.eks. nyudfløjne unger af diverse spurvefugle og duer. Forældrefugle til sent klækkede kuld kunne således have fået sværere ved at skaffe føde til ungerne hvis mængden af let tilgængelig bytte i form af fugleunger formindskes senere på sæsonen.

Gennemsnitstemperaturen i maj havde stor indflydelse på ungeproduktionen da flere unger blev flyvefærdige i år med høje temperaturer i maj end i år med lave temperaturer i denne måned. Vejrforhold kan indirekte påvirke ynglesuccesen hos rovfugle ved at reducere tilgængeligheden af byttedyr (Rijnsdorp et al. 1981). Hvorvidt temperaturens indflydelse på duehøgens ungeproduktionen skyldtes en indirekte effekt gennem vejrafhængig fødetilgængelighed eller en direkte effekt i form af f.eks. nedkøling af ungerne, var umuligt at vurdere i dette studie.

Æglægningstidspunktet var således vigtig for duehøgenes ynglesucces, og afhang af hunnens alder og temperaturen i perioden op til æglægningen. Hunner der startede med at yngle allerede som 1-årige, havde et signifikant senere æglægningstidspunkt end ældre hunner, og derudover var der også en effekt af ældning da hunner ældre end ni år i gennemsnit havde en relativ sen æglægning (se Fig. 11). Hos duehøgen er hunnens æglægningstidspunkt afhængig af hannens evne til at fodre hende inden æglægningen; mange af hendes ressourcer til æglægningen tilføres gennem hannens fødetilskud (Holstein 1942, Newton 1979). Æglægningstidspunktet er således influeret både af hunnens og hannens evne til at skaffe føde inden æglægningen. Evnen til at jage er højst sandsynligt aldersafhængig hos duehøgen (se kapitel 3), og dette forhold ville kunne forklare alderens indflydelse på æglægningstidspunktet. Temperaturens effekt på æglægningstidspunktet (se Fig. 12) var formodentlig forårsaget af en lavere fødetilgængelighed i kolde forår.

5 Duehøgs spredning

5.1 Indledning

Hovedparten af alle flyvefærdige duehøgeunger i undersøgelsesområdet blev ringmærket i perioden 1977-2000. På baggrund af genfund af ringmærkede duehøge og genfangst af voksne duehøge i undersøgelsesområdet blev duehøgens spredningsmønster analyseret. Omkring halvdelen (56%) af genmeldingerne af de ringmærkede duehøge var fugle som var blevet fanget eller dræbt ved fasanudsætningspladser, dueslag og hønsegårde. Køns- og aldersfordelingen af disse duehøge som var kommet i konflikt med menneskelige interesser, blev analyseret. Gennem en omfattende fangst af voksne duehøge på ynglepladserne i 1999 og 2000 blev det også muligt at vurdere duehøgens ynglespredning; d.v.s. den spredning der skete fra de redesteder hvor fuglene var vokset op, til de steder hvor de selv valgte at yngle.

5.2 Materiale og metoder

Data for analyse af de ringmærkede duehøge som blev genfundet af offentligheden, stammer fra perioden 1979-1998. I denne periode blev 1.709 duehøgeunger ringmærket i undersøgelsesområdet af JTN (1.688 ringe fra Zoologisk Museum, København) og Arne Grøntved (21 ringe fra DMU, Kalø). I undersøgelsesområdet blev der ialt registreret 1.848 flyvefærdige unger i 1979-1998; d.v.s. at 92% af alle de producerede unger i de kendte duehøgereder blev ringmærket. På ringmærkningstidspunktet blev ungerne kønsbestemt på grundlag af deres størrelse da der er stor størrelsesforskel på han- og hunduehøge (Glutz et al. 1971). Ungerne blev aldersbestemt på grundlag af deres vingelængde, og ud fra disse mål kunne klækningstidspunktet estimeres (Holstein 1942). Ungerne var i gennemsnit 23 dage gamle da de blev ringmærket, og denne gennemsnitsalder blev anvendt for otte unger som ikke var blevet aldersbestemt på ringmærkningstidspunktet.

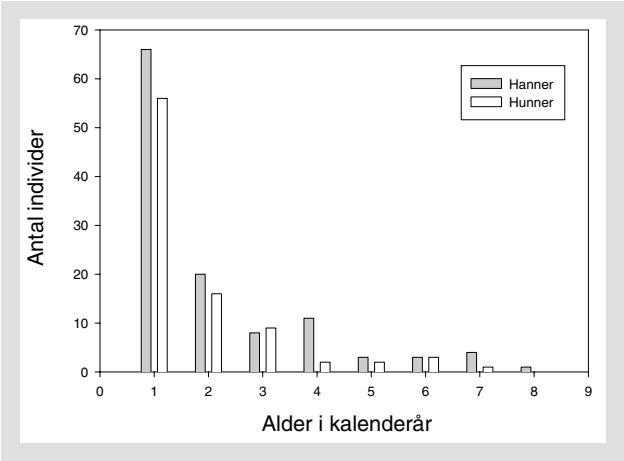
Alle de genmeldingsdata som blev indrapporteret i perioden juni 1979 - januar 1999 blev stillet til rådighed af Ringmærkningscentralen på Zoologisk Museum, København. De genmeldte duehøges alder blev beregnet som intervallet mellem ringmærknings- og genfundstidspunktet plus den alder som fuglen havde da den blev mærket som unge. Ifølge Kenward et al. (1993) spreder 90% af duehøgeungerne sig væk fra redestedet når de er 65-90 dage gamle, og 98% har forladt redeområdet 95 dage efter klækningen. Genfund af ringmærkede duehøge i alderen 2-3 måneder (n = 66) blev derfor brugt til at analysere duehøgeungernes tidligste spredning.

I 1999 og 2000 hvor der blev foretaget en omfattende fangst af voksne duehøge på ynglepladserne blev henholdsvis 31 og 22 voksne duehøge fanget. Af disse var henholdsvis 16 og 11 fugle blevet ringmærket som redeunger. Disse 27 fugle som altså var fundet ynglende i undersøgelsesområdet efter at de var ringmærket som redeunger, udgjorde grundlaget for analysen af duehøgens ynglespredning.

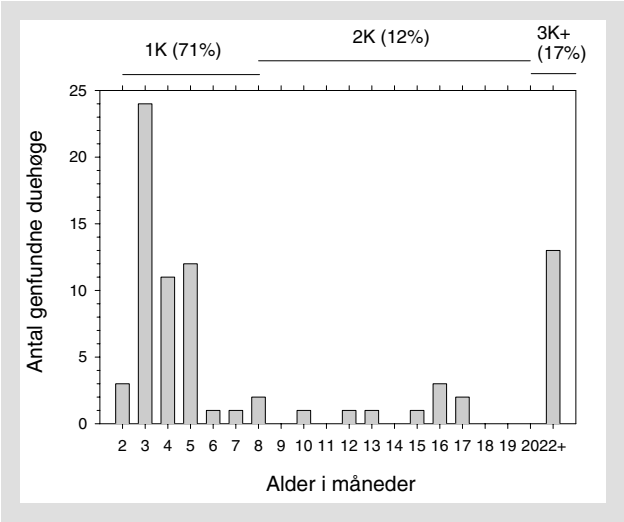
5.3 Resultater

5.3.1 Alder ved og årsag til genfund af ringmærkede duehøge

Af de 1.709 ringmærkede redeunger var 986 hanner, 708 hunner og 15 var af ubestemt køn. Af disse unger blev 206 senere genfundet væk fra reden, og med udelukkelse af de 75 unger der døde inden de forlod redestedet, svarer dette til en genmeldingsrate på 12,6%. Der var ikke kønsforskelle i sandsynligheden for at blive genfundet (89 hunner af 708 mærkede (12,6%), og 116 hanner af 986 mærkede (11,8%); $\chi^2 = 0{,}0003$, df = 1, P > 0,95). En af de ialt 206 genfundne



Figur 14. Alder på genfundstidspunktet for 116 han- og 89 hunduehøge ringmærket som redeunger i Vendsyssel i årene 1978-1998.



Figur 15. Fordeling efter alder af 76 ringmærkede duehøge som blev genfundet i nærheden af fasanudsætningspladser, dueslag og hønsegårde i 1978-1998. Alderen er angivet dels i måneder, dels efter kalenderår (1K, 2K, 3K+)

duehøge var af ubestemt køn. De genfundne duehøge havde en gennemsnitsalder (± s.d.) på 426 ± 536 dage, og 122 (53%) blev genfundet i deres første kalenderår (1K). De genfundne duehøges alder var ikke signifikant forskellig for de to køn (Fig. 14, χ^2 = 5,28, df = 7, P > 0,50).

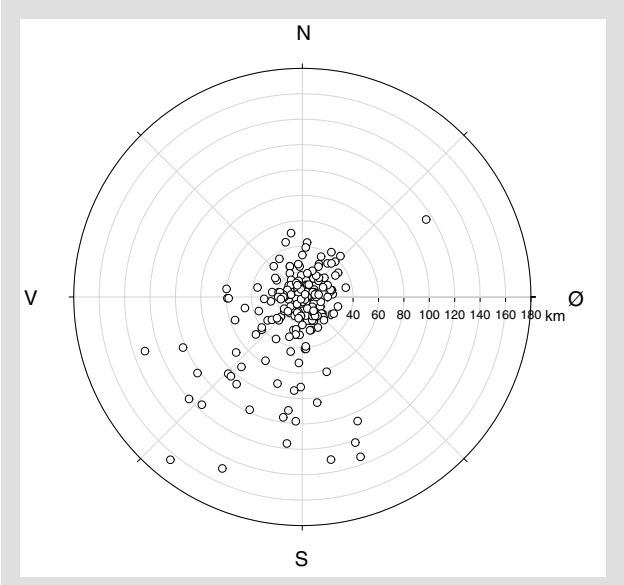
Med hensyn til genfundsårsager så blev, efter at der var set bort fra fugle for hvilke genfundsårsagen var ukendt, 76 (56%) af de ringmærkede duehøge genfundet ved fasanudsætningspladser, dueslag og hønsegårde (Tabel 4). Hovedparten (71%) af de duehøge som blev genfundet disse steder, var 1K-fugle (Fig. 15), og hanner og hunner forekom med samme sandsynlighed på disse steder (41 hunner og 35 hanner genmeldt; χ^2 = 0,47, df = 1, P > 0,25).

Tabel 4. Antal og procentuel andel af 206 duehøge genmeldt i 1978-1998 opdelt efter årsag til genmeldingen. Fasanerier, dueslag, m.m. angiver duehøge der er genmeldt fra lokaliteter i nærheden af fasanudsætningspladser, dueslag og hønsegårde.

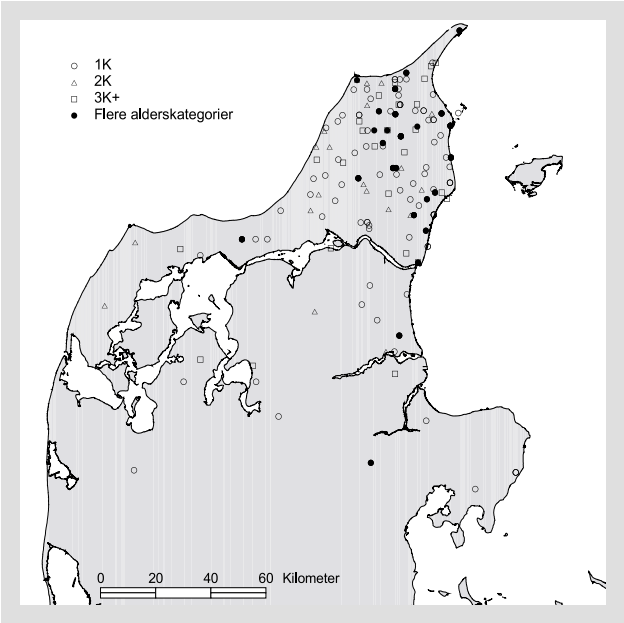
Årsag	Antal	%
Fasanerier, dueslag m.m.	76	36,9
Trafikdræbt	19	9,2
Kollision med ledning	20	9,7
Kollision med bygning	13	6,3
Prædation	3	1,5
Tilskadekommet	5	2,4
Ukendt	70	34,0

5.3.2 Spredningsafstand og -retning

Afstand og retning fra redestederne til de steder hvor de 206 ringmærkede duehøgeunger blev genfundet (Fig. 16) viste at duehøgene generelt ikke spredte sig langt omkring; 78% blev genfundet inden for 40 km fra de redesteder hvor de var opvokset, og kun 6% blev genfundet mere end 100 km væk. En 3-årig han blev genfundet 115 km væk i Västergötland i Sverige. Det var den eneste duehøg fra Vendsyssel som blev



Figur 16. Retning (i grader) og afstand (i km) fra mærknings- til genmeldingslokalitet for 206 ringmærkede duehøge der blev genfundet i 1979-1998.



Figur 17. Geografisk fordeling af 205 duehøge angivet i forhold til deres alder (1K, 2K, 3K+) på genfundstidspunktet. Flere alderskategorier angiver genmeldingslokaliteter hvor fugle af forskellig alder blev genfundet. Kun ét genfund (ikke vist på kortet) blev gjort uden for Jylland; det var en 3K han fundet i Sverige.

genfundet uden for Jylland; de øvrige blev alle genmeldt fra det nordlige Jylland (Fig. 17).

