

# Ynglefuglene i Strødamreservatet i Nordsjælland 1986-2014

med en diskussion af danske skovfugles trivsel

HANS MELTOFTE, BENNY GERT HANSEN, FRANK RIGÉT OG TORBEN DABELSTEEN



Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 110, nr. 2, 2016

*Udgivet af:* Dansk Ornitologisk Forening, Vesterbrogade 138-140, 1620 København V

*Redaktør:* Hans Meltofte

*I redaktionen:* Sten Asbirk, David Boertmann, Steffen Brøgger-Jensen, Lars Dinesen,

Jan Drachmann, Jon Fjeldså, Kaj Kampp, Frank F. Rigét & Peter Vadum

*Kort og grafer:* Juana Jacobsen, Aarhus Universitet

*Layout:* Hans Meltofte, Aarhus Universitet

*Tryk:* GraphicCo, Odense

ISSN 0011-6394

Udgivet med støtte fra Jarlfonden



MIX  
Papir fra  
ansvarlige kilder  
FSC® C011323

Forside: 'Andedammen' i den sydlige del af undersøgelsesområdet i det tidlige forår. Foto: HM, 29. april 2015.  
Titelblad: Det er fortrinsvis i urørt skov, at man finder arter som Huldue, Lille Flagspætte og Rødstjert. Akvarel:  
Marco Brodde; Lille Flagspætte.

All papers in the journal are freely available on the net.  
Search for "DOFT på nettet" or "DOFT pa nettet" or the title of the desired paper.

# Ynglefuglene i Strødamreservatet i Nordsjælland 1986-2014 med en diskussion af danske skovfugles trivsel

HANS MELTOFTE, BENNY GERT HANSEN, FRANK RIGÉT OG TORBEN DABELSTEEN



*(With a summary in English: The breeding birds of the Strødam Reserve near Copenhagen 1986-2014)*

## Appetizer

Analyserne af optællingerne af ynglefuglene i et 26 ha stort optællingsområde i Strødamreservatet i Nordsjælland, der udgør den længste tidsserie af systematiske optællinger af skovfugle i Danmark, har ført til følgende hovedkonklusioner:

- Tætheden af ynglende skovfugle i undersøgelsesområdet, der ikke har været forstligt drevet i 60-70 år, er blandt de højeste i Danmark.
- En sammenstilling af 'alle' tilgængelige data for bestandstætheder i danske skove viser, at der er i størrelsesordenen 1-10 gange så tætte ynglefuglebestande i 'urørt' løvskov som i forstligt drevne skove.
- Yderligere var der op til 10-18 gange så tætte bestande af hulrugende fugle i gamle urørte løvskove som i unge løvskove.
- Danske såvel om udenlandske undersøgelser bekræfter, at den 'subjektive' metode, som er anvendt ved optællingerne i Strødamreservatet, givetvis resulterer i mere realistiske, dvs. højere tal end en 'slavisk' anvendelse af kortlægningsmetoden.
- Størrelsen af den samlede fuglebestand samt en række arter i undersøgelsesområdet har været forbavsende stabile gennem hele undersøgelsesperioden.
- For mange arter følger år til år variationen samt op- eller nedgange udviklingen på landsplan, som den fremgår af Dansk Ornitologisk Forenings mangeårige punkttællinger over hele landet.
- Flere ting tyder på, at bestandene af en række arter i undersøgelsesområdet er mættede eller tæt på at være det i forhold til habitaternes bæreevne.
- Andelen af langdistancetrækkere til tropisk Afrika er meget lavere i undersøgelsesområdet end i de fleste andre undersøgelsesområder i Danmark og Sverige.
- Dette, i kombination med de formentlig mættede bestande af en række standfugle og kortdistancetrækkere, kunne skyldes, at ressourcerne allerede er 'besat' af standfugle og tidligt ankommende kortdistancetrækkere, når langdistancetrækkere ankommer sidst på foråret.
- Da en række standfugle og kortdistancetrækkere er gået frem både i undersøgelsesområdet og på landsplan som følge af mildere vintre, kunne dette være en bidragende årsag til den generelle nedgang, der er konstateret for en række langdistancetrækkere de senere årtier.

## Indhold

|   |     |
|---|-----|
| Indledning . . . . .  | 76  |
| Beskrivelse af optællingsområdet . . . . .                              | 78  |
| Materiale og metode . . . . .   | 80  |
| Resultater . . . . .  | 83  |
| Diskussion . . . . .  | 92  |
| Optællingernes pålidelighed . . . . .                                   | 92  |
| Sammenligning med tidligere undersøgelser i Strødamreservatet . . . . . | 94  |
| Sammenligning med andre danske skovområder . . . . .                    | 96  |
| Udviklingen i lokalt og nationalt perspektiv . . . . .                  | 100 |
| Afrika-trækkerne og klimaet . . . . .                                   | 103 |
| Efterskrift . . . . .   | 106 |
| Tak . . . . .   | 107 |
| Summary . . . . .   | 107 |
| Referencer . . . . .  | 108 |



## Indledning

Med Anders Holm Joensens kortlægninger af ynglefuglene i fire løvskovsområder på Als i 1962 og '63 (Joensen 1965) indledtes en række standardiserede optællinger af tæthederne af småfuglebestandene i forskellige naturtyper i Danmark og deres udvikling over tid (Jensen *et al.* 1973, Svensson & Jørgensen 1973, Anon. 1975, Braae 1975). Kort forinden havde svenskeren Anders Enemar (1959) udviklet den standardiserede metode til bestemmelse af tætheder af ynglende småfugle, ofte omtalt som kortlægningsmetoden, som mere eller mindre konsekvent blev anvendt i de danske undersøgelser. Metoden er dog meget tidskrævende, så efter en årrække fravalgte 'Småfuglegruppen' under Dansk Ornitologisk Forening kortlægningsmetoden og igangsatte i stedet i 1975/76 en relativ optællingsmetode i form af standardiserede punkttællinger sommer og vinter (Møller 2006). Med punkttællinger kan man dække et område på få timer og dermed opnå en langt mere geografisk dækkende og statistisk stærk overvågning i kraft



Optællingsområdet i Strødamreservatet har et kerneområde af næsten 200-årige bøge. Foto: HM, 29. april 2015.

af mange tællinger fordelt over hele landet.

Fravalget af kortlægningsmetoden betød til gengæld, at muligheden for at estimere absolutte tætheder af ynglende småfugle i forskellige naturtyper gik tabt. Siden den første runde af tællinger efter Joensens start på Als er der således kun gennemført relativt få kortlægningstællinger i danske skove med Komdeur *et al.* (1993) og Brøgger-Jensen (1996) involverende flest områder. Hertil bidrog formentlig, at Henning Jensen (1971-72) satte alvorlige spørgsmålstejn ved kortlægningsmetodens pålidelighed ud fra undersøgelser over farveringmærkede småfuglebestande i Kagsmosen ved København i årene 1968-70 (se diskussionen).

I nærværende artikel præsenteres resultaterne af en af de få meget langvarige undersøgelser af ynglefugletæthederne i et skovområde i Danmark, nemlig den sydlige sjettedel af Strødamreservatet (55° 57' N, 12° 16' Ø) ved Gadevang i Nordsjælland, hvor ynglefuglebestandene er monitoreret vha. kortlægningsmetoden siden 1986. Undersøgelserne er gennemført i regi af Strødamudvalget under Københavns Universitet, som står for forvaltningen af reservatet i samarbejde med reservatets ejer, Jarlfonden. Optællingerne er alle årene betalt af Jarlfonden og udført af BGH under ledelse først af Hans Lind og siden 1992 af TD.