Data for de 66 duehøge der blev genfundet 2-3 måneder efter klækningen, blev benyttet til at belyse duehøgeungernes tidlige spredning væk fra redestederne, og de viste ikke kønsforskelle i spredningsretning (Watson & Williams F = 0,52, P > 0,50). Den gennemsnitlige spredningsretning for begge køn samlet var ikke signifikant (Rayleigh's test: z = 0,46, P > 0,50); d.v.s. at de unge duehøge ikke havde en foretrukket spredningsretning under den tidlige spredning væk fra redestedet. Medianspredningsafstanden målt for de 2-3 måneder gamle duehøge var 18,5 km med 25% og 75% percentiler på henholdsvis 10,0 km og 30,0 km. Spredningsafstand som funktion af alder for de unge duehøge er vist i Figur 18.

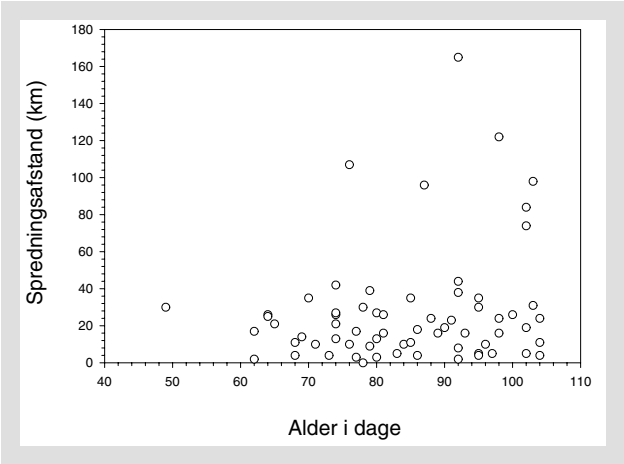
5.3.3 Duehøgs ynglespredning

Den gennemsnitlige (± s.d.) afstand fra redestedet til hvor duehøgeafkommet selv valgte at yngle var 19,79 ± 11,19 km, med en variation fra 2,5 til 45,8 km (n = 27). Denne gennemsnitlige ynglespredning blev beregnet ud fra de duehøge der var blevet mærket som redeunger i undersøgelsesområdet, og som blev genfanget som voksne ynglefugle i 1999 og 2000. Af de duehøge som blev fanget på ynglepladserne, var kun halvdelen (26 ud af 52) ringmærket som redeunger inden for undersøgelsesområdet. Ud fra andelen af alle ringmærkede fugle blandt de voksne og blandt de flyvefærdige unger, blev det estimeret at ca. 50% af alle ynglefugle i undersøgelsesområdet kunne være immigranter der var kommet til udefra.

5.4 Diskussion

Sandsynligheden for at få genmeldt ringmærkede duehøge var betinget af genfundssted og eventuel dødsårsag. Duehøge der døde nær menneskelig bebyggelse, havde således en højere sandsynlighed for at blive fundet end duehøge der døde længere væk fra bebyggelse og ude i skovene (se Tabel 4); kun 6% af de duehøge for hvilke genfundsårsagen var kendt, blev ikke fundet nær menneskelige aktivitetssteder og bebyggelse. Især unge duehøge syntes at opsøge menneskelig bebyggelse (se Fig. 14 & 15), og genmeldingerne af de ringmærkede duehøge afspejlede dermed ikke hele populationens spredningsmønster.

At det især var unge duehøge (1K-fugle) der opsøgte menneskeholdte fasaner, duer og høns (se Fig. 15), kunne have to mulige forklaringer: 1)



Figur 18. Spredningsafstand (i km) i forhold til alder (i dage) for 66 duehøge genfundet i løbet af de første tre måneder efter klækning i årene 1978-1998.

en ikke-færdigudviklet jagtevne og manglende jagterfaring kunne have gjort fasanudsætningspladser, dueslag og hønsegårde hvor byttet forekom talrigt og i store tætheder, attraktivt for de unge duehøge; 2) manglende etablering af jagtterritorier kunne have gjort unge duehøge mere opportunistiske i deres fødesøgning. Selv om hunduehøgen generelt tager større byttedyr end hannen, på grund af hunnens større størrelse (Opdam 1975), fandtes hunnerne ikke at være mere tilbøjelige til at opsøge fasaner, duer og høns end hannerne.

Duehøgene i undersøgelsesområdet var ikke trækfugle da de ikke havde en foretrukket spredningsretning og sjældent flyttede mere end 40 km væk fra de redesteder hvor de var klækket. Den tidlige spredning hos ungerne kunne udledes ved at se på spredningsafstanden som funktion af ungernes alder (se Fig. 18). En han blev fundet 30 km fra reden kun 49 dage efter klækningen, mens alle andre unger var mindst 62 dage gamle inden de blev fundet væk fra redestedet. Dette stemmer overens med resultaterne af et studie af radiomærkede duehøgeunger i Sverige hvor hovedparten af ungerne forlod redestedet 65-90 dage efter klækningen (Kenward et al. 1993). I modsætning til andre studier som har vist at hannerne spreder sig længere væk end hunnerne (Haukioja & Haukioja 1971, Marcström & Kenward 1981), blev der ikke fundet kønsforskelle i spredningsafstanden i nærværende undersøgelse.

Duehøgenes gennemsnitlige ynglespredning var 19,8 km for de 27 fugle som blev genfundet ynglende inden for undersøgelsesområdet efter at være ringmærket som redeunger. Dette tal må tages med et vist forbehold da det bygger på en lille prøvestørrelse og i sagens natur højst sandsynligt er et underestimat fordi fugle som vælger at yngle uden for undersøgelsesområdet, ikke vil blive registreret ved den anvendte metode. Flere af de ringmærkede duehøgeunger blev genfundet uden for undersøgelsesområdet hvor de også muligvis havde ynglet. Det kunne derfor også forventes at en vis andel af ynglefuglene i undersøgelsesområdet ville være immigranter fra andre områder, men at de skulle udgøre helt op til 50% af alle ynglefuglene var overraskende. Tidligere er det nemlig ofte blev antaget at langt de fleste ynglende duehøge i et område bliver rekrutteret ind i ynglebestanden fra en mere eller mindre lokal bestand, men det vil kræve yderligere data at få et nøjagtigt estimat for andelen af immigranter blandt ynglefuglene i Vendsyssel, og de 50% må anses at være et første og groft skøn.

6 Duehøgs fødevalg

6.1 Indledning

Hos rovfugle er populationsstørrelsen ofte begrænset af fødetilgængeligheden (Newton 1979) som også påvirker rovfuglenes ynglesucces (Newton & Marquiss 1981, Wiehn & Korpimäki 1997). Det er således vigtigt at have et detaljeret billede af duehøgens fødevalg for at forstå dens populationsøkologi. I det følgende analyseres duehøgens fødevalg i yngletiden på baggrund af føderester fundet i Vendsyssel. Formålet med analysen er at undersøge den årlige og geografiske variation i fødevalget hos duehøg i yngletiden. Derudover analyseres duehøgens prædation på fasaner og tamduer i og uden for yngletiden da det ofte er duehøgens efterstræbelse af netop disse arter der bringer den på kollisionskurs med menneskelige interesser. Da undersøgelsens analyser beskæftiger sig med duehøges fødevalg og ikke med deres ernæring, blev antal enheder af de enkelte byttedyrarter anvendt i stedet for byttedyrenes biomasse.

6.2 Materiale og metoder

6.2.1 Indsamling og identifikation af rester af byttedyr

Fra marts til og med juli blev alle kendte duehøgeterritorier i undersøgelsesområdet hvert år besøgt for at indsamle og identificere byttedyrrester ved redestederne og på plukkepladser inden for en radius af 100-150 m fra redestederne. Byttedyrrester blev således indsamlet fra alle duehøgereder i aktiv brug fra starten af ynglesæsonen og indtil ungerne forlod reden, eller til yngleforsøget blev opgivet. Føderester i selve reden blev registreret under ringmærkning af ungerne, og igen 2-3 uger efter at ungerne havde forladt reden. Byttedyrrester blev også indsamlet uden for yngletiden og væk fra redestederne selvom denne indsamling var mere sporadisk og dermed mindre systematisk. Oplysninger fra indsamlingen af byttedyrresterne uden for yngletiden blev derfor udelukkende brugt i en analyse af duehøgs prædation på fasaner og tamduer.

De byttedyrrester der blev brugt til at identificere byttedyrene, inkluderede fjer, hår, brystben, kranier og fødder. For hver byttedyrrest blev tidspunkt for fundet, art, mængde og omtrentligt drabstidspunkt noteret. Fugle blev på grundlag af udviklingsstadiet af vinge- og halefjer såvidt muligt aldersbestemt som enten redeunge, flyvefærdig unge eller fuldvoksen. Gylp fra duehøgene var ofte af begrænset anvendelighed fordi de hovedsageligt bestod af svært bestemmelige fjer- og knoglerester, men identificérbare hårrester fra primært pattedyr og identifikationsringe fra brevduer kunne findes i gylp.

6.2.2 Statistiske analyser

Når rester af en byttedyrart i yngletiden samtidigt blev fundet både i reden og på jorden nær reden, kunne det være svært at vurdere om resterne stammede fra et eller flere forskellige individer. 'Plukkets' alder og mængden af efterladte fjer blev så vidt muligt anvendt til at frasortere eventuelle 'gengangere', men i tvivlstilfælde blev potentielle 'dobbeltgængere' udelukket fra analyserne. Data fra 1987 blev udelukket fra analyse af byttedyrvalget i yngletiden fordi der ikke var foretaget standardiserede fødeindsamlinger i yngletiden dette år. Byttedyr blev opdelt i otte taksonomiske grupper (hønsefugle, måger, duer, kragefugle, drosler, småfugle, 'andre fugle' samt pattedyr), og den andel af hver byttedyrgruppe som var taget af duehøg pr. år, blev udregnet. Til gruppen drosler henregnedes udelukkende byttedyr af *Turdus*-slægten, småfugle omfattede alle andre spurvefuglearter udover kragefugle og *Turdus*-drosler, mens 'andre fugle' inkluderede alle øvrige fuglearter. En generel lineær model (GLM) med år og delområde som uafhængige variabler blev brugt til at undersøge om andelen af de forskellige byttedyrgrupper i duehøgens føde varierede fra år til år og geografisk inden for undersøgelsesom-

Tabel 5. Andel (i %) af byttedyr taget af duehøge i yngletiden i 1977-2000 fordelt på otte taksonomiske grupper. Fugle blev så vidt muligt aldersbestemt som enten redeunge, flyvefærdig unge eller som fuldvoksen, og de estimerede aldersfordelinger for fuglene er angivet.

		Estimeret aldersfordeling		
Dyregruppe	Andel i yngletid (%)	Redeunger	Flyvefærdige	Fuldvoksne
Duer	39,7	2,7	5,1	92,2
Kragefugle	19,5	7,9	32,3	59,9
Drosler	14,5	7,3	32,5	60,2
Småfugle	6,8	1,2	9,9	88,9
Andre fugle	6,1	12,7	8,4	78,9
Hønsefugle	5,1	2,4	0,6	97,0
Måger	4,9	0	0,9	99,1
Pattedyr	3,5	-	-	-

rådet. I denne analyse indgik data fra 1977-1978 ikke da der blev fundet for få byttedyrrester i de to første år af undersøgelsen. Data fra delområde 5 blev også udelukket fra analysen på grund af for få indsamlede byttedyr i denne del af undersøgelsesområdet hvor der kun ynglede 1-3 par duehøge årligt.

For at få indblik i duehøgenes prædation på fasaner og tamduer blev andelen af disse to arter i duehøgenes bytte undersøgt. Den årlige variation i duehøgens prædationstryk på fasaner og tamduer blev analyseret både i og uden for yngletiden.

6.3 Resultater

6.3.1 Fødevalg i yngletiden

Efter at alle potentielle 'dobbeltgængere' var sorteret fra, blev der i yngletiden i perioden 1977-2000 fundet 22.509 byttedyr fordelt på 93 fuglearter og 16 pattedyrsarter. Andelen og aldersfordelingen af de otte taksonomiske grupper af byttedyr i duehøgens fødevalg i yngletiden er vist i Tabel 5. Andelen af de enkelte byttedyrgrupper varierede signifikant mellem undersøgelsesområdets delområder (Tabel 6, GLM: $P < 0.001$ for alle byttedyrsgrupperne), og for nogle af byttedyrgrupperne havde år en signifikant effekt på andelen af byttedyr taget af duehøgen (se Tabel 6).

Tabel 6. Fordeling på delområderne 1-8 af de otte byttedyrsgrupper der var repræsenteret i duehøgs føde i yngletiden med angivelse af årlig variation (Trend) udtrykt enten som faldende (-), stigende (+) eller uden årlig variation (0). For måger og hønsefugle var der signifikant interaktion mellem år og delområde (se P-værdier) angivet som henholdsvis 0/- og 0/+. For delområderne 3 og 6 var der signifikant årlig variation for hønsefugle, og for delområde 8 for måger.