Strødamreservatet er på 160 ha og udgøres af det sydvestligste hjørne af Grib Skov. Det grænser mod vest op til de lave arealer omkring Pøle Å, som nu er 'naturgenoprettede' og bl.a. omfatter Strødam Engsø. Strødam blev fredet i 1925, primært som hjemsted for nordsjællandsk plante- og dyreliv og som studieområde for naturforskere (Berg 1951). Registreringer af fuglefaunaen i reservatet begyndte allerede kort efter dets etablering, idet der i foråret 1928 blev ophængt ca. 200 redekasser, som blev fulgt i syv år (Beck 1937). Herunder blev flere tusinde fugle, især mejser, ringmærket, og data for kuld størrelser, procent udrugede æg og forekomsten af 2.-kuld analyseret.

En ny stor fugleundersøgelse blev foretaget i årene 1947-58, efter at store nåleskovsarealer var blevet ryddet og genplantet med løvtræer, frugttræer og bærbuske af hensyn til fuglelivet (Johansen & Nielsen 1951, Johansen 1963). Der blev igen opsat flere hundrede redekasser, og hele områdets ynglefuglefauna blev optalt i årene 1947-50 og 1955-58. En årlig overvågning af fuglebestandene vha. punkttællinger blev påbegyndt i reservatet i 1978 som led i Dansk Ornitologisk Forenings nationale fugleovervågning, men disse tællinger blev indstillet i 1997. Tilløb til territoriekortlægning skete dog allerede i 1982 og nogle år frem i form af kortlægning af hulrugere i en mindre del af nærværende optællings-

område, men resultaterne herfra er aldrig blevet publiceret. Alle ynglefuglene blev kortlagt i fem prøveflader i den nordlige del af reservatet i 1994 (Hansen *et al.* 1994), hvoraf to områder, Rankeskov og Birkemosen, var store nok til at komme med i sammenligningerne her (se Appendix 2).

Herudover er der gennemført en lang række specialundersøgelser i reservatet; om fuglene således flere studier af Natuglens *Strix aluco* yngleadfærd og -biologi (Andersen 1961, Sunde 1999, 2005, 2008, Sunde & Bølstad 2004, Sunde *et al.* 2003, Sunde & Markusen 2005, Hendrichsen *et al.* 2006) samt Munkens *Sylvia atricapilla* og Havesangerens *Sylvia borin* økologi (Krabbe 1987; se Boks 2 i diskussionen). Siden 1981 er der blevet udført et halvt hundrede undersøgelser af forskellige fuglearters lydkommunikation, herunder om Solsortens *Turdus merula* sang og kald (14 artikler; se Dabelsteen 1994 og Couchoux & Dabelsteen 2015). Også Musvittens *Parus major* sang er blevet studeret intensivt i reservatet (11 artikler; fx Lind *et al.* 1996, Otter *et al.* 1999, Peake *et al.* 2001, 2002, Blumenrath

& Dabelsteen 2004a, 2004b, Blumenrath *et al.* 2007). De resterende sangundersøgelser omfatter fire med Gærdesmutton *Troglodytes troglodytes* (fx Holland *et al.* 1998, 2001), to med Broget Fluesnapper *Ficedula hypoleuca* (fx Lampe *et al.* 2007), to med Munk (fx Mathévon *et al.* 2005) og en med Rødhals *Erithacus rubecula* (Dabelsteen *et al.* 1997) og Blåmejse *Cyanistes caeruleus* (Poesel & Dabelsteen 2006).

Formålet med nærværende bearbejdning af de mange års ynglefugleoptællinger er dels at dokumentere, hvilke fuglearter, der yngler i undersøgelsesområdet, og hvordan bestandene har ændret sig gennem de 29 år, dels at sætte disse resultater ind i en større helhed af data og viden om skovfuglebestande i Danmark. Ved således at sammenstille data fra 'alle' tilgængelige ynglefugleoptællinger i danske skove og diskutere bestandenes udvikling og afhængighed af forskellige miljøforhold er det vores håb, at artiklen kan fungere som nøglereference og inspirationskilde til fortsatte undersøgelser over skovfuglenes trivsel.



Strødam har navn efter de mange damme i området, som her Store Dam. Foto: HM, 29. april 2015.

## Beskrivelse af optællingsområdet

Optællingsområdet består af de sydlige 26 ha af Strødamreservatet, som topografisk er et småbakked dødislandskab med fattig muld- og morbund (se Møller 1997). Det afgrænses mod nord af Skolestien og mod nordøst af engområdet Bøgemosen (som blev græsset af først kreaturer og siden får frem til 2005, hvorefter det er blevet slået maskinelt) samt af Tietgens gamle villa (hovedbygningen som udgjorde Strødamlaboratoriet 1979-98 og nu er i privateje) (Fig. 1). Mod sydøst grænser undersøgelsesområdet op til et gammelt afgræs-

set vænge, hvis sydvestlige del er relativt sumpet. Der er 6-8 søer og damme i området – apropos områdets navn – med Store Dam på knap 1 ha som den største. Disse damme er regnet med i undersøgelsesområdets areal. Mod syd blev der i 1991 plantet et nyt skovbryn lige uden for optællingsområdet på en ca. 150 m lang strækning.

Kernedelen af optællingsområdet består af 100-200 år gammel bøgeblandings-skov *Fagus sylvatica* med indslag af enkeltstående træer af især stilkeg *Quercus robur*

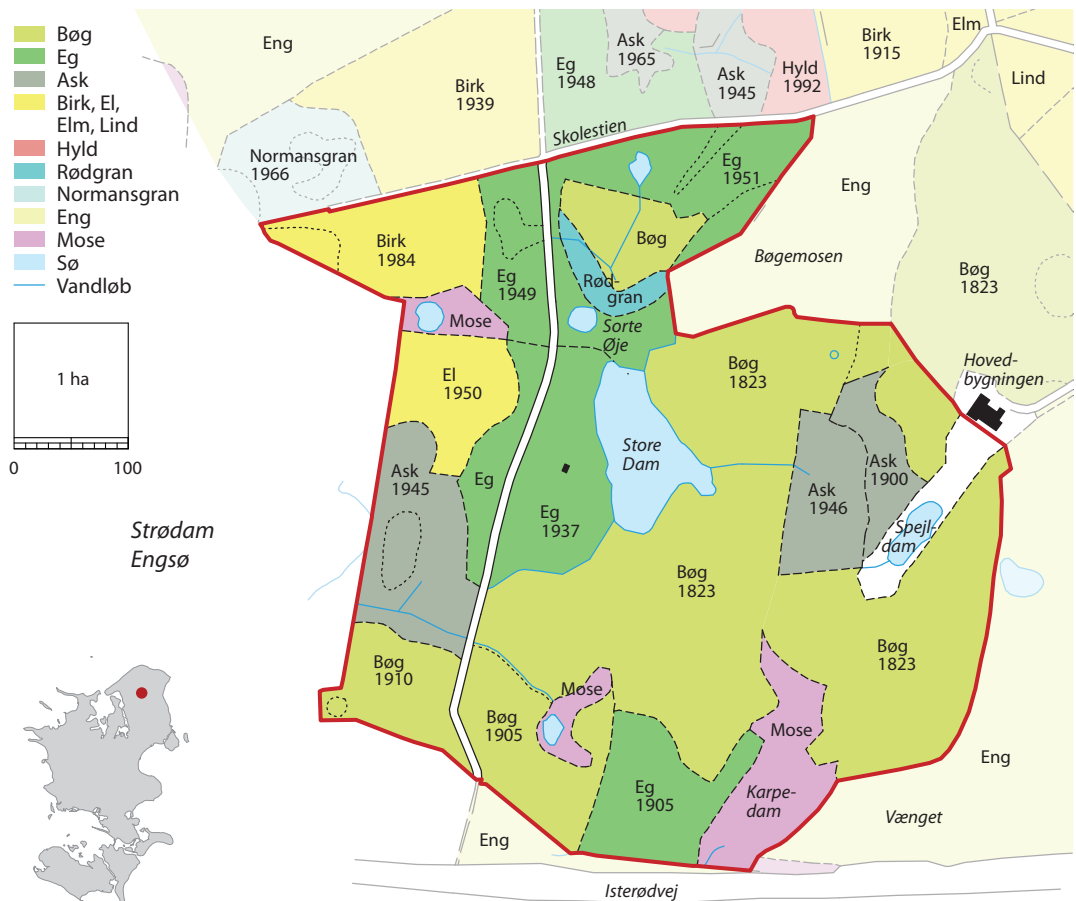


Fig. 1. Kort over optællingsområdet i Strødamreservatet med træarter og udplantningsår i hver skovpart. Disse skovpartier er dog langt fra rene kulturer, men oftest blandings-skov. Fx er området vest for Store Dam med eg fra 1937 blandet med bøg fra 1918 og indeholdt tillige et mindre område med cypress *Cupressaceae* indtil starten på undersøgelsesperioden, hvor der nu er opvækst af selvsået bøg. Tilsvarende er det prik-indcirklede område i det vestlige område med ask fra 1945 en blanding af birk fra 1965 og kraftig opvækst af gran.