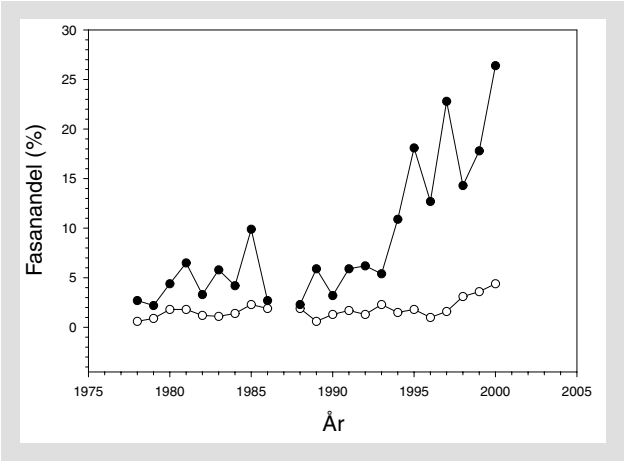
	Delområdenummer								Årlig variation	
Byttedyrsgruppe	1	2	3	4	5	6	7	8	Trend	P
Duer	44,5	30,0	39,5	32,1	39,9	36,7	37,5	40,5	-	0,0008
Måger	2,7	18,3	7,9	4,2	2,6	1,9	4,6	3,8	0/-	0,02
Hønsefugle	4,4	2,7	4,7	8,5	4,1	5,8	3,6	8,4	0/+	0,0005
Kragefugle	17,4	21,2	19,2	18,3	23,8	19,9	20,5	15,5	0	0,39
Drosler	14,0	13,7	12,8	11,9	15,9	17,7	19,2	13,5	0	0,0001
Småfugle	5,3	6,4	7,3	11,0	2,5	5,2	5,7	8,7	0	0,25
Andre fugle	6,7	5,5	5,9	10,8	7,3	8,2	5,3	6,8	0	0,06
Pattedyr	5,0	2,1	2,9	3,2	3,8	4,7	3,6	2,8	-	0,0001

For hele perioden 1977-2000 var de hyppigste byttedyrarter i de respektive taksonomiske grupper:

- Blandt hønsefuglene var agerhøne *Perdix perdix* (55,3%) det foretrukne bytte i yngletiden efterfulgt af fasan *Phasianus colchicus* (36,2%).
- Blandt mågerne var hættemåge *Larus ridibundus* langt den mest almindelige da den udgjorde 84,2% af mågerne.
- Blandt duerne udgjorde ringdue *Columba palumbus* og tamdue *Columba livia* henholdsvis 39,7% og 49,0% af alle duer taget af duehøgen.
- Blandt kragefuglene var de tre hyppigste arter skovskade *Garrulus glandarius* (50,0%), husskade *Pica pica* (34,5%) og gråkrage *Corvus corone cornix* (13,0%).
- Blandt droslerne var solsort *Turdus merula* den hyppigste (57,0%) efterfulgt af sangdrossel *Turdus philomelos* (21,1) og misteldrossel *Turdus viscivorus* (13,4%).
- Blandt 'øvrige spurvefugle' var stær *Sturnus vulgaris* (46,2%) og sanglærke *Alauda arvensis* (22,1%) de mest talrige.
- I gruppen 'andre fuglearter' forekom lappedykkere (1), hejrer (1), ænder (183), rovfugle (311), vandhøns (110), vadefugle (348), gøge (11), ugler (200) og spætter (209), hvor tallene i parentes angiver antallet af individer i de respektive artsgrupper.
- Blandt pattedyr var egern *Sciurus vulgaris* (34,1%) og hare *Lepus europaeus* (20,2%) de hyppigst forekommende arter.

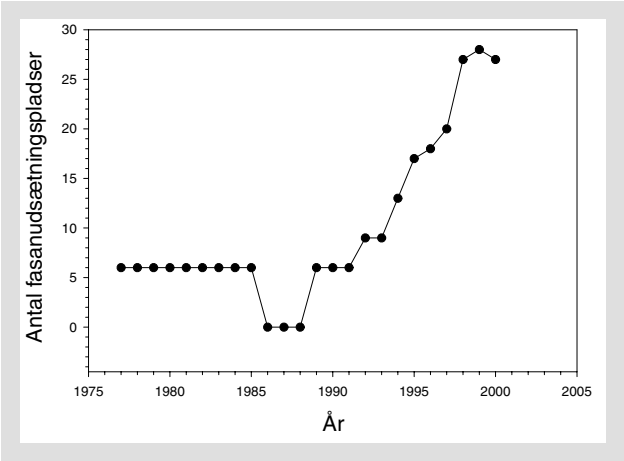
6.3.2 Duehøgens prædation på fasaner og tamduer

Fasan udgjorde 1,8% af de 22.509 byttedyr der blev indsamlet i yngletiden, og 7,9% af de 6.069 byttedyr der blev indsamlet uden for yngletiden i perioden 1977-2000. Andelen af fasaner i duehøgens bytte steg signifikant fra midten af 1990erne både i (χ^2 = 29,03, df = 1, P < 0,002) og uden for yngletiden (χ^2 = 196,4, df = 1, P < 0,0001; Fig. 19). For 90 af de 101 kendte duehøgelokaliteter i Vendsyssel forelå der informationer om hvorvidt der var fasanudsætningspladser i eller nær ved de skove hvor duehøgene ynglede i perioden 1977-2000. Uden for yngletiden var fasanandelen i byttedyrmaterialet positivt korreleret (r_s = 0,84, P < 0,0001) med antallet af fasanudsætningspladser da udsætning af fasaner i undersøgelsesområdet blev mere hyppig op gennem 1990erne (Fig. 20).



Figur 19. Årlig variation i den andel som fasaner udgjorde af duehøges bytte henholdsvis i (○) og uden for (●) yngletiden i årene 1978-2000.

Tamdue udgjorde 19,4% af alle byttedyr indsamlet i yngletiden og 22,7% af de byttedyr der var indsamlet uden for yngletiden. Andelen af tamduer i duehøgens bytte faldt signifikant gennem undersøgelsesperioden 1977-2000 såvel i (χ^2 = 478,5, df = 1, P < 0,0001) som udenfor yngletiden (χ^2 = 303,5, df = 1, P < 0,0001).



Figur 20. Udvikling i antal kendte fasanudsætningspladser i nærheden af duehøges ynglelokaliteter i Vendsyssel i årene 1977-2000.

6.4 Diskussion

6.4.1 Duehøgs fødevalg i yngletiden

I analysen af duehøgens føde i yngletiden som blev foretaget på baggrund af indsamlede byttedyrrester, var tre åbenbare fejlkilder. For det første kunne store og lyse byttedyrrester (fra f.eks. måger og duer) nemmere opdages end rester fra småfugle og pattedyr. Lyse arter var lettere at finde på en mørk skovbund og pluk fra store arter lå ofte tilbage i flere måneder. For det andet kunne små byttedyr være ædt hele og dermed kun have efterladt få eller ingen spor, og hyppigheden af små byttedyr bliver derfor typisk underestimeret i fødeundersøgelser baseret på byttedyrrester (Nygård et al. 1998). For det tredje kan ikke-ynglende duehøge forventes at tage større bytte end ynglende fugle, fordi hunner generelt tager større bytte end hanner (Opdam 1975, Ziesemer 1983), og under rugningen og i det tidlige ungestadie jager de ynglende hunner ikke (Holstein 1942). Analysen af duehøgeføden i yngletiden repræsenterer således udelukkende føden hos de ynglende duehøge i undersøgelsesområdet, og underestimerer højst sandsynligt små byttedyrs betydning i duehøgens føde.

Totalt blev 109 forskellige byttedyrarter identificeret, men relativt få arter udgjorde hovedparten af duehøgens føde. De fem hyppigst forekommende arter var tamdue, ringdue, skovskade, solsort og husskade, og de udgjorde 60% af alle byttedyrene; blandt de otte byttedyrgrupper udgjorde duer, kragefugle og drosler alene 74%. Det er her værd at bemærke den store andel som kragefuglene udgjorde i duehøgens føde da kragefugle af mange betragtes som skadevoldende vildt. Selvom uerfarne ungfugle måtte forventes at være særligt sårbare over for duehøgeprædation, viste analysen at 80% af alle de fugle som duehøgen tog var fuldvoksne, og kun 15% og 5% var henholdsvis flyvefærdige unger og redeunger (se Tabel 5). Andelen af redeunger i duehøgens føde er højst sandsynligt undervurderet på grund af deres ringe størrelse. Kun blandt kragefugle (32%) og drosler (33%) udgjorde flyvefærdige unger en betydelig andel i duehøgens føde; af skovskade og misteldrossel var således mere end 40% af alle individer nyudfløjne unger. For de fleste fuglearter var det ikke muligt at skelne uerfarne juvenile fra erfarne adulte fugle efter at de juvenile fugles vinge- og halefjer var fuldt udvoksede. Kun hos stær kunne juvenile individer skelnes fra adulte på grundlag af svingfjerenes farve, og hos denne art var 81% af alle individer taget af duehøge i yngletiden juvenile fugle. Juvenile fugle har således formodentligt udgjort en større andel af duehøgens bytte i yngletiden end denne undersøgelse viser.

Kragefugle, småfugle og andre fugle udgjorde en konstant andel af duehøgens bytte gennem hele undersøgelsesperioden, mens andelen af drosler steg, og andelen af duer og pattedyr faldt fra 1979 til 2000 (se Tabel 6). Mens den observerede årlige variation for disse seks byttedyrgrupper var identisk i alle delområder, var der en signifikant interaktion mellem år og delområde for måger og hønsefugle (se Tabel 6). Andelen af måger i duehøgeføden faldt således igennem årene i delområde 8, og andelen af hønsefugle steg gennem undersøgelsesperioden i delområderne 3 og 6, men der var ikke signifikant årlig variation i de andre delområder for disse to fuglegrupper. Fordelingen af de omtalte otte byttedyrgrupper i duehøgens føde varierede signifikant mellem delområderne, og syntes at afspejle lokale forskelle i tæthederne af byttedyrene. Hyppigheden af måger i duehøgens føde illustrerede tydeligt dette. Måger udgjorde 18% af byttedyrene i delområde 2 hvor der ud for kysten i undersøgelsesperioden ynglede op til 20.000 par hættemåger på Hirsholmene (Olsen 1992). I alle andre delområder udgjorde måger højst 8% af duehøgens fødeemner. Fødeanalysen viste således at selv om duehøgene primært tog duer, kragefugle og drosler, så jagede de mere eller mindre opportunistisk efter de lokalt mest talrigt forekommende og tilgængelige byttedyr i størrelsesspektret fra solsort til ringdue.

6.4.2 Duehøgs prædation på fasaner og tamduer

I hele perioden 1977-2000 udgjorde fasaner mindre end 2% af duehøgens bytte i yngletiden; uden for yngletiden var 8% af de byttedyr som blev indsamlet, fasaner. Andelen af fasaner i duehøgens bytte er højst sandsynligt overestimeret da andelen af mindre byttedyr som tid-

ligere nævnt må forventes at være undervurderet i analysen, men overestimeringen må antages at være ens fra år til år, og den observerede stigning i andelen af fasaner blandt byttedyrene fra midt i 1990erne (se Fig. 19) må derfor forventes at være reel. Den relativt lave andel af fasaner i duehøgens bytte frem til 1993 hænger sammen med at fasanudsætning ikke var særligt udbredt i Vendsyssel før 1993. Fra midten af 1990erne og frem til 2000 blev fasanudsætning mere og mere hyppig inden for undersøgelsesområdet (se Fig. 20), og det afspejledes klart i duehøgens føde. Fasanens rolle som byttedyr for duehøg var størst uden for yngletiden, hvilket der var to årsager til. For det første så det ud til at nyudfløjne og uerfarne ungfugle af især spurvefugle spillede en stor rolle i duehøgens føde i yngletiden. For det andet var fasanerne lettest og mest tilgængelige for duehøgene udenfor yngletiden da hovedparten af fasanerne blev udsat i skovene efter at duehøgeungerne havde forladt reden.

Tamduer udgjorde en væsentlig del af duehøgens bytte såvel i (19%) som uden for (23%) yngletiden. At andelen af tamduer blandt de indsamlede byttedyr faldt gennem undersøgelsesperioden skyldes sandsynligvis at antallet af fritflyvende tamduer i Vendsyssel er faldet igennem undersøgelsesperioden. Fra midt i 1970erne til først i 1980erne forsvandt de mere eller mindre fritflyvende tamduer næsten helt fra landbrugsområderne. Mange især mindre landbrug havde endnu sidst i 1970erne fritflyvende tamduer på deres ejendomme, men siden midten af 1980erne forekommer der i undersøgelsesområdet næsten udelukkende fritflyvende tamduer i byerne og hos brevdueejere (Nielsen 1998).

Analysen af duehøgens prædation på fasaner og tamduer viser tydeligt at duehøgen tager de mest tilgængelige byttedyr af passende størrelse så forøget fasanudsætning og brevduehold må derfor forudses at forstærke konflikten mellem duehøgen og menneskelige vildtinteresser.

7 Betydning af menneskelige aktiviteter for duehøgs ynglesucces

7.1 Indledning

En konflikt mellem duehøgen og menneskelige vildtinteresser har ofte været fremført som en årsag til at duehøgen er gået tilbage flere steder i Danmark (Dybbro 1976, Jørgensen 1989, Grell 1998). Efter at duehøgen i 1967 blev helårsfredet gives der kun tilladelse til at bekæmpe (regulere) duehøgen i enkeltstående tilfælde ved for eksempel brevduehold og fasanerier. Bekæmpelse af duehøg på ynglepladserne er i alle tilfælde ulovligt, men trods dette blev duehøg efter totalfredningen i 1967 aktivt bekæmpet i yngletiden flere steder i Vendsyssel. Denne omfattende undersøgelse af duehøgenes ynglebiologi dokumenterede mislykkede yngleforsøg som var forårsaget af menneskelig bekæmpelse i Vendsyssel. I det følgende kvantificeres ulovlig bekæmpelse af duehøgen i yngletiden, og de geografiske og årlige variationer i denne bekæmpelse analyseres.

Ud over den ulovlige bekæmpelse i yngletiden forårsagede menneskelig forstyrrelse, primært i form af skovarbejde nær redestederne, også en del mislykkede yngleforsøg i Vendsyssel da længerevarende skovarbejde nær reder ofte fik duehøge til at opgive igangværende yngleforsøg. Omfang og udbredelse af fejlslåede yngleforsøg som følge af menneskelig forstyrrelse analyseres derfor også i det følgende.

7.2 Materiale og metoder

Ved alle yngleforsøg som slog fejl i perioden 1979-2000, blev årsagerne til de mislykkede yngleforsøg forsøgt afdækket og identificeret, og årsagerne blev opdelt i kategorierne 'naturlige årsager', 'forstyrrelse', 'forfølgelse' og 'mulig forfølgelse'. For ikke at overestimere effekten af menneskelig aktivitet blev alle mislykkede yngleforsøg hvor der ikke var tydelig evidens for menneskelig aktivitet, defineret som forårsaget af naturlige årsager. Mislykkede yngleforsøg blev udelukkende klassificeret som forårsaget af menneskelige aktiviteter hvis der var klare tegn på forstyrrelse eller forfølgelse. Forstyrrelse blev kun anset for at have forårsaget fejlslåede yngleforsøg når der havde været længerevarende menneskelige aktiviteter (som regel skovarbejde) nær redestederne. Mislykkede yngleforsøg blev betragtet som forårsaget af forfølgelse når æg, unger eller forældrefugle blev fundet skudt ved reden, eller når der blev fundet klatrespor på redetræets stamme og æg eller unger var forsvundet. Tilfælde hvor en af forældrefuglene eller æg og unger var forsvundet uden at der var tegn på forfølgelse eller naturlig prædation, blev dog klassificeret som forårsaget af mulig bekæmpelse.

Det måtte forventes at duehøgen primært ville blive bekæmpet hvor den kom mest i direkte konflikt med menneskelige interesser, nemlig nær ved fasanudsætningspladser og tamduehold. For hvert år i perioden 1979-2000 blev alle ynglelokaliteter i Vendsyssel derfor opdelt efter om der var fasanudsætningspladser og/eller tamduehold inden for en radius af 1,5 km fra de registrerede redesteder. Mulige effekter af fasanudsætningspladser og tamduehold på duehøgs ynglesucces blev analyseret ved hjælp af en generel lineær model (GLM) med fasan (ja/nej), tamdue (ja/nej) og hunalder som uafhængige variabler. Hunalder blev inkluderet i analysen for at kontrollere for den signifikante effekt af hunalder på yngelsuccesen som blev fundet tidligere (se kapitel 3). Hanalder påvirkede også duehøges ynglesucces da 1-årige hanner havde en langt lavere ynglesucces end ældre hanner (se Fig. 5), og alle yngleforsøg der involverede 1-årige hanner, blev derfor udelukket fra analysen.

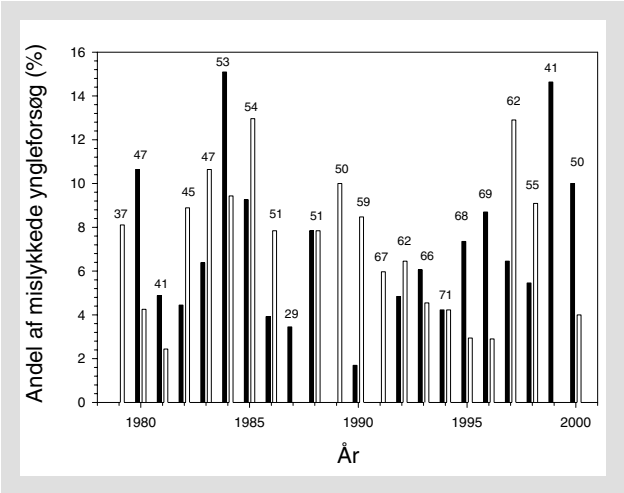
Udover at påvirke den årlige ynglesucces, måtte bekæmpelse på ynglepladserne også forventes at påvirke forældrefuglenes overlevelse da bekæmpelse også involverede bortskydning af forældrefugle. Det måtte derfor forventes at be-

kæmpelse på ynglepladsen ville resultere i en større udskiftning af ynglende hunner på de enkelte territorier. For at undersøge dette blev 'udskiftnings-ratioen' af hunner på territorier henholdsvis med og uden fasanudsætningspladser i nærheden af redestederne sammenlignet. Denne ratio blev beregnet som antallet af forskellige hunner pr. år i den periode et givet territorium var besat, og kun territorier besat i mindst fem år indgik i analysen.

7.3 Resultater

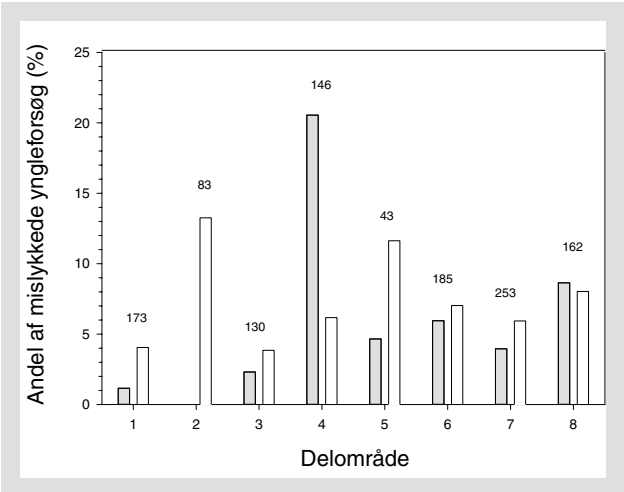
Ud af 1.174 yngleforsøg i perioden 1979-2000 for hvilke ungeproduktionen var kendt, mislykkedes 421 (35,9%). Af disse 421 yngleforsøg mislykkedes 50,1% på grund af naturlige årsager, 18,5% på grund af menneskelig forstyrrelse, 17,1% som følge af menneskelig forfølgelse og 14,3% på grund af mulig bekæmpelse. Blandt de naturlige årsager til at duehøge opgav ungeproduktionen var blandt andet uklækkede æg, prædation af æg eller unger, dårligt vejr (se kapitel 4), eller at forældrefuglene var unge og uerfarne (se kapitel 3). Menneskelig forstyrrelse forårsagede 78 mislykkede yngleforsøg; af disse var skovarbejde årsag til de mislykkede yngleforsøg i 74 af tilfældene. De primære former for forfølgelse i yngletiden var bortskydning af forældrefugle og redeindhold da en eller begge forældrefugle blev fundet skudt i 44 yngleforsøg, mens æg eller unger blev skudt i syv reder uden at forældrefuglene blev dræbt. Af de 21 øvrige yngleforsøg som mislykkedes på grund af bekæmpelse, var årsagen indsamling af æg eller unger i 14 tilfælde, nedrivning af reder i seks tilfælde, og det sidste var en voksen hun som blev fanget og holdt i fangenskab.

Ud af de 1.174 yngleforsøg med kendte reproduktionsforhold blev andelen af mislykkede yngleforsøg som følge af bekæmpelse og forstyrrelse beregnet for hvert år (Fig. 21) og delområde (Fig. 22). I undersøgelsesperioden 1979-2000 mislykkedes 6,1% af alle yngleforsøg som følge af bekæmpelse, og 6,6% på grund af menneskelig forstyrrelse. Der var en betydelig årsvariation i antallet af yngleforsøg som mislykkedes på grund af de samlede menneskelige aktiviteter;

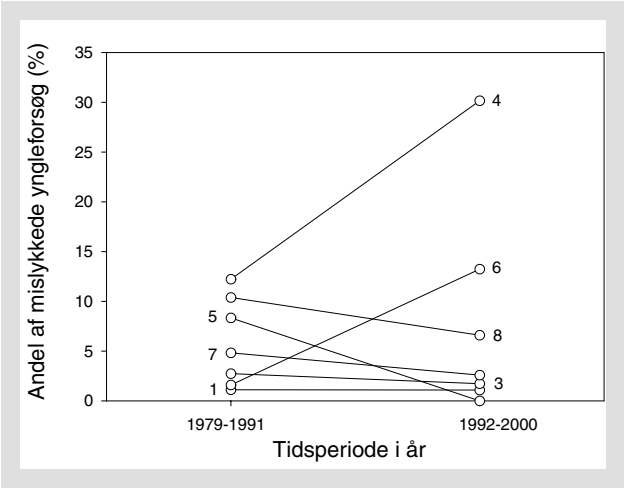


Figur 21. Årlig variation i andelen af yngleforsøg (i %) som mislykkedes på grund af menneskelig forstyrrelse (□) og efterstræbelse (■) i 1979-2000.

de årlige andele af mislykkede yngleforsøg som følge af bekæmpelse og forstyrrelse varierede inden for henholdsvis 0-15% og 0-13% (se Fig. 21). Der var også markant regional forskel i de andele af reder som gik til grunde på grund af bekæmpelse og forstyrrelse (se Fig. 22). I hele undersøgelsesperioden 1979-2000 skete bekæmpelse mest udbredt i delområde 4, mens forstyrrelse forekom hyppigst i delområderne 2 og 5. Der var en signifikant interaktion mellem delområde og år på andelen af reder som med sikkerhed mislykkedes på grund af bekæmpelse (GLM: $F_{1,160}$ = 4,42, P = 0,0002) da bekæmpelse blev mere hyppig i delområderne 4 og 6 efter 1991, mens bekæmpelse i de andre delområder



Figur 22. Variation i andel af yngleforsøg (i %) som mislykkedes på grund af menneskelig forstyrrelse (□) og efterstræbelse (□) i delområderne 1-8.



Figur 23. Andelen af yngleforsøg som mislykkedes på grund af menneskelig bekæmpelse i de enkelte delområder i perioderne 1979-1991 og 1992-2000, hvor tallene i figuren angiver de enkelte delområder. I delområde 2 blev bekæmpelse ikke registreret i perioden 1979-2000, og dette delområder er derfor ikke angivet.

faldt eller forblev konstant (Fig. 23). Betragtes territorierne enkeltvist mislykkedes yngleforsøgene på grund af forstyrrelse i 41,2% (42/102) af alle besatte territorier i perioden 1979-2000, mens bekæmpelse foregik på 28,4% (29/102) af territorierne. I 14 af de 29 territorier hvor duehøge blev bekæmpet i yngletiden, skete bekæmpelse én gang i løbet af den tid territoriet var besat, mens der i andre territorier (især i delområderne 4 og 6) skete en vedvarende bekæmpelse igennem flere år. Om der var fasanudsætningspladser inden for en radius af 1,5 km fra duehøgenes redesteder havde signifikant betydning for deres ynglesucces (χ^2 = 5,54, df = 1, P = 0,02). Når der fandt fasanudsætning sted inden for en radius af 1,5 km fra redestederne mislykkedes 49,6% af duehøgenes yngleforsøg, mens 32,6% mislykkedes hvis der ikke var fasanudsætninger inden for den angivne radius. Tamduehold i nærheden af redestederne havde ikke signifikant betydning for duehøgenes ynglesucces (χ^2 = 0,72, df = 1, P = 0,40). Tilstedeværelsen af fasanudsætningspladser havde også signifikant effekt på 'udskiftnings-ratioen' af ynglende hunner på de enkelte territorier (χ^2 = 8,21, df = 1, P < 0,008). Ratioen var således 0,51 hunner pr. år hvis der var fasanudsætningspladser i nærheden af redestederne, mens den var 0,37 hunner pr. år når der ikke var fasanudsætninger nær redestederne.

7.4 Diskussion

Halvdelen (50%) af alle mislykkede yngleforsøg i perioden 1979-2000 skete på grund af naturlige årsager, og 35,6% mislykkedes med sikkerhed som følge af menneskelige aktiviteter. Forstyrrelse (primært skovarbejde) forårsagede 18,5% af de mislykkede yngleforsøg; det svarede til 6,6% af alle yngleforsøg med kendte ungeproduktionsforhold i perioden 1979-2000. Lokalt skovarbejde udført i yngletiden viste sig således at være en ikke ubetydelig faktor for duehøgenes ynglesucces som det også er fundet ved andre europæiske studier (Toyne 1997, Widén 1997). Længerevarende skovarbejde med brug af maskiner nær redestedet fik ofte forældrefuglene til at forlade reden, men forældrefuglene var mest følsomme over for forstyrrelser omkring æglægningstidspunktet og i den tidlige rugeperiode (ultimo marts - medio april), samt igen i den første uge efter klækningen (primo maj - primo juni). Antallet af mislykkede yngleforsøg som følge af forstyrrelse kunne derfor minimeres hvis skovarbejde nær duehøgeredesteder ikke udføres i marts-maj. En forudsætning for dette ville være at skovejere og skovarbejdere er bekendt med placeringen af eventuelle duehøgereder. Det var skovarbejderne ofte ikke under denne undersøgelses udførelse.

Menneskelig forfølgelse forårsagede mindst 17,1% af de mislykkede yngleforsøg; det svarede til 6,1% af alle yngleforsøg med kendte ungeproduktionsforhold i perioden 1979-2000. Bekæmpelse af duehøg på ynglepladser kan have været større end disse værdier angiver da kun yngleforsøg som med sikkerhed mislykkedes på grund af menneskelig forfølgelse indgik i de ovennævnte tal. Dertil kommer at yderligere 14,3% af de 421 mislykkede yngleforsøg var kategoriseret som forårsaget af mulig bekæmpelse. Den reelle andel af de mislykkede yngleforsøg som skyldtes menneskelig bekæmpelse, var derfor 17-31%, hvilket svarede til 6-11% af alle de yngleforsøg som blev registreret for duehøg i perioden 1979-2000. Der var signifikant forskel på niveauet af ulovlig bekæmpelse i yngletiden i de enkelte delområder (se Fig. 22). Mest påfaldende var det at den andel af yngleforsøg som mislykkedes på grund af bekæmpelse steg i delområderne 4 og 6 efter 1991, mens den i de andre delområder forblev lav eller ligefrem faldt

(se Fig. 23). Den forøgede ulovlige bekæmpelse efter 1991 i delområderne 4 og 6 faldt sammen med den periode hvor fasanudsætninger blev mere talrige i undersøgelsesområdet (se Fig. 20). Dette sammenfald tydede således på at den ulovlige bekæmpelse hang sammen med tilstedeværelsen af fasanudsætningspladser da hovedparten af fasanudsætningerne i Vendsyssel efter 1991 fandt sted i delområderne 4 og 6.