Map of the bird census area in Strødam Reserve with tree species and year of planting in each stand. These stands are far from uniform and consist of mixtures with a variety of other species. "Bøg" = beech, "Eg" = oak, "Ask" = ash, "El" = alder, "Birk" = birch, "Rødgran" = spruce, "Mose" = bog, "Eng" = meadow.



og fuglekirsebær *Prunus avium*, men også enkelte seljepile *Salix caprea* og hassel *Corylus avellana*. Hertil kommer mindre bevoksninger i de mere våde afdelinger med ask *Fraxinus excelsior*, som siden omkring 2010 er blevet hårdt angrebet af svampesygdommen asketoptørre (forårsaget af sæksporesvampen *Hymenoscyphus fraxineus*), samt birk *Betula* sp. og krat af pil. Som led i at føre området tilbage til 'typisk' nordsjællandsk natur blev der i løbet af de første ca. 10 år af undersøgelsesperioden fjernet en del fremmede arter, især mindre nåletræsbevoksninger (i alt ca. 0,5 ha rødgran *Picea abies* og ca. 1 ha nordmannsgran *Abies nordmanniana*) i områdets vestlige del. Mindre 'øer' af nåleskov samt enkelttræer fik dog lov at blive stående. Hvor der tidligere var nåletræer, står der enkelte bøge og ege tilbage, som sine steder er omgivet af tæt opvækst af birk.

Invasive arter som kæmpebjørneklo *Heracleum mantegazzianum* og japansk pileurt *Fallopia japonica* bekæmpes med herbicider i reservatet, ligesom ær *Acer pseudoplatanus* holdes nede ved så vidt muligt at fælde dem, inden de bliver frøbærende.

De sidste 60-70 år har der kun været begrænset forstlig drift af arealerne, så hovedparten af optællingsområdet fremstår i dag som 'urørt naturskov', hvoraf de fleste træer er plantet mellem 1823 og 1965 (Larsen *et al.* 1983, Naturstyrelsen 1997). Skoven indeholder meget stående såvel som liggende dødt ved, ligesom der er meget få drængrøfter, og området har derfor – ud over dammene – mange fugtige lavninger og væld (Møller 1997). Da der ikke er andre hyppigt forekommende store græssere end dådyr *Dama dama* og rådyr *Capreolus capreolus*, er der spredt underskov, som stedvis er tættere såsom i opvækstområderne efter rydningerne af nåletræer. Indtil 1950'erne var alt det, der i dag er næsten 200-årige bøge, dog et åbent parklandskab (Johansen 1963; se diskussionen). Der er tidvis tyndet ud i birkeopvækstområderne, ligesom storme, svampeangreb mv. af og til tynder ud i gamle bøgetræer og skaber lysninger, som der så gror underskov op i, og som med tiden vil blive til højskov. Skoven er meget dynamisk og under stadig forandring. Fx har forekomsten af asketoptørre for nylig forårsaget større lysindfald i askebevoksningerne, og efterfølgende storme har nedlagt en del af træerne.

Konverteringen fra produktionsskov med store granplantninger til naturskov næsten udelukkende bestående af løvtræer foregik i stor stil i 1940'erne især i den nordlige del af reservatet (Johansen & Nielsen 1951, Johansen 1963) og er altså fortsat op til de senere årtier. Bæver *Castor fiber*, som efter udsætning i Nordsjælland ses i det tilstødende Pøle Å/Strødam Engsø-system, er endnu ikke registreret i undersøgelsesområdet. Derfor er der endnu ingen effekter af denne effektive 'landskabsentreprenør'.

Med undtagelse af nogle få uglekasser, hvori der har ynglet Natugle, Tårnfalk *Falco tinnunculus* og Allike *Corvus monedula*, og nogle få mejsekasser til mus i 1986, har der ikke været redekasser i selve undersøgelsesområdet. Men fra 2001 har der hængt nogle få mejsekasser langs Skolestien lige nord for tælleområdet.

Af rovpattedyr findes regelmæssigt ræv *Vulpes vulpes* og grævling *Meles meles*, ligesom der ses egern *Sciurus vulgaris* og andre gnavere; fx er halvbåndsmus *Apodemus flavicollis* og rødms *Clethrionomys glareolus* almindelige. Mere sporadisk optræder pindsvin *Erinaceus europaeus*, lækat *Mustela erminea*, brud *Mustela nivalis*, skovmår *Martes martes* og ilder *Mustela putorius*. Amerikansk mink *Neovison vison* ses af og til langs Pøleåen vest for reservatet, men er ikke observeret inde i selve reservatet. Der foregår ikke jagt i området, når bortses fra en mindre regulering af dådyrbestanden om vinteren.

Der er ikke offentlig adgang til reservatet, så menneskelige aktiviteter er mestendels indskrænket til forskning og et antal ekskursioner hvert år.



Optællingerne af ynglefuglene i Strødamreservatet er den længste tidsserie for skovfugle i Danmark. Foto: John Larsen.

## Materiale og metode

Tællingerne er alle årene udført af BGH efter kortlægningsmetoden som beskrevet i Biologiska Inventeringsnormer, Fåglar (Lundström 1978), som her hjemme danner baggrund både for Dansk Ornitologisk Forenings og Naturstyrelsens optællingsvejledninger (Falk 1990), og som er sammenfaldende med de internationale standarder (International Bird Census Committee 1969, Bibby *et al.* 2000). Men da denne metode i mange tilfælde vurderedes at give for lave tal (se diskussionen), har BGH for hver enkelt art tillige angivet det antal par

– ofte som minimum og maksimum – som BGH fandt mest realistisk. Dette er for hver art baseret på erfaringer med arten i undersøgelsesområdet, idet *tyngden* af de enkelte registreringer er tillagt større betydning end en stringent anvendelse af kriterierne i kortlægningsmetoden, hvor et territorium afvises, hvis *antallet* af registreringer falder under en vis værdi. Denne mere subjektive tilgang vurderes at give mere korrekte tal for især arter, der markerer territoriet mindre intensivt (se nedenfor og diskussionen). I nærværende bearbejdning er det disse

Tab. 1. Plus procent angiver den procentuelle forøgelse af estimerne af ynglefuglebestandene (gennemsnit af min. og maks. for alle undersøgelsesår 1986-2014) i Strødamreservatet i forhold til resultaterne af en stringent anvendelse af kriterierne fra kortlægningsmetoden anvendt på det samme materiale. I kolonnen "Kortlægning" er disse tal konverteret til den procentuelle underestimering, som en stringent anvendelse af kortlægningsmetoden medfører, hvis estimerne af de reelle bestande er korrekte. *r* og *p* angiver hhv. korrelationskoefficient og signifikans af korrelationen mellem de årlige bestandstal i undersøgelsesområdet i Strødamreservatet og de landsdækkende punkttællinger fra Nyegaard *et al.* (2015). Her er signifikante korrelationer angivet med fed.

*The column 'Plus procent' gives the percentage that was added by the experienced field worker to the numbers achieved by strict adherence to the territory mapping method to obtain more realistic population size figures. In the column 'Kortlægning', these figures are converted to the percentage underestimation implied by strict adherence to the territory mapping method, if the estimates of the real population sizes are correct. *r* and *p* denote the correlation coefficients and significance levels, respectively, between the annual population estimates for Strødam Reserve 1986-2014 and the concomitant national indices from point counts given by Nyegaard *et al.* (2015). Statistically significant correlations are given in bold.*

| Art / Species                                   | Plus procent | Kortlægning | r            | p                |
|---|--------------|-------------|--------------|------------------|
| Huldue <i>Columba oenas</i>                     | 67           | -40         | 0,174        | 0,366            |
| Ringdue <i>Columba palumbus</i>                 | 110          | -52         | <b>0,425</b> | <b>0,021</b>     |
| Stor Flagspætte <i>Dendrocopos major</i>        | 16           | -14         | -0,008       | 0,968            |
| Allike <i>Corvus monedula</i>                   | 56           | -36         | 0,007        | 0,972            |
| Sumpmejse <i>Poecile palustris</i>              | 482          | -83         | -0,051       | 0,791            |
| Blåmejse <i>Cyanistes caeruleus</i>             | 50           | -33         | <b>0,514</b> | <b>0,004</b>     |
| Musvit <i>Parus major</i>                       | 20           | -17         | 0,150        | 0,436            |
| Skovsanger <i>Phylloscopus sibilatrix</i>       | 9            | -8          | -0,112       | 0,564            |
| Løvsanger <i>Phylloscopus trochilus</i>         | 12           | -11         | <b>0,645</b> | <b>&lt;0,001</b> |
| Gransanger <i>Phylloscopus collybita</i>        | 9            | -8          | <b>0,895</b> | <b>&lt;0,001</b> |
| Munk <i>Sylvia atricapilla</i>                  | 7            | -7          | -0,004       | 0,987            |
| Havesanger <i>Sylvia borin</i>                  | 23           | -19         | 0,286        | 0,133            |
| Træløber <i>Certhia familiaris</i>              | 310          | -76         | 0,142        | 0,461            |
| Spætmejse <i>Sitta europaea</i>                 | 117          | -54         | <b>0,619</b> | <b>&lt;0,001</b> |
| Gærdesmutte <i>Troglodytes troglodytes</i>      | 2            | -2          | <b>0,783</b> | <b>&lt;0,001</b> |
| Stær <i>Sturnus vulgaris</i>                    | 14           | -12         | <b>0,630</b> | <b>&lt;0,001</b> |
| Grå Fluesnapper <i>Muscicapa striata</i>        | 325          | -76         | -0,076       | 0,695            |
| Rødhals <i>Erithacus rubecula</i>               | 40           | -29         | <b>0,687</b> | <b>&lt;0,001</b> |
| Rødstjert <i>Phoenicurus phoenicurus</i>        | 26           | -21         | <b>0,606</b> | <b>&lt;0,001</b> |
| Sangdrossel <i>Turdus philomelos</i>            | 117          | -54         | <b>0,407</b> | <b>0,028</b>     |
| Solsort <i>Turdus merula</i>                    | 16           | -14         | <b>0,372</b> | <b>0,047</b>     |
| Jernspurv <i>Prunella modularis</i>             | 242          | -71         | <b>0,467</b> | <b>0,011</b>     |
| Bogfinke <i>Fringilla coelebs</i>               | 10           | -9          | <b>0,387</b> | <b>0,038</b>     |
| Kernebider <i>Coccothraustes coccothraustes</i> | 2800         | -97         | 0,081        | 0,677            |
| Grønirisk <i>Carduelis chloris</i>              | 74           | -43         | 0,212        | 0,270            |

estimerede tal, der danner grundlag for alle analyserne. Hvor disse estimater indeholder et minimum- og et maksimumtal, har vi endvidere brugt gennemsnittet af de to i beregningerne.

Hvert år blev der gennemført 10 tællinger mellem 2. maj og 22. juni, hvorunder alle sete og hørte fugle samt relevant adfærd blev indtegnet på feltkort. Tællingerne begyndte kl. 5.45 (dansk normaltids), og i begyndelsen af undersøgelsesperioden tog hver kortlægning ca. 3½ time, men tidsforbruget øgedes til 4½ time, efterhånden som der skete en ikke ubetydelig opvækst af underskov i de dele af undersøgelsesområdet, hvor der var blevet fældet nåletræer eller væltet større træer. Området blev gennemgået ad ruter med 60-80 m's mellemrum langs med (direkte langs eller i forhold til) et 50 × 50 m kvadratnet dækkende hele skoven og markeret med pæle i kvadraternes hjørner. Alle tællinger blev foretaget i 'godt' vejr, dvs. på dage uden længerevarende regn og blæst.

Af praktiske årsager bruger vi 'par' som betegnelse for optællingsresultaterne, selv om der i mange tilfælde nærmere er tale om territorier, dvs. territoriehævdende – primært syngende – hanner. Det er her vigtigt at gøre sig klart, at tallene altså ikke nødvendigvis er ensbety-

dende med ynglepar. Hvor mange af fuglene i en bestand, der rent faktisk yngler det enkelte år, endsige har succes med det, er således et andet spørgsmål.

For en række arter ligger de estimerede antal par ikke meget over de stringent beregnede ifølge kortlægningsmetoden (Tab. 1). Det gælder især arter, der synger meget gennem hele yngleperioden, såsom Gærdesmutte (+ 2 %), Munk (+ 7 %), Bogfinke *Fringilla coelebs* (+ 10 %), Løvsanger *Phylloscopus trochilus* (+ 12 %) og Solsort (+ 16 %). For andre arter såsom Træløber *Certhia familiaris* (+ 310 %), Grå Fluesnapper *Muscicapa striata* (+ 325 %), Sumpmejse *Poecile palustris* (+ 482 %) og ikke mindst Kernebider *Coccothraustes coccothraustes* (+ 2800 %) er de estimerede antal meget højere end de ud fra kortlægningsmetoden beregnede. Bemærk dog, at omkring halvdelen af de forholdsvis talrigt forekommende arter (se nedenfor) ifølge BGHs vurderinger kun underestimeres med op til ca. 20 % ved en stringent anvendelse af kortlægningsmetoden (Tab. 1). At Kernebideren er specielt problematisk er også vist i Bialowieza-skoven i Polen, hvor der blev brugt næsten 100 gange så lang tid på at opnå præcise tal for denne ene art som for gennemsnittet af alle andre arter (Tomialojc 1994).

For at teste metoden for effekten af den forholdsvis



Kernebidere er en af de vanskeligste skovfuglearter, at få pålidelige bestandstal for. I vores undersøgelse estimerede vi, at arten yngled langt hyppigere, end en stringent anvendelse af kortlægningsmetoden resulterede i. Foto: Svend Nørgaard.



Supplerende optællinger i marts-april ville være fordelagtige for registrering af mejser og spætter. Foto: John Larsen.

sene start på optællingerne om foråret i forhold til tidligt aktive fuglearter såsom mejserne, blev der i 1990 udført tre ekstra tællinger mellem 22. april og 2. maj. Herved opnåedes givetvis en mere realistisk dækning af disse tidlige arter, idet resultaterne for Musvit og Blåmejsje var hhv. 44 og 27 par ifølge kortlægningsmetodens sammenlagte 13 tællinger. Tallene skal sammenlignes med de subjektivt estimerede bestande på hhv. 37 og 26 par ud fra de 10 standardtællinger. For disse to arter ville en strikt anvendelse af kortlægningsmetoden baseret på de 10 standardtællinger i maj-juni kun have givet hhv. 19 og 12 par (se yderligere i diskussionen).