At der var en direkte sammenhæng mellem fasanudsætninger og ulovlig bekæmpelse fremgik af analysen af effekten af fasanudsætningspladser og tamduehold inden for en radius af 1,5 km fra aktive duehøgereder. Tamduehold i nærheden af duehøgereder havde ikke signifikant betydning for duehøgenes ynglesucces. Fasanudsætningspladser inden for en radius af 1,5 km fra aktive duehøgereder havde derimod signifikant effekt på både duehøgens ynglesucces og udskiftnings-ratioen af duehøgehunner på de enkelte territorier. Ynglende duehøge er meget stedtrofaste i forhold til deres yngleterritorier (se kapitel 3), og den højere udskiftnings-ratio blandt ynglende hunner på territorier nær fasanudsætninger tyder derfor på direkte bekæmpelse af ynglefuglene. Bekæmpelse af duehøg i undersøgelsesområdet var således især knyttet til områder med fasanudsætningspladser. Duehøgens tilbagegang i Danmark har ofte været tilskrevet bekæmpelse udført i forbindelse med menneskelige vildtinteresser (Dybbro 1976, Jørgensen 1989, Grell 1998), men det har hidtil ikke været muligt direkte at efterprøve denne påstand. Det gav situationen i Vendsyssel nu mulighed for da fasanudsætning først blev almindeligt op igennem 1990erne. Der foreligger således et naturligt eksperiment gennem en periode (1979-1993) med relativt få fasanudsætningspladser efterfulgt af en periode (1994-2000) hvor fasanudsætning blev mere og mere almindeligt i Vendsyssel. Stigningen i antallet af fasanudsætningspladser (se Fig. 20) faldt sammen med det observerede fald i bestanden af ynglende duehøge i Vendsyssel (se Fig. 2). Hvorvidt en tiltagende konflikt mellem duehøg og menneskelige vildtinteresser i løbet af 1990erne kunne have forårsaget den observerede populationsnedgang er et af emnerne for rapportens sidste kapitel.

8 Duehøgs demografi og forvaltning

8.1 Indledning

Som dokumenteret i det foregående kapitel foregik der en relativ omfattende ulovlig bekæmpelse af duehøgene på ynglepladserne i Vendsyssel. Derudover blev duehøge bekæmpet uden for ynglepladserne når de opsøgte fasanudsætningspladser, dueslag og hønsegårde (se kapitel 5). Den sidste form for bekæmpelse var i nogen udstrækning lovlig da der i enkelte tilfælde var givet tilladelse til at regulere duehøge når de opsøgte fasanerier og lignende. I dette kapitel bruges en matematisk populationsmodel til at undersøge de mulige årsager til den observerede populationsnedgang for duehøg i Vendsyssel efter 1994, og effekten af de to former for bekæmpelse på duehøgebestanden vurderes.

En simpel aldersstruktureret matricemodel med 10 aldersklasser blev benyttet til at undersøge hvordan ændringer i duehøgens overlevelse og reproduktion kunne påvirke populationens vækstrate. Først undersøges årsagerne til populationsnedgangen efter 1994 ved hjælp af en detaljeret analyse af duehøgens overlevelse og reproduktion før og efter 1994. Derefter benyttes modellen til at vurdere effekten af en fremtidig forvaltningsplan for danske duehøge.

8.2 Materiale og metoder

8.2.1 Matricemodellen

Den anvendte model var en klassisk Leslie-matricemodel (Leslie 1945) med 10 aldersklasser, og den beskriver udelukkende hunnerne i populationen. Hos duehøgen var både reproduktion (se kapitel 3) og overlevelse (se herunder) aldersafhængig. Den ældste ynglende duehøg i undersøgelsesområdet blev 15 år, men kun få duehøge blev ældre end 10 år (se kapitel 3). Den bedste model til at beskrive duehøgenes demografi var derfor en model med 10 aldersklasser hvor den sidste aldersklasse bestod af hunner der var 10 år eller ældre.

Leslie-matricemodellen kan simpelt udtrykkes som:

$$n(t+1) = An(t),$$

hvor n(t) er en populationsvektor der giver antallet af hunner i hver aldersklasse til tiden t, og A er populationsmatricen (Caswell 2000). Intervallet fra t til t+1 var et år, så populationsstørrelsen kunne beregnes hvert år lige inden yngletidens start. Den anvendte populationsmatrice for duehøgene er vist i Figur 24, hvor F_i og S_i angiver de aldersspecifikke fekunditets- og overlevelsessandsynligheder. Begrebet fekunditet benyttes her til at beskrive en huns produktion af unger som senere rekrutterede ind i ynglebestanden (se definition i afsnit 8.2.2). Selv om de ynglende duehøge udviste høj stedtrofasthed til ynglestederne (se kapitel 3), var der en vis ind- og udvandring til og fra undersøgelsesområdet (se kapitel 5), men emigration blev forudsat at være lig med immigration for at simplificere modellen.

Ud fra populationsmatricen A kan populationens vækstrate direkte bestemmes som A's dominante eigenværdi λ (Caswell 2000); $\lambda > 1$ angiver en voksende population og $\lambda < 1$ en aftagende population. Sensitiviteten af λ over for

$$\begin{pmatrix} F_1 & F_2 & F_3 & F_4 & F_5 & F_6 & F_7 & F_8 & F_9 & F_{10+} \\ S_1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & S_2 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & S_3 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & S_4 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & S_5 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & S_6 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & S_7 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & S_8 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & S_9 & S_{10+} \end{pmatrix}$$

Figur 24. Den anvendte populationsmatrice med 10 aldersklasser (i), hvor F_i og S_i angiver henholdsvis de aldersspecifikke fekunditeter og overlevelser.

ændringer i de enkelte matriceelementer a_{ij} i A kan beregnes ved partiel differentiering som

$$Sensitivitet = \frac{\delta\lambda}{\delta a_{ij}} \quad .$$

Sensitiviteten af λ viser således hvordan små ændringer i de enkelte aldersspecifikke fekunditets- og overlevelsesværdier (F_i og S_i) vil påvirke populationsvækstraten. Et andet begreb som benyttes i de efterfølgende analyser er elasticiteten af λ. Elasticiteten af λ er blot proportionale sensitivitetsværdier, og beregnes ifølge ligning 1 (Appendiks I), og elasticitetsværdierne giver således det relative bidrag af de enkelte matriceelementer a_{ij} til λ.

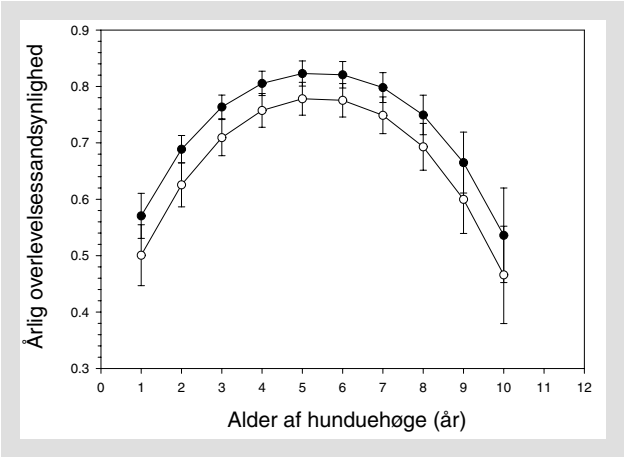
8.2.2 Estimering af modellens parametre

Populationen af ynglende duehøge i Vendsyssel voksede i perioden 1979-1994, mens den gik jævnt tilbage efter 1994 (se Fig. 2). For at konstruere en matricemodel for hver af de to perioder med henholdsvis populationsvækst og -tilbagegang blev den aldersspecifikke overlevelse og fekunditet estimeret særskilt for perioderne 1979-1993 og 1995-2000. Data fra 1994 blev ikke anvendt i parameterestimeringen for de to perioder da det var uklart om dette år udgjorde afslutningen på populationsvæksten eller starten på tilbagegangen.

Den årlige overlevelsessandsynlighed for ynglende hunner blev estimeret ud fra en fangst-genfangstanalyse ved at anvende en Cormack-Jolly-Seber model for åbne populationer (Lebreton et al. 1992). Ved at genkende individuelle hunner ud fra deres karakteristiske håndsvingfjer (se kapitel 3) kunne den aldersspecifikke overlevelse estimeres for 288 hunner. Hunnernes overlevelse steg jævnt indtil 5-6-årsalderen hvorefter den årlige overlevelsessandsynlighed faldt for ældre hunner, og overlevelsen var lavere i perioden 1995-2000 end i 1979-1993 (Fig. 25).

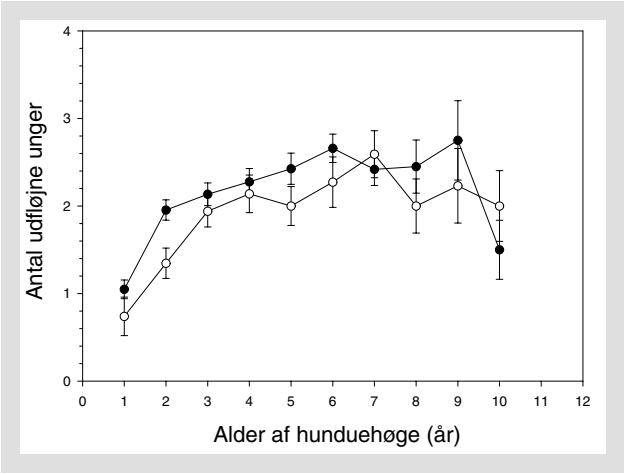
Den aldersafhængige fekunditet F_i blev beregnet som

$$F_i = m_i * \gamma * S_0 * \alpha_i * \beta,$$



Figur 25. Årlig overlevelsessandsynlighed for hunduehøge som funktion af deres alder i år. De sorte og hvide punkter angiver overlevelsessandsynligheden (± s.e.) i henholdsvis 1979-1993 (før 1994) og 1995-2000 (efter 1994).

hvor m_i var den aldersspecifikke ungeproduktion pr. hun, γ kønsratioen (hunner:hanner) blandt ungerne, S_0 ungernes sandsynlighed for at overleve fra de forlod reden til begyndelsen af næste års ynglesæson, α_i den aldersspecifikke andel af hunnerne som startede med at yngle som 1-, 2- og 3-årige, og β andelen af ynglende hunner i populationen. Antal udfløjne unger produceret pr. hun, m_i, afhang signifikant af hunnens alder (se kapitel 3), men varierede også signifikant før og efter 1994 (Fig. 26; $\chi^2 = 4.97$, df = 1, P = 0.05). Hvis udelukkende antallet af unger produceret i succesfulde reder blev betragtet, var der ikke signifikant forskel i ungeproduktionen før og efter 1994 (F = 1.34, df = 1, P = 0.25). Forskellen i den aldersafhængige ungeproduktion

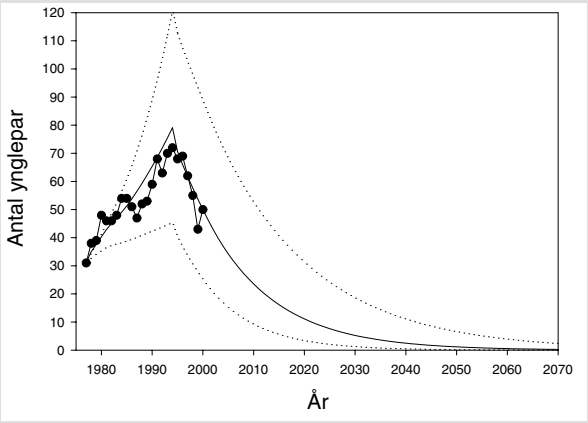


Figur 26. Årlig ungeproduktion udtrykt ved antal udfløjne unger som funktion af hunduehøgenes alder (i år) i 1979-1993 (●; før 1994) og 1995-2000 (○; efter 1994).

Tabel 7. Antal (og andel i %) af hunduehøge som startede med at yngle som henholdsvis 1å, 2å og 3å+ i perioderne 1979-1993 (før 1994) og 1995-2000 (efter 1994).