I 2008 blev der tilsvarende lavet otte ekstra tællinger mellem 1. april og 3. maj, som denne gang blev evalueret selvstændigt ved brug af kortlægningsmetoden. For Musvit og Blåmejsje resulterede disse tællinger i hhv. 53 og 26 par mod de subjektivt estimerede 47 og 28-30 par ved de ordinære tællinger i maj-juni. Dette skal sammenholdes med et resultat på hhv. 36 og 17 par ved en strikt anvendelse af kortlægningsmetoden baseret på maj-juni-data.

For at opretholde ensartetheden af estimeringerne fra år til år, indgår resultaterne fra disse ekstra tællinger

ikke i totalerne fra de pågældende år, men som det ses, afviger de subjektivt estimerede totaler ikke voldsomt fra resultaterne af ekstratællingerne.

Pga. de notoriske usikkerhedsmomenter, der er ved sådanne bestandsopgørelser, opgives bestandstætheder i denne artikel med højst en decimal og højst tre betydende cifre.

Femogtyve arter ynglede så regelmæssigt og/eller i sådanne antal, at vi fandt det meningsfuldt at lave statistiske beregninger på data, herunder at præsentere grafer med bestandsudviklingen (se Fig. 2). Her blev Fuglekongen *Regulus regulus* udeladt, fordi hovedparten af dens primære habitat, nåleskov, blev fældet i løbet af undersøgelsesperioden. For hver af de 25 arter blev den overordnede tendens i undersøgelsesperioden fastlagt ved regressionsanalyser (polynomial regression) ved brug af software R-version 3.0.1 (R Core Team 2013). For hver art er opstillet fem polynomium-modeller med en stigende grad af polynomiet fra en vandret linje gennem gennemsnitsværdien til et fjerdegrads-polynomium. Med en stigende grad af polynomium bliver den observerede udvikling over tid beskrevet med en stigende opløsning, og vi vurderer, at højere end fjerde-

grads-polynomier vil inkludere for meget 'tilfældig' variation og således utydeliggøre overordnede tendenser. En mere detaljeret beskrivelse af polynomial regression kan findes i den statistiske tekstbog Zar (1984). F-tests blev anvendt for statistisk sammenligning af modellerne, og det polynomium af den højeste grad, som gav en signifikant (5 %-niveau) statistisk forbedring af beskrivelse af relationen mellem antal og år i forhold til de lavere grads polynomier, blev valgt.

Eventuelle positive eller negative sammenhænge i den tidsmæssige trend mellem de 25 udvalgte arter indbyrdes er testet vha. Pearson's product-moment korrelation (se Fig. 4). Den samme metode er anvendt til at teste for eventuelle korrelationer mellem nærværende data og Dansk Ornitologisk Forenings punkttællingsdata (årlige indekser for hele landet; Tab. 1).

Da de undersøgelsesområder, som vi sammenligner Strødam-resultaterne med, har meget forskellig størrelse, har vi valgt Simpsons diversitetsindeks (Simpson 1949) som mål for diversiteten. Dette indeks, som angiver diversiteten på en skala fra nul til en, lægger hovedvægten på jævnbyrdigheden (*evenness*) i bestandsstørrelserne arterne imellem og mindre på antallet af arter, der jo altid vil være påvirket af områdernes størrelse. I Appendiks 2 har vi dog også medtaget Shannon-Weaver-indekser (Shannon & Weaver 1949), som lægger relativt mere vægt på antallet af arter (Nagendra 2002), så der kan sammenlignes med andre områder behandlet efter denne metode. I begge tilfælde har vi udeladt fugle tilknyttet vand inkl. fx Isfugl *Alcedo atthis* og Rørsanger *Acrocephalus scirpaceus*, kolonirugende fugle, der langt overvejende fouragerer udenfor skovene, den

introducerede Fasan *Phasianus colchicus* samt arter primært tilknyttet menneskelig bebyggelse, som Landsvale *Hirundo rustica*, Hvid Vipstjert *Motacilla alba* og Gråspurv *Passer domesticus*. For områder med flere undersøgelsesår har vi først beregnet indekserne for de enkelte år og derefter et gennemsnitstal for området eller perioden.

Som statistiske tests af eventuelle forskelle i de gennemsnitlige bestandstætheder samt diversitetsindekser mellem forskellige skovtyper i Danmark har vi anvendt ensidede variansanalyser (ANOVA) efterfulgt af Tukeys *post hoc* multiple parvise sammenligninger. Her er kun anvendt data fra optællingsområder, hvor alle eller praktisk taget alle arter indgår. Dvs. at totaler i Appendiks 2, som er angivet med et større end (>) er udeladt af disse analyser. For områder med flere undersøgelsesår har vi kun brugt den gennemsnitlige tæthed for hele perioden. For trends i udviklingen i Strødamreservatet i diversitetsindekserne i løbet af undersøgelsesperioden har vi analyseret med lineær regression.

De enkelte arters fordeling indenfor undersøgelsesområdet og dermed deres bestandsudvikling indenfor de forskellige habitater har det ikke været muligt at analysere i nærværende undersøgelse, idet materialet endnu ikke er digitaliseret (se efterskriftet). For at tjekke, om fældningen af de to små nåletræspartier hhv. før 1989-sæsonen og før 1995-sæsonen (se ovenfor) havde en effekt på antallet af ynglefugle her, har vi dog gennemgået alle territoriekortene for Løvsanger, Skovsanger *Phylloscopus sibilatrix* og Havesanger. Gennemgangen viste, at der højst var tale om ændringer på ét territorium fra eller til hos hver af disse arter før og efter fældningerne.

## Resultater

I alt 64 fuglearter ynglede med sikkerhed eller sandsynligvis i undersøgelsesområdet i løbet af undersøgelsesperioden. Antallet af ynglede arter pr. år var noget lavere, idet der i de tre perioder, 1986-95, 1996-2005 og 2006-14 i gennemsnit var hhv. 38,8, 34,5 og 38,0 arter, når mulige ynglefugle (såsom 0-2 par) hver regnes med som en halv art. Der var således en reduktion på omkring fire arter midt i perioden i forhold til enderne (Appendiks 1), som bl.a. skyldes, at et antal Afrika-trækkere forekom uregelmæssigt fra midt i perioden og frem (se yderligere nedenfor).

Simpsons diversitetsindeks viser lidt stigende værdier på 0,936, 0,938 og 0,940 hhv. for årene 1986-95, 1996-2005 og 2006-14 (Tab. 2), hvilket yderligere er i den absolut høje ende blandt danske skove (se diskussionen). Stigningen i løbet af undersøgelsesperioden er statistisk signifikant ( $R^2 = 0,153$ ,  $p = 0,036$ ,  $N = 29$ ).

Af de 25 arter, der ynglede så regelmæssigt og i sådanne antal, at vi fandt det meningsfuldt at lave beregninger på data, afveg udviklingen i antallene i undersøgelsesperioden ikke signifikant fra en vandret linje for otte arter, dvs. at de fluktuerede uden nogen klar tendens: Ringdue *Columba palumbus*, Allike, Sumpmejse, Musvit, Munk, Gærdesmutte, Sangdrossel *Turdus philomelos* og Solsort (Fig. 2; Appendiks 1). Alliken viser dog tendenser til en top i midten af '00erne.

For fem arter, Skovsanger, Gransanger *Phylloscopus collybita*, Spætmejse *Sitta europaea*, Rødstjert *Phoenicurus phoenicurus* og Kernebider viser tendenslinjerne en mere eller mindre markant fremgang, mens de for tre arter, Løvsanger, Stær *Sturnus vulgaris* og Bogfinke viser en tilbagegang. Det samme synes Havesangeren at have gjort de senere år. Huldzens *Columba oenas* og Blåmejsens lave antal i begyndelsen af undersøgelses-

perioden kan måske tilskrives begyndervanskeligheder med optællingerne. De resterende seks arter gik både op og ned i perioden.