Alder ved 1. yngleforsøg	Periode	
	1979-1993	1995-2000
1å	127 (53,8)	23 (25,0)
2å	68 (28,8)	43 (47,7)
3å+	41 (17,4)	26 (28,3)

mellem perioderne 1979-1993 og 1995-2000 skyldtes derfor en stigning i den andel af yngleforsøg som mislykkedes efter 1994. Kønsratioen blandt ungerne kunne bestemmes for 1.920 unger fra 738 reder. Der var ikke forskel i kønsratioen γ før og efter 1994 ($\chi^2 = 2.33$, df = 1, P = 0.18), og γ for hele undersøgelsesperioden 1979-2000 var 0,43. Ud fra de tilgængelige data var det ikke muligt at estimere ungernes overlevelse fra de forlod reden og indtil starten af næste års ynglesæson (S_0). Derfor anvendtes et estimat for $S_0 = 0.69$ fra en svensk undersøgelse af radiomærkede duehøge (Kenward et al. 1999) i modellen. Aldersfordelingen blandt de førstegangsynglende hunner var forskellig for perioderne før og efter 1994 (Tabel 7), med signifikant flere



Figur 27. Observerede antal ynglende hunduehøge i 1977-2000 (●) sammenlignet med tre modelsimuleringer med følgende varierende andele af ynglende hunduehøge i populationen (β): 75% af hunnerne ynglede (nedre stiplede linie), 80% af hunnerne ynglede (fuldtoptrukne linie) og 85% af hunnerne ynglede (øvre stiplede linie). Populationsstørrelsen blev i modellen fremskrevet 75 år fra 1994, med den forudsætning at de aldersspecifikke fekunditeter og overlevelser som blev estimeret for perioden 1995-2000, forblev konstante i de 75 år.

hunner som startede med at yngle som 1-årige i perioden med populationsvækst ($\chi^2 = 22.14$, df = 1, P < 0.001). Ynglefuglenes aldersspecifikke andel af populationen, α_i, blev derfor beregnet separat for de to perioder ved hjælp af ligningerne 2-4 i Appendiks I. Ikke alle hunner i populationen kunne forventes at yngle da tilstedeværelsen af ikke-ynglende hunner er typisk for rovfuglepopulationer (Brown 1969, Newton 1979), men den andel af hunner i populationen som aldrig ynglede kunne ikke estimeres ud fra de tilgængelige data. Andelen af ynglende hunner i populationen, β, blev i stedet estimeret ud fra modellen, og blev anvendt som skaleringsfaktor for at modellens populationssimulering skulle give et realistisk billede af det observerede antal ynglende hunner. Hvis alle hunner i populationen antages at ville yngle, ville det medføre en stor overensstemmelse mellem modellens populationsestimater og de faktiske forhold. Med $\beta = 0{,}80$ afspejlede modellen de realistiske forhold (Fig. 27), og en andel på 20% ikke-ynglende hunner i populationen er rapporteret for andre rovfuglepopulationer (Brown 1969, Newton 1979). Modellens konklusioner var dog uafhængige af den præcise værdi af β.

8.2.3 Årsager til populationsnedgangen efter 1994

Den observerede populationsnedgang efter 1994 kunne enten være forårsaget af ændringer i hunnernes overlevelse, S_i, deres fekunditet, F_i, eller af ændringer i både overlevelse og fekunditet. Ved at konstruere en særskilt matricemodel for perioderne før og efter 1994 var det muligt at kvantificere hvorvidt populationsnedgangen primært skyldtes ændringer i S_i eller i F_i. I det følgende betegner $A^{(i)}$ matricen for den periode hvor populationen steg (1979-1993), og $A^{(d)}$ matricen for perioden med populationsfald (1995-2000), og de havde begge form som vist i Fig. 24. Hvor meget de enkelte F_i- og S_i-værdier bidrog til faldet i populationsvækstraten efter 1994 blev beregnet ifølge ligning 5 i Appendiks I.

8.2.4 Fremtidsperspektiver for duehøgepopulationen

Udover at fastslå årsagerne til ændringen i duehøgenes populationsdynamik, blev matricemo-

dellerne anvendt til at forudsige hvordan eventuelle forvaltningsplaner ville påvirke duehøgepopulationen i fremtiden. Først blev populationen fremskrevet 75 år fra 1994 ved hjælp af $A^{(d)}$ for at vurdere populationens skæbne hvis de observerede overlevelses- og fekunditetssandsynligheder i 1995-2000 forblev uændrede. Dernæst blev elasticiteten af $\lambda^{(d)}$ over for ændringer i F_i og S_i beregnet. Elasticiteten af de enkelte fekunditets- og overlevelsessandsynligheder viste hvor en eventuel forvaltningsplan kunne sættes ind for at standse populationsnedgangen. Ændringer i de F_i- og S_i-værdier som havde den største elasticitet, ville give den største ændring i populationsvækstraten. Hvor meget de enkelte F_i- og S_i-værdier relativt skulle ændres for at ændre $\lambda^{(d)}$ til $\lambda^{(i)}$, kunne beregnes ifølge ligning 7 i Appendiks I. Dette gav den faktiske ændring som var påkrævet i de enkelte F_i- og S_i-værdier for at genoprette populationen til niveauet før 1994 (d.v.s. populationstilvækst). Hvis det lykkes at standse duehøgenes populationsnedgang og dermed opnå $\lambda \oplus 1$, vil det sandsynligvis på grund af konflikten med de menneskelige vildtinteresser forudsætte en forvaltningsplan for duehøgen. I en forvaltningsplan vil det være vigtigt at en eventuel duehøgeregulering ikke atter resulterer i populationsnedgang. Det blev derfor undersøgt hvordan bekæmpelse af duehøge på henholdsvis ynglepladserne og nær fasanerier, dueslag og hønsegårde, vil reducere populationsvækstraten, λ. Bekæmpelse på ynglepladserne vil påvirke de ynglende hunners overlevelse og fekunditet, mens bekæmpelse nær f.eks. fasanerier hovedsageligt vil påvirke overlevelsen af 1-års-fugle (S_0) (se kapitel 5), og dermed primært reducere fekunditeten, F_i. Den relative betydning af de to former for bekæmpelse på populationens vækstrate blev analyseret ved hjælp af ligning 8 i Appendiks I. Computerprogrammet Unified Life Model (ULM) blev benyttet til at estimere λ, sensitiviteter og elasticiteter i modellerne, samt til at udføre alle modelsimuleringer.

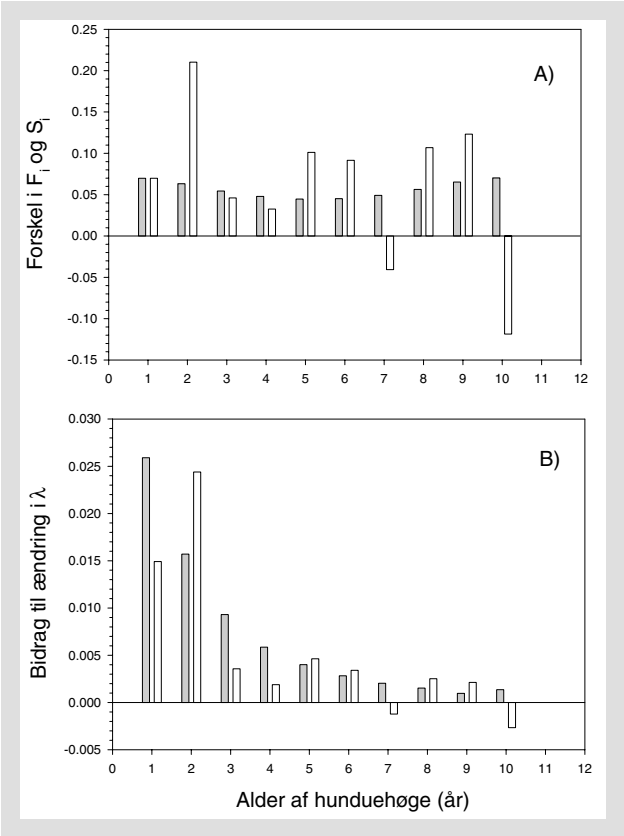
8.3 Resultater

De aldersspecifikke fekunditets- og overlevelsesestimater (F_i og S_i) som blev anvendt i de to populationsmatricer $A^{(i)}$ og $A^{(d)}$ er angivet i Tabel 8, og de to matricers tilhørende dominante eigenværdier (populationsvækstraterne) $\lambda^{(i)}$ og $\lambda^{(d)}$ var henholdsvis 1,049 og 0,928. Den simulerede populationsvækst ud fra de to matricer og det observerede antal ynglende hunner i 1977-2000 er vist i Figur 27. Forskellen i den aldersspecifikke fekunditet (F_i) og i overlevelsen (S_i) før og efter 1994 er angivet i Figur 28a. Alle aldersspecifikke fekunditets- og overlevelsesestimater blev reduceret efter 1994, undtagen fekunditeterne F_7 og F_{10+} som steg efter 1994 (se Fig. 26 & 28a). Hvor meget de enkelte F_i- og S_i-værdier bidrog til ændringen i vækstraten λ efter 1994, blev beregnet ved hjælp af ligning 5 i Appendiks I. Reduktionen af S_1 og F_2 efter 1994 viste sig således at have bidraget mest til reduktionen i λ (se Fig. 28b).

Ved hjælp af matricen $A^{(d)}$ blev populationen fremskrevet 75 år fra 1994. Denne fremskrivning viste at hvis de nuværende fekunditets- og overlevelsesværdier (F_i og S_i) forblev konstante, ville

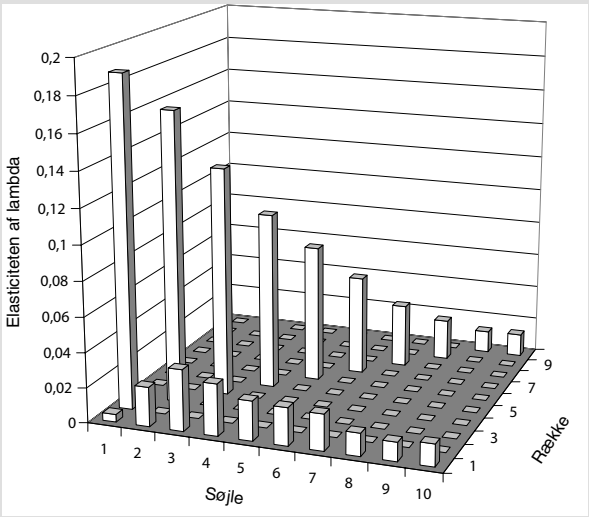
Tabel 8. Fekunditets- og overlevelsesestimater (henholdsvis F_i og S_i) for aldersgrupperne 1-10+ som blev anvendt i populationsmatricerne $A^{(i)}$ og $A^{(d)}$, der begge havde struktur som vist i Figur 24.

Alder (i)	$F(i)_{1979-1993}$	$F(i)_{1995-2000}$	$S(i)_{1979-1993}$	$S(i)_{1995-2000}$
1	0,0908	0,0210	0,5706	0,5008
2	0,4109	0,2007	0,6888	0,6256
3	0,5065	0,4605	0,7637	0,7093
4	0,5403	0,5077	0,8054	0,7575
5	0,5758	0,4747	0,8229	0,7782
6	0,6310	0,5395	0,8207	0,7755
7	0,5743	0,6150	0,7980	0,7489
8	0,5815	0,4747	0,7494	0,6931
9	0,6527	0,5295	0,6651	0,5999
10+	0,3560	0,4747	0,5362	0,4660



Figur 28. Forskelle i aldersspecifik fekunditet (F_i, □) og overlevelse (S_i, ▨) i perioderne 1979-1993 (før 1994) og 1995-2000 (efter 1994) (A); beregnet ved at fratrække værdien fra perioden efter 1994 fra værdien før 1994. De enkelte forskelle i F_i- og S_i-værdiernes bidrag til ændringen i populationsvækstraten, λ, er angivet i B).

populationen efter 70 år ikke længere kunne opretholdes (se Fig. 27). Elasticiteteten af vækstraten $\lambda^{(d)}$ over for ændringer i de enkelte aldersspecifikke fekunditets- og overlevelsessandsynligheder (Figur 29) viser at relative ændringer i S_{1-3} ville have den største effekt på $\lambda^{(d)}$ da deres samlede elasticitet var 48,5. Hvor meget den relative ændring i de enkelte F_i- og S_i-værdier rent faktisk skulle være for at forøge $\lambda^{(d)}$ til $\lambda^{(i)}$ blev beregnet ud fra ligning 7 i Appendiks I. Kun forholdsvis små relative ændringer var nødvendige i S_1, S_2 og S_3 for at genoprette den populationsvækstrate der var før 1994 (Tabel 9). De påkrævede ændringer i mange af de andre aldersspecifikke fekunditets- og overlevelsessandsynligheder var derimod alt for store til at være biologisk realistiske. For at være mest mulig effektiv skal en eventuel forvaltningsstrategi til genoprettelse af duehøgepopulationen derfor rettes mod en forøgelse af overlevelsen i de første tre leveår, S_1, S_2 og S_3.

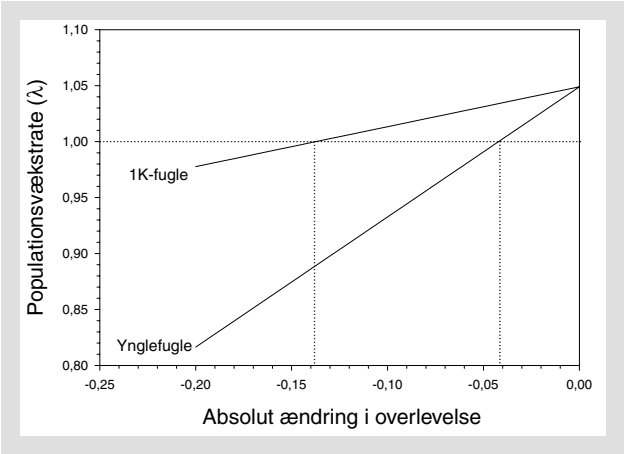


Figur 29. Elasticitet af λ over for ændringer i de enkelte elementer i populationsmatrice $A^{(d)}$ hvor søjle- og rækkenumre svarer til populationsmatricen i Figur 24.