Lægges ynglebestandene af alle arter sammen, har fuglemængden i undersøgelsesområdet svinget relativt 'stabilt' mellem ca. 320 par og 420 par gennem hele undersøgelsesperioden, dvs. uden nogen klar tendens (Fig. 3). Deler man derimod arterne op i arter, der overvintrer i Europa og Nordafrika, modsat arter der overvintrer syd for Sahara, aftog andelen af sidstnævnte, de tropiske Afrika-trækkere (herefter blot "Afrika-trækkere"), fra omkring 11 % de allerførste år til omkring 6 % midt i perioden (Fig. 3). Herefter steg andelen igen med et par procentpoint, formodentligt primært som et resultat af stigningen i bestande af Skovsanger og Rødstjert.

Andelen af hulrugere som defineret af Joensen (1965) var ca. 40 % (Tab. 2) på trods af, at der ikke er redekasser i undersøgelsesområdet (se diskussionen). Andelen var praktisk taget den samme i de tre underperioder af undersøgelsesperioden.

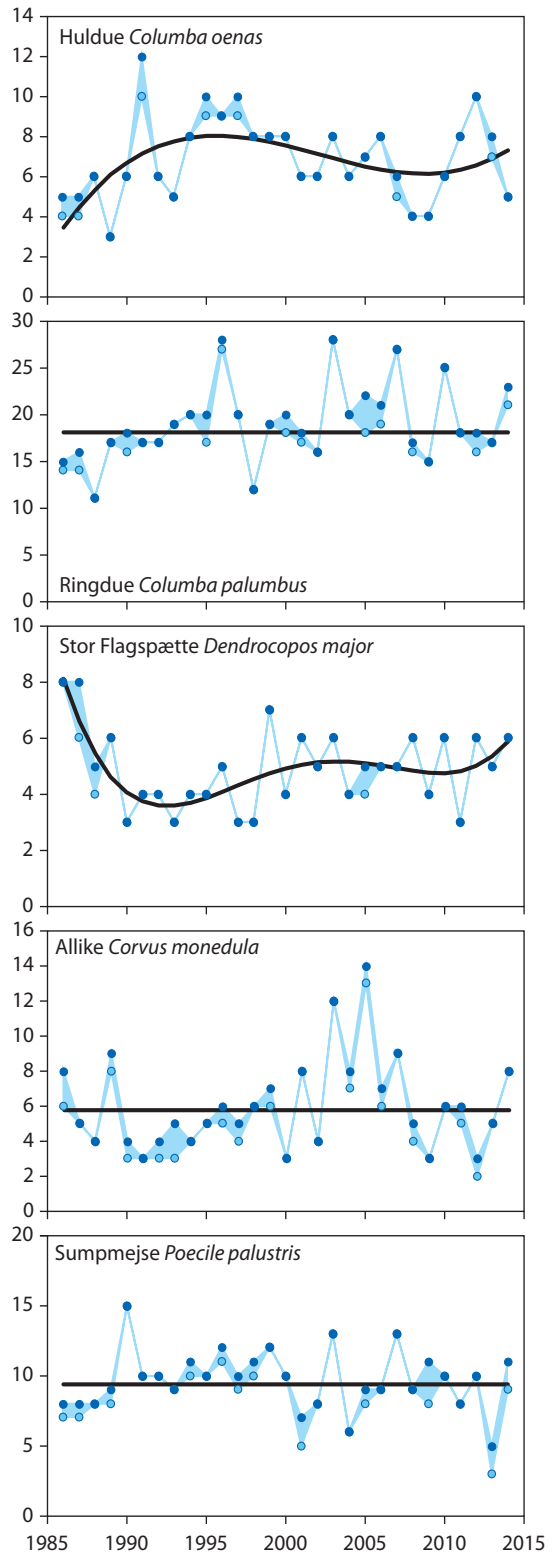
For 33 artspar var der signifikant positiv korrelation mellem bestandstallene i de 29 år (Fig. 4). Tilsvarende var der signifikant negativ korrelation mellem 25 artspar (se diskussionen).

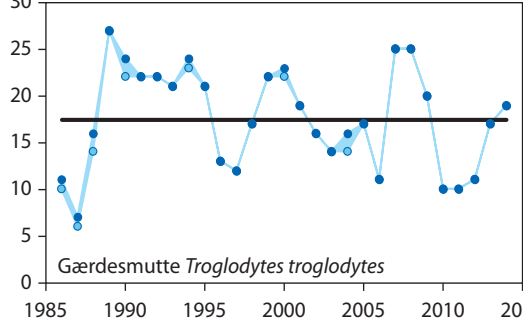
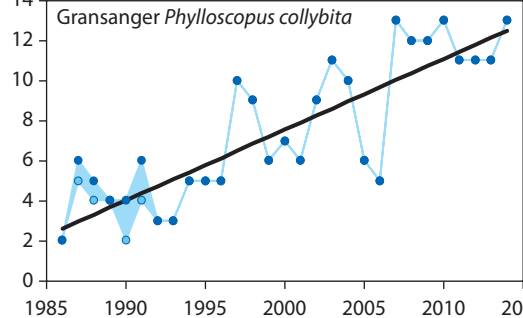
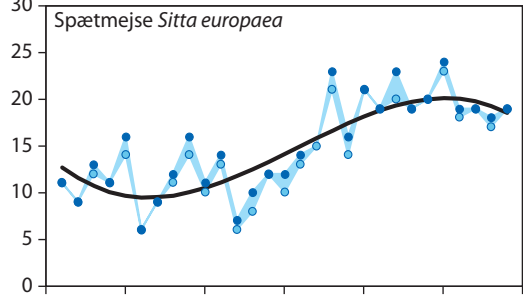
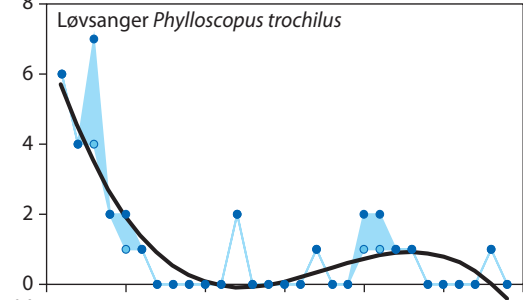
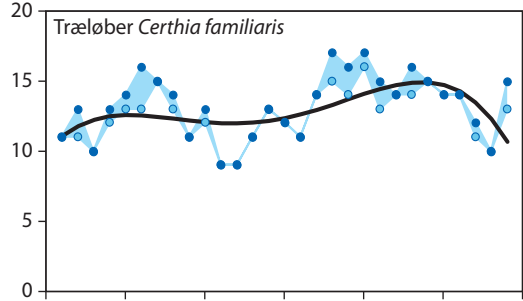
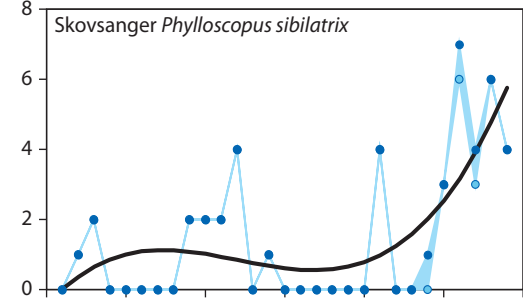
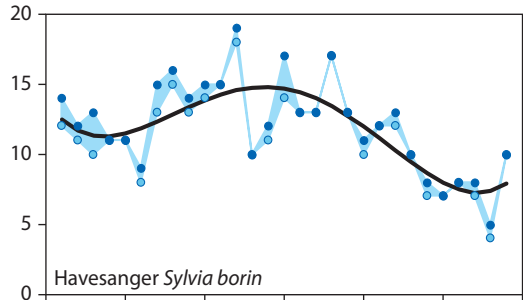
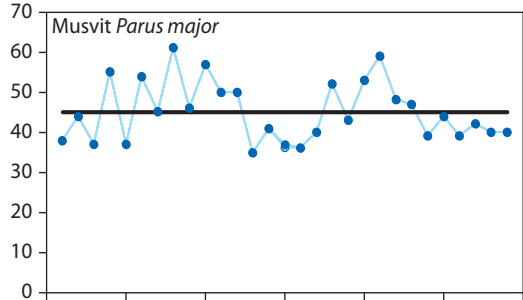
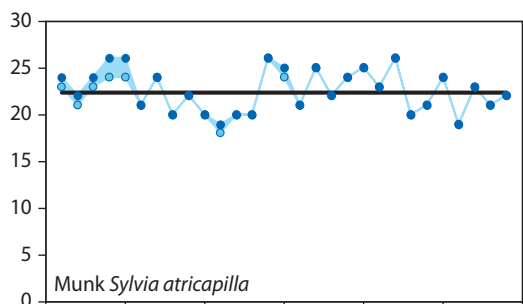
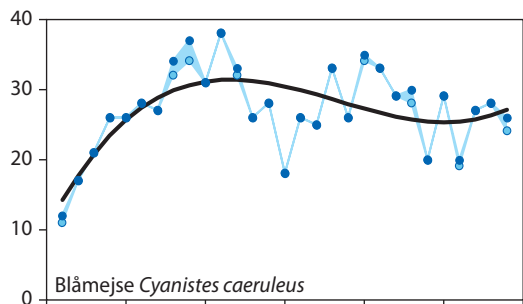
For syv arter, Løvsanger, Gransanger, Spætmejse, Gærdesmutte, Stær, Rødhals og Rødstjert var der en stærkt signifikant korrelation ( $r = 0,469-0,883$ ;  $p \leq 0,01$ ) mellem optællingsresultaterne fra Strødam og de nationale indeks fra Dansk Ornitologisk Forenings punkt-tællinger fra den samme periode (Nyegaard *et al.* 2015). For yderligere seks arter, Ringdue, Blåmejse, Havesanger, Sangdrossel, Jernspurv *Prunella modularis* og Bogfinke var der en lidt svagere, men stadig signifikant korrelation ( $r = 0,370-0,460$ ;  $p < 0,05$ ) mellem optællingsresultaterne fra Strødam og de nationale indeks fra punkt-tællingerne.