Populationsmatrien $A^{(i)}$ blev benyttet til at vurdere, hvordan de to omtalte former for menneskelig bekæmpelse vil påvirke en voksende duehøgepopulation ($\lambda^{(i)}$ = 1,05). Den forventede ændring i $\lambda^{(i)}$ for en given reduktion i overlevelsen af henholdsvis 1-års-fugle (S_0) og ynglefugle (S_{1-10+}) blev beregnet ved hjælp af ligning 8 i Appendiks I (Fig. 30). Kun en lille absolut ændring på ca. 0,04 i den gennemsnitlige årlige overlevelse af ynglefuglene kunne tillades hvis populationensstørrelsen ikke skulle falde (l < λ). Overlevelsen hos 1-års-fuglene kunne derimod klare en relativ stor reduktion på ca. 0,14 inden vækstraten λ faldt til under 1. Ved hjælp af ligning 9 i Appendiks I blev det estimeret hvor mange eks-

Tabel 9. Relative nødvendige ændringer i F_i- og S_i-værdier, som de forelå i perioden 1995-2000, for at $\lambda^{(d)}$ = 0,93 kunne forøges til $\lambda^{(i)}$ = 1,05.

	Den krævede relative ændring	
Alder (i)	$F(i)_{1995-2000}$	$S(i)_{1995-2000}$
1	29,46	0,68
2	5,72	0,78
3	3,68	0,99
4	4,36	1,27
5	5,70	1,64
6	5,97	2,26
7	6,23	3,56
8	9,97	5,53
9	12,02	10,23
10+	10,23	9,96



Figur 30. Forventet ændring i populationsvækstraten, λ, for en given ændring i overlevelsen af henholdsvis ynglefugle og 1-års-fugle (1K-fugle).

tra døde 1-års-fugle der skulle til for at reducere λ fra 1,05 til 1 når alle andre S_i-værdier forblev konstante. Sættes den danske ynglebestand til 650 duehøgepar (Grell 1998), og antages det at den anvendte S_0 = 0,69 (fra den svenske undersøgelse) var tæt på den virkelige værdi for de danske 1-års-fugle, så ville ca. 100 ekstra døde 1-års-fugle om året reducere λ til 1.

8.4 Diskussion

Alle aldersspecifikke fekunditets- og overlevelsessandsynligheder blev reduceret efter 1994, undtagen fekunditeterne F_7 og F_{10+} (se Fig. 28a). Populationsnedgangen var således forårsaget af en kombineret effekt af både lavere fekunditet og overlevelse hos duehøge i Vendsyssel efter 1994. Reduktionen i fekunditet og overlevelse hos de 1- og 2-årige duehøgehunner var den primære årsag til populationsnedgangen efter 1994 (se Fig. 28b). Hos naturligt forekommende rovfuglepopulationer der ikke udsættes for menneskelig forfølgelse, er tilgængelighed af føde og redepladser de primære begrænsende faktorer (Newton 1991). Begrænset fødetilgængelighed kunne udelukkes som årsag til populationsnedgangen i Vendsyssel efter 1994 da bestandene af duer og kragefugle (duehøgens foretrukne bytte) i undersøgelsesområdet var i fremgang i løbet af 1990erne, ligesom i det øvrige Danmark (Grell 1998). Mangel på redesteder kunne heller ikke forklare det observerede fald i duehøgenes fekunditet og overlevelse da mere end 100 egnede yngleterritorier var tilgængelige i 1995-2000. Den ulovlige bekæmpelse af duehøge på ynglepladserne kunne derimod forklare reduktionen i F_i- og S_i-værdierne efter 1994, da denne form for bekæmpelse gik ud over både ynglefuglenes ungeproduktion og overlevelse. På flere territorier blev duehøge skudt mere eller mindre hvert år efter 1994, mens bekæmpelsen var mere tilfældig på andre territorier. Gentagen bekæmpelse påvirkede udelukkende fekunditeten og overlevelsen af førstegangsynglende hunner, mens den tilfældige bekæmpelse kunne ramme alle aldersklasser. Den store andel af hunner som startede med at yngle som 2-årige i 1995-2000 (se Tabel 7) ville, sammen med en forøget efterstræbelse af de førstegangsynglende hunner, kunne forklare det store fald i F_2 efter 1994 (se Fig. 28a). Den primære årsag til duehøgepopulationens tilbagegang i Vendsyssel har således været den ulovlige bekæmpelse på ynglepladserne, og bekæmpelse af 1- og 2-årige hunner har haft den største effekt.

Hvis de alderspecifikke fekunditets- og overlevelsessandsynligheder forblev konstante på det niveau som blev estimeret for perioden 1995-2000, ville duehøgen forsvinde som ynglefugl i Vendsyssel i løbet af mindre end 70 år (se Fig. 27). Dette er selvfølgelig et hypotetisk scenarium som forudsætter at alle faktorer forbliver konstante i 70 år, og det er usandsynligt. For at bevare duehøgepopulationen i Vendsyssel ville den bedste strategi være at forøge overlevelsen blandt de relativt unge ynglefugle da kun små relative ændringer i S_{1-3} var nødvendige for at genoprette populationen til det niveau den havde før 1994 (se Tabel 9). En markant indsats for at begrænse den ulovlige bekæmpelse på ynglepladserne vil derfor være den mest effektive måde at bevare duehøgepopulationen. En begrænsning af den ulovlige bekæmpelse ville ikke alene forøge overlevelsen blandt ynglefuglene, men også forbedre deres ynglesucces, og den vil dermed få en positiv effekt på både F_i og S_i.

Lykkes det at reducere den ulovlige bekæmpelse på ynglepladserne, og dermed at genoprette duehøgebestanden i Vendsyssel, vil en forvaltningsplan for duehøgen være nødvendig. Det vil den fordi et forøget antal duehøge sandsynligvis vil komme i konflikt med vildtinteresserne i undersøgelsesområdet, især efter at interessen

for fasanudsætninger er steget igennem 1990erne. Af figur 30 fremgik det tydeligt at selv en begrænset bekæmpelse af ynglefuglene ville få en genoprettet duehøgepopulation til atter at gå tilbage. Overlevelsen af 1-års-fuglene (S_0) vil derimod kunne reduceres en del førend populationsvækstraten vil blive mindre end én (se Fig. 30). Bekæmpelse nær fasanudsætningspladser, dueslag og andre steder hvor duehøgene kan udgøre et alvorligt problem, vil derfor til en vis udstrækning kunne tillades da denne bekæmpelse primært rammer 1-års-fuglene. De kvalitative konklusioner fra modellen der er opstillet på baggrund af data fra Vendsyssel, vil også gælde for danske duehøge generelt. Hvor mange tilladelser der på landsplan vil kunne gives pr. år til at regulere duehøge ved f.eks. fasanerier, dueslag og hønsegårde uden at påvirke den danske ynglebestanden nævneværdigt, er svært at forudsige. Det afhænger af: 1) størrelsen af den samlede danske ynglebestand, 2) den reelle værdi af S_0, og 3) i hvilken grad kun 1-års-fugle rammes af bekæmpelsen. Et groft estimat var at ca. 100 ekstra 1-års-fugle kunne dø om året uden at duehøgebestanden på landsplan ville gå tilbage, men i dette estimat var det forudsat at den ulovlig bekæmpelse på ynglepladserne var ophørt eller i det mindste betydeligt reduceret. Da bekæmpelse ved f.eks. fasanerier og dueslag ikke udelukkende rammer 1-års-fugle, men også ældre ynglefugle (se Fig. 15), hvis overlevelse er afgørende for populationens vækstrate (se Fig. 30), vil der derfor sandsynligvis ikke kunne bekæmpes 100 duehøge på disse steder om året, uden at det vil have en negativ indflydelse på den samlede danske duehøgepopulation.

9 Konklusion

De præsenterede resultater der er udledt af duehøgematerialet fra Vendsyssel, anses for at være repræsentative for hele den danske duehøgebestand. Det gør de dels begrundet i undersøgelsesområdets store størrelse, dels fordi duehøgeundersøgelser fra andre egne af Danmark har givet tilsvarende estimater for blandt andet duehøgens reproduktion (Jørgensen 1989). Udviklingen i antallet af fasanudsætningspladser i Vendsyssel i perioden 1977-2000 gav en enestående mulighed for direkte at undersøge effekten af menneskelige vildtinteresser på duehøgens demografi. Den udførte analyse viser at forøgede vildtinteresser i et område kan forøge den ulovlige bekæmpelse af duehøge i området, og at den forøgede bekæmpelse reducerer duehøgenes overlevelse og ungeproduktion, og dermed får duehøgepopulationen til at gå tilbage. Den vigtigste begrænsende faktor for duehøgenes populationsudvikling i Danmark er således menneskelig bekæmpelse (især i form af ulovlig bekæmpelse på ynglepladserne). For at kunne bevare en naturlig dansk duehøgepopulation er det derfor af afgørende betydning at reducere den ulovlige bekæmpelse af duehøgene på ynglepladserne. Bekæmpelse af duehøge nær fasanudsætningspladser, dueslag og andre steder hvor duehøgen udgør et problem, vil i en vis udstrækning kunne tillades uden at det behøver at påvirke ynglebestanden nævneværdigt, men det forudsætter at den ulovlige bekæmpelse på ynglepladserne minimeres eller helt elimineres.

10 Referencer

Brown, J.M. 1969: Territorial behavior and population regulation in birds: a review and re-evaluation. - Wilson Bulletin 81: 293-329.

Caswell, H. 2000: Matrix Population Models. - Sinauer, Massachusetts, pp 1-722.

Curio, E. 1983: Why do young birds reproduce less well? - Ibis 125: 400-404.

Daan, S., Dijkstra, C., Drent, R. & Meijer, T. (1988): Food supply and the annual timing of avian reproduction. - Proceeding XIX International Ornithological Congress (Ottawa): 392-407.

Dybbro, T. 1976: De danske ynglefugles udbredelse. - Dansk Ornitologisk Forening, København, pp. 87-88.

Glutz, van B., Bauer, U.N.K. & Bezzel, E. (1971): Handbuch der Vogel Mitteleuropas. Vol. 4. - Akademische Verlagsgesellshcaft, Frankfurt, pp. 444-478.

Grell, M.B. 1998: Fuglenes Danmark. - Gads forlag, København, pp. 197-199.

Hamann, S.J. & Cooke, F. 1987: Age effects on clutch size and laying dates of individual female Lesser Snow Geese (Anser caerulescens). - Ibis 129: 527-532.

Haukioja, E. & Haukioja, M. 1971: Assessment of the Goshawk (Accipiter gentilis) population and its influence in Finland. - Soumen Riista 23: 17-22.

Holstein, V. 1942: Duehøgen. - H. Hirschsprungs forlag, København, pp. 1-155.

Jørgensen, H.E. 1989: Danmarks Rovfugle. - Frederikshus, Danmark, pp. 177-198.

Kalchreuter, H. 1981: The Goshawk (Accipiter gentilis) in Western Europe. - In: Kenward, R.E. & Lindsay, I.M. (Eds.); Understanding the Goshawk. The International Association for Falconry and Conservation of Birds of Prey: Oxford, pp. 18-28.Kennedy, P.L. & Stahlecker, D.W. 1993: Responsiveness of nesting Goshawks to taped broadcasts of 3 conspecific calls. - Journal of Wildlife Management 57: 249-257.

Kenward, R.E., Marcström, V. & Karlbom, M. (1993): Post-nestling behaviour in goshawks, Accipiter gentilis: I. The causes of dispersal. - Animal Behaviour 46: 365-370.

Kenward, R.E., Marcström, V. & Karlbom, M. 1999: Demographic estimates from radio-tagging: models of age-specific survival and breeding in the goshawk. - Journal of Animal Ecology 68: 1020-1033.

Korpimäki, E. 1990: Body mass of breeding Tengmalm's Owls Aegolius funereus: seasonal, between year, site and age-related variation. - Ornis Scandinavica 21: 169-178.

Kostrzewa, A. & Kostrzewa, R. 1990: The relationship of spring and summer weather with density and breeding performance of the Buzzard Buteo buteo, Goshawk Accipiter gentilis and Kestrel Falco tinnunculus. - Ibis 132: 550-559.

Kühnapfel, O. & Brune, J. 1995: Die Mauserfeder als Hilfsmittel zur Altersbestimmung und Individualerkennung von Habicten (Accipiter gentilis). - Charadrius 31: 120-125.

Lebreton, J.-D., Burnham, K.P., Clobert, J. & Anderson, D.R. 1992: Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. - Ecological Monographs 62: 67-118.

Lepage, D., Desrochers, A. & Gauthier, G. 1999: Seasonal decline of growth and fledging success in Snow Geese, Anser caerulescens: an effect of date or parental quality? - Journal of Avian Biology 30: 72-78.

Leslie, P.H. 1945: On the use of matrices in certain population mathematics. - Biometrika 33: 183-212.

Looft, V. & Busche, G. 1981: Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Greifvögel, Band 2. - Karl Wachholtz Verlag: Neumünster, pp. 101-115.

Marcström, V. & Kenward, R. 1981: Movements of wintering goshawks in Sweden. - Viltrevy 12: 1-36.

Marshall, A.J. 1959: Internal and environmental control of breeding. - Ibis 101: 456-478.

Newton, I. 1979: Population ecology of raptors. - T & AD Poyser, London, pp. 1-399.

Newton, I. 1991: Population limitation in birds of prey: a comparative approach. - In: Perrins, C.M., Lebreton, J-D. & Hirons, G.J.M. (Eds.); Bird population Studies. Relevance to conservation and management. Oxford University Press, Oxford, pp. 3-21.