For Gærdesmutten ses de klassiske bestandssammenbrud (Heldbjerg & Eskildsen 2009) efter isvintrene 1986, 1987, 1996, 1997, 2010 og 2011, mens Solsortebestanden

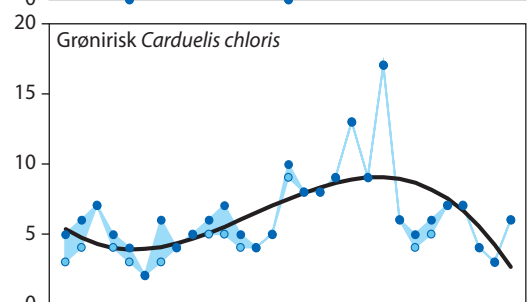
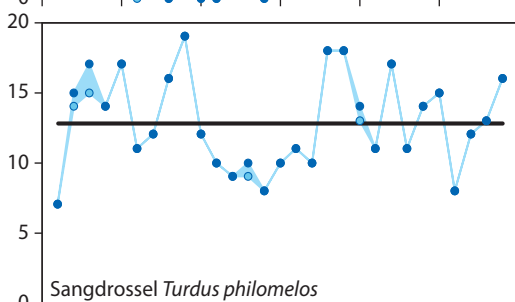
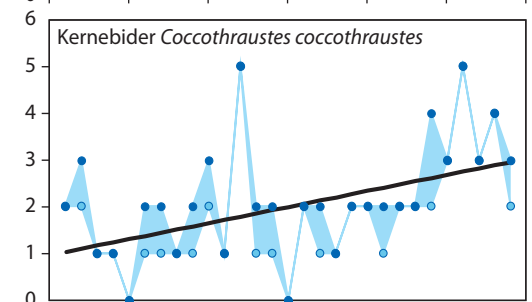
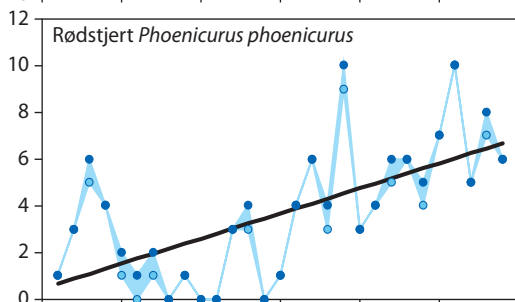
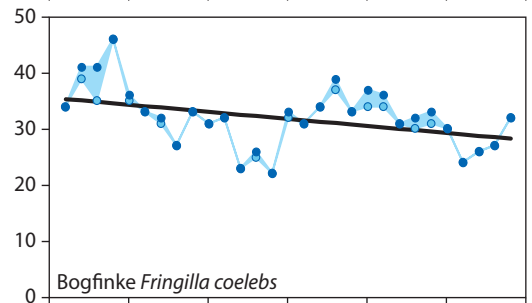
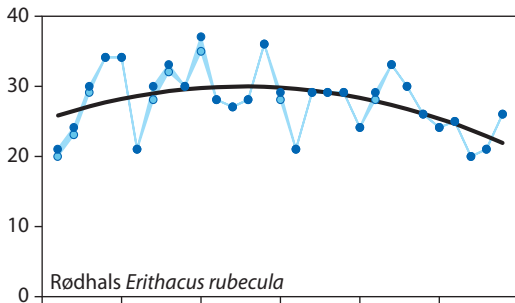
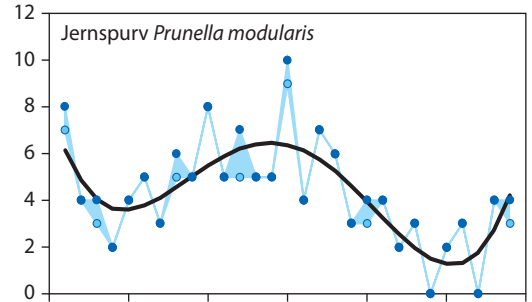
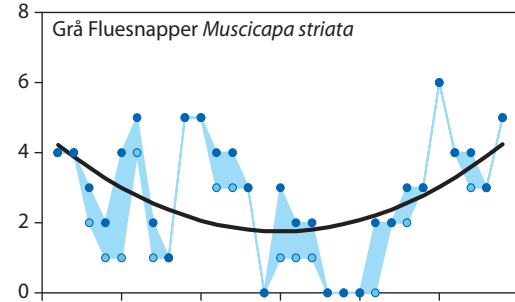
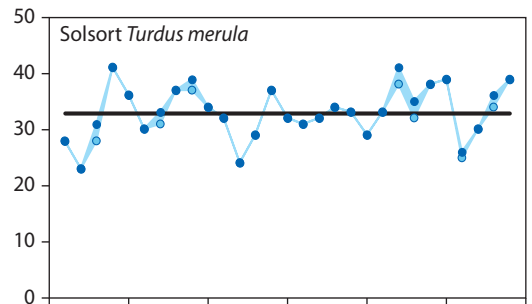
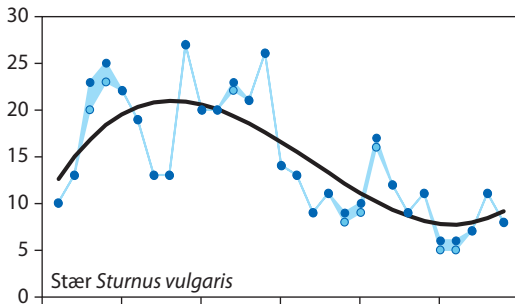
Fig. 2. Udviklingen i bestandene af de 25 mest almindelige arter i det 26 ha store optællingsområde i Strødamreservatet 1986-2014. De estimerede årlige minimums- og maksimumstal er vist sammen med tendenslinjer beregnet ved hjælp af polynomial regression. En vandret linje repræsenterer et 0-grads polynomium, en vandret linje forskellig for vandret repræsenterer et 1.-grads polynomium, en parabelform et 2.-grads polynomium, en linje der ændrer retning to gange et 3.-grads polynomium, og en linje der vender retning tre gange et 4.-grads polynomium.