Newton, I. & Marquiss, M. 1981: Effect of additional food on laying dates and clutch sizes of Sparrowhawks. - Ornis Scandinavica 12: 224-229.

Newton, I. & Marquiss, M. 1984: Seasonal trend in the breeding performance of sparrowhawks. - Journal of Animal Ecology 53: 809-829.

Nielsen, J.T. 1998: Duehøgens Accipiter gentilis prædation på brevduer i Vendsyssel. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 92: 327-332.

Noer, H. & Secher, H. 1990: Effects of legislative

protection on survival rates and status improvements of birds of prey in Denmark. - Danish Review of Game Biology 14 (2): 1-63.

Nol, E. & Smith, J.N.M. 1987: Effects of age and breeding experience on seasonal reproductive success in the song sparrow. - Journal of Animal Ecology 56: 301-313.

Norris, K. 1993: Seasonal variation in the reproductive success of Blue Tits: an experimental study. - Journal of Animal Ecology 62: 287-294.

Nygård, T., Halley, D.J., Wiseth, B., Grønnesby, S. & Grønlien, P.M. 1998: Hva skjer med hønsehauken? Foreløpige resultater fra et forskningsprosjekt om hønsehaukens arealkrav, næring, dødsårsaker og vandringer. - Vår Fuglefauna 21: 5-10.

Olsen, K.M. 1992: Danmarks Fugle - en oversigt. - Dansk Ornitologisk Forening, København, pp. 102-103.

Opdam, P. 1975: Inter- and intraspecific differentiation with respect to feeding ecology in two sympatric species of the genus Accipiter. - Ardea 63: 30-54.

Paludan, K. 1967: Rovfuglenes historie i Danmark. - Naturens Verden: 148-161.

Perdeck, A.C. & Cavé, A.J. 1992: Laying date in the coot: effects of age and mate choice. - Journal of Animal Ecology 61: 13-19.

Perrins, C.M. 1970: The timing of birds' breeding season. - Ibis 112: 242-255.

Pianka, E.R. & Parker, W.S. 1975: Age-specific reproductive tactics. - American Naturalist 109: 453-464.

Pietiäinen, H. & Kolunen, H. 1993: Female body condition and breeding of the Ural owl Strix uralensis. - Functional Ecology 7: 726-735.

Price, T., Kirkpatrick, M. & Arnold, S.J. 1988: Directional selection and the evolution of breeding date in birds. - Science 240: 798-799.

Rijnsdorp, A., Daan, S. & Dijkstra, C. 1981: Hunting in the Kestrel (Falco tinnunculus) and the adaptive significance of daily habits. - Oecologia 50: 391-406.

Rust, R. & Kechele, W. 1996: Altersbestimmung von Habichten Accipiter gentilis: Langfristige Vergleiche gemauserter Handschwingen. - Ornithologischer Anzeiger 35: 75-83.

Sæther, B-E. 1990: Age-specific variation in reproductive performance in birds. - Current Ornithology 7: 251-283.

Toyne, E.P. 1997: Nesting chronology of northern goshawks (Accipiter gentilis) in Wales: implications for forest management. - Forestry 70: 121-127.

van Noordwijk, A.J., van Balen, J.H. & Scharloo, W. 1981: Genetic variation in the timing of reproduction in the great tit. - Oecologia 49: 158-166.

Widén, P. 1997: How, and why, is the goshawk (Accipiter gentilis) affected by modern forest management in Fennoscandia? - Journal of Raptor Research 31: 107-113.

Wiehn, J. & Korpimäki, E. 1997: Food limitation on brood size: experimental evidence in the Eurasian kestrel. - Ecology 78: 2043-2050.

Ziesemer, F. 1983: Untersuchungen zum Einfluss des Habichts (Accipiter gentilis) auf Populationen seiner Beutetiere. - G. Hartmann, Kronshagen, pp. 1-127.

Appendix I

I den anvendte populationsmodel er følgende ligninger anvendt:

Elasticiteten af λ beregnes ifølge Caswell (2000: 226) som:

$$e_{ij} = \frac{a_{ij}}{\lambda}\frac{\delta\lambda}{\delta a_{ij}} = \frac{\delta \log \lambda}{\delta \log a_{ij}} \qquad (1).$$

Ynglefuglenes aldersspecifikke andel af populationen, α_i, blev beregnet som

$$\alpha_1 = \frac{X}{\left(X + \frac{Y}{S_1} + \frac{Z}{S_1 * S_2}\right)} \qquad (2)$$

$$\alpha_2 = \frac{Y}{\left(Y + \frac{Z}{S_2}\right)} \qquad (3)$$

$$\alpha_3 = 1 \qquad (4),$$

hvor X, Y og Z er den observerede andel af henholdsvis 1-, 2-, og 3-årige førstegangsynglende hunner i populationen (se Tabel 7), og S_1 og S_2 er de aldersspecifikke overlevelsessandsynligheder. Det blev forudsat at alle ynglende hunner i populationen ville være begyndt at yngle inden de blev fire år. Derfor blev $\alpha_3 = 1$.

Hvor meget de enkelte fekunditets- (F_i) og overlevelsesværdier (S_i) bidrog til ændringen i populationsvækstraten λ efter 1994 blev beregnet ifølge Caswell (2000: 261) som:

$$\lambda^{(d)} \approx \lambda^{(i)} + \sum_{i,j}(a_{ij}^{(d)} - a_{ij}^{(i)})\frac{\delta\lambda}{\delta a_{ij}} \qquad (5),$$

hvor sensitiviteten $\left(\frac{\delta\lambda}{\delta a_{ij}}\right)$ blev beregnet for "gennemsnitsmatricen" (A*) som:

$$A^* = (A^{(d)} + A^{(i)})/2 \qquad (6).$$

Hvor meget fekunditets- og overlevelsesværdierne, F_i og S_i, relativt skulle ændres for at ændre $\lambda^{(d)}$ til $\lambda^{(i)}$ blev beregnet ifølge Caswell (2000: 607) som:

$$\delta a_{ij} = \frac{1}{e_{a_{ij}}}\left(\frac{\lambda^{(i)} - \lambda^{(d)}}{\lambda^{(d)}}\right) \qquad (7).$$

Den relative betydning af bekæmpelse på henholdsvis ynglepladserne og nær f.eks. fasanerier for populationens vækstrate, d.v.s. ændringen i λ som følge af ændringer i henholdsvis $S_{1\text{-}10+}$ og S_0, blev beregnet ifølge Caswell (2000: 224) som:

$$\lambda' \approx \lambda + \sum_i \frac{\delta\lambda}{\delta S_i} \Delta S_i \qquad (8),$$

hvor $A^{(i)}$ matricen blev anvendt som repræsentant for en genoprettet duehøgepopulation.

Hvor mange ekstra døde 1-års-fugle en reduktion i λ fra 1,05 til 1,0 ville svare til blev beregnet ifølge Caswell (2000:609) som:

$$\text{Antal døde 1-års-fugle} = \delta a_{ij} \sum \sigma_i n_i(t) \qquad (9),$$

hvor δa_{ij} blev udregnet ifølge ligning 7, og σ_i og n_i var henholdsvis overlevelse og antal af 1-års-fugle til tiden t.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: http://www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø
Projektchef for kvalitets- og analyseområdet

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

Overvågningssektionen
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandssøkologi
Projektchef for det akvatiske område

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi

Publikationer:
DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt en årlig beretning. En database med DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængelig via DMU's hjemmeside.
I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2001

Nr. 360: Theoretical Evaluation of the Sediment/Water Exchange Description in Generic Compartment Models (Simple Box). By Sørensen, P.B., Fauser, P., Carlsen, L. & Vikelsøe, J. 58 pp., 80,00 DKK.
Nr. 361: Modelling Analysis of Sewage Sludge Amended Soil. By Sørensen, P., Carlsen, L., Vikelsøe, J. & Rasmussen, A.G. 38 pp., 75,00 DKK.
Nr. 362: Aquatic Environment 2000. Status and Trends – Technical Summary. By Svendsen, L.M. et. al. 66 pp., 75,00 DDK.
Nr. 363: Regulering på jagt af vandfugle i kystzonen. Forsøg med døgnregulering i Østvendsyssel. Af Bregnballe, T. et al. 104 s., 100,00 kr.
Nr. 364: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2000/2001 i Danmark. Wing Survey from the 2000/2001 Hunting Season in Denmark. Af Clausager, I. 53 s., 45,00 kr.
Nr. 365: Habitat and Species Covered by the EEC Habitats Directive. A Preliminary Assessment of Distribution and Conversation Status in Denmark. By Pihl, S. et al. 121 pp. (electronic)
Nr. 366: On the Fate of Xenobiotics. The Roskilde Region as Case Story. By Carlsen, L. et al. (in press)
Nr. 367: Anskydning af vildt. Status for undersøgelser 2001. Af Noer, H. et al. 43 s., 60,00 kr.
Nr. 369: Typeinddeling og kvalitetselementer for marine områder i Danmark. Af Nielsen, K., Sømod, B. & Christiansen, T. 105 s. (elektronisk).
Nr. 370: Offshore Seabird Distributions during Summer and Autumn at West Greenland. Ship Based Surveys 1977 and 1992-2000. By Boertmann, D. & Mosbech, A. 57 pp. (electronic)
Nr. 371: Control of Pesticides 2000. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. (in press)
Nr. 372: Det lysåbne landskab. Af Ellemannn, L., Ejrnæs, R., Reddersen, J. & Fredshavn, J. (i trykken)
Nr. 373: Analytical Chemical Control of Phthalates in Toys. Analytical Chemical Control of Chemical Substances and Products. By Rastogi, S.C. & Worsøe, I.M. (in press)
Nr. 374: Atmosfærisk deposition 2000. NOVA 2003. Af Ellermann, T. et al. 88 s. (elektronisk primo december 2001)
Nr. 375: Marine områder 2000 – Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Af Henriksen, P. et al. (elektronisk primo december 2001)
Nr. 376: Landovervågningsoplande 2000. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. (elektronisk primo december 2001)
Nr. 377: Søer 2000. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. (elektronisk primo december 2001)
Nr. 378: Vandløb og kilder. NOVA 2000. Af Bøgestrand, J. (red.) (elektronisk primo december 2001)
Nr. 379: Vandmiljø 2001. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Boutrup, S. et al. 62 s., 100,- kr.
Nr. 380: Fosfor i jord og vand – udvikling, status og perspektiver. Kronvang, B. (red.) 88 s., 100,00 kr.
Nr. 381: Satellitsporing af kongeederfugl i Vestgrønland. Identifikation af raste- og overvintringsområder. Af Mosbech, A., Merkel, F., Flagstad, A. & Grøndahl, L. (i trykken)
Nr. 382: Bystruktur og transportadfærd. Hvad siger Transportvaneundersøgelsen? Af Christensen, L. (i trykken)
Nr. 383: Pesticider 2 i overfladevand. Metodafprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B. 45 s. + Annex 1, 75,- kr.
Nr. 384: Natural Resources in the Nanortalik Area. An Interview Study on Fishing, Hunting and Turism in the Area around the Nalunaq Gold Project. By Glahder, C.M. 81 pp., 125,- kr.
Nr. 385: Natur og Miljø 2001. Påvirkninger og tilstand. Af Bach, H., Christensen, N. & Kristensen, P. 368 s., 200,00 kr.
Nr. 386: Pesticider 3 i overfladevand. Metodeafprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B. 94 s., 75,00 kr.
Nr. 387: Improving Fuel Statistics for Danish Aviation. By Winther, M. 56 pp., 75,- DKK

2002

Nr. 388: Microorganisms as Indicators of Soil Health. By Nielsen, M.N. & Winding, A. (in press)
Nr. 389: Naturnær skovrejsning – et bæredygtigt alternativ? Af Aude, E. et al. (elektronisk) (i trykken)
Nr. 390: Metoder til at vurdere referencetilstanden i kystvande – eksempel fra Randers Fjord. Vandrammedirektiv-projekt. Fase II. Af Nielsen, K. et al.
Nr. 391: Biologiske effekter af råstofindvinding på epifauna. Af Lisbjerg, D. et al.
Nr. 392: Næringssaltbegrænsning af makroalger i danske kystområder. Et samarbejdsprojekt mellem Ringkøbing Amt, Nordjyllands Amt, Viborg Amt, Århus Amt, Ribe Amt, Sønderjyllands Amt, Fyns Amt, Roskilde Universitetscenter og Danmarks Miljøundersøgelser. Af Krause-Jensen, D. et al.

I 1977-2000 blev duehøgens populationsøkologi studeret i et 1.216 km^2 stort undersøgelsesområde i Vendsyssel. Duehøgepopulationen voksede fra 31 ynglepar i 1977 til 72 par i 1994 og gik derefter tilbage i slutningen af 1990erne. Duehøgens foretrukne bytte i yngletiden var duer, kragefugle og drosler. Fasaner udgjorde en ringe andel af duehøgens bytte, men denne arts betydning som byttedyr steg i løbet af 1990erne i takt med at fasanudsætninger blev mere almindelige i undersøgelsesområdet. Duehøgenes reproduktionsevne og overlevelse steg med duehøgenes alder, men aftog blandt de ældste individer. I perioden 1995-2000 hvor duehøgepopulationens størrelse gik tilbage, faldt både den aldersspecifikke reproduktion og overlevelse. Den primære årsag til den lavere ungeproduktion og overlevelse i denne periode var ulovlig bekæmpelse af duehøge på ynglepladser i undersøgelsesområdet.

Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

ISBN: 87-7772-676-6
ISSN: 0905-815X

398 Danske duehøges populationsøkologi og forvaltning