Population development in the 25 most common bird species in the 26 ha Strødam census area 1986-2014. The estimated annual minimum and maximum numbers are shown together with trend lines calculated by polynomial regression.





1985 1990 1995 2000 2005 2010 2015



1985 1990 1995 2000 2005 2010 2015

1985 1990 1995 2000 2005 2010 2015



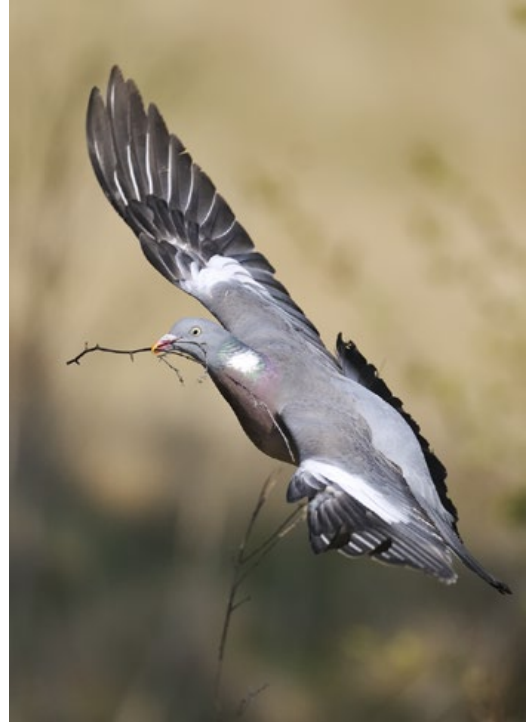
tilsyneladende først gik tilbage efter 'dobbeltisvintrene' 1986-87, 1996-97 og 2010-11 (Fig. 2). Også bestanden af Træløber gik stærkt ned efter isvintrene 1996 og '97, mens Rødhalsen ikke blev påvirket nævneværdigt, som det ellers er set på nationalt niveau (Heldbjerg & Eskildsen 2009).

For de arter, hvis ynglebestande er kendt for at være påvirket af oldensætningen hos bøg det foregående år (Bejer & Rudemo 1985, Jacobsen 1994, Heldbjerg & Eskildsen 2009), ses tilsvarende tendenser i Strødam-materialet hos Ringdue, Sumpmejsse og Spætmejsse samt i mindre grad hos Blåmejsse og Musvit, idet disse arter havde relativt større bestande i det mindste i nogle af årene efter de store bølge-oldeår 1989, 1992, 1995 (også stort ege-oldeår), 1998, 2002, 2004, 2006, 2009 og 2011 (H. G. Knudsen, Naturstyrelsen *in litt.*). Derimod ses ingen tydelig reaktion hos Stor Flagspætte *Dendrocopos major*, som til gengæld i 1999 havde en særlig stor bestand (Fig. 2) efter et år med god frøsætning hos rødgran, hvilket er i overensstemmelse med det nationale indeks (Heldbjerg & Eskildsen 2009). De relativt store bestande af denne art de to første år i undersøgelsesperioden var også efter en række år med mange granfrø (1983-85; Heldbjerg & Eskildsen 2009). At ikke alle arter og år passer ind i 'skemaet' kan bl.a. skyldes, at snedække kan gøre frøene vanskeligt tilgængelige og dermed forringe vilkårene for arter, der ikke hamstrer vinterforråd (Jacobsen 1994).

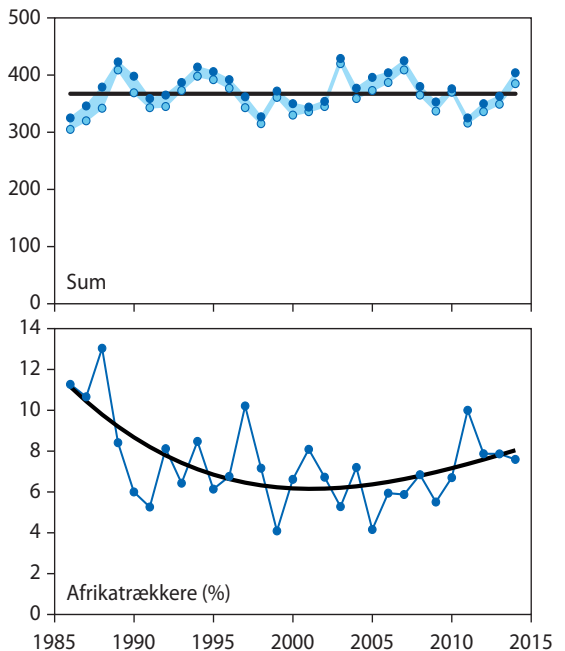
Også blandt de fåtallige eller uregelmæssige ynglefugle er der sket ganske markante ændringer, idet 3-4 arter, Hvinand *Bucephala clangula*, Musvåge *Buteo buteo*, Lille Flagspætte *Dendrocopos minor* og Parktræløber *Certhia brachydactyla* er kommet til og/eller blevet mere regelmæssige, mens 8-10 arter, Fasan, Hvepsevåge *Pernis apivorus*, Spurvehøg *Accipiter nisus*, Svaleklire *Tringa ochropus*, Tårnfalk, Husskade *Pica pica*, Krage *Corvus corone*, Tornsanger *Curruca communis*, Nattergal *Luscinia luscinia* og Broget Fluesnapper er blevet mere uregelmæssige ynglefugle (Tab. 3).

Fig. 3. Udviklingen i den totale fuglebestand i optællingsområdet i Strødamreservatet (Sum) og i andelen af Afrika-trækkere (% af totale fuglebestand) 1986-2014. De estimerede årlige minimums- og maksimumstal er vist sammen med tendenslinjer beregnet ved hjælp af polynomisk regression. Fugle tilknyttet menneskets boliger, introducerede arter og egentlige vandfugle er udeladt.

Population development of all bird species in the Strødam census area together with the percentage of sub-Saharan migrants 1986-2014. The estimated annual minimum and maximum numbers are shown together with trend lines calculated by polynomial regression. Species nesting on human structures, introduced species and true waterbirds are excluded.



Ynglebestanden af Ringduer var forholdsvis stabil i undersøgelsesperioden, men påvirket af oldensætningen hos bøg. Foto: John Larsen.



| Areal/År  | 1947-50 | 1955-58 | 1986-95 | 1996-05 | 2006-14 |
|---|---------|---------|---------|---------|---------|
| 135   | 135     | 135     | 26      | 26      | 26      |
| 1947-50   | 1947-50 | 1955-58 | 1986-95 | 1996-05 | 2006-14 |
| 200+  | 200+    | 15+     | 0       | 0       | 0       |
| Redekasser/Nest boxes                                   |         |         |         |         |         |
| Knopsvane <i>Cygnus olor</i>                            | +       | +       | 0       | 0       | 0       |
| Hvinand <i>Bucephala clangula</i> <sup>a</sup>          | 0       | 0       | 0,4     | 0,3     | 0,3     |
| Knarand <i>Mareca strepera</i>                          | 0       | 0       | 0       | 0       | +       |
| Gråand <i>Anas platyrhynchos</i>                        | +       | +       | +       | 0,2     | 0,2     |
| Fasan <i>Phasianus colchicus</i>                        | 0       | 0       | 0,2     | +       | 0       |
| Huldue <i>Columba oenas</i> <sup>a</sup>                | 0,2     | 0       | 2,4     | 2,9     | 2,5     |
| Ringdue <i>Columba palumbus</i>                         | 1,1     | 1,1     | 6,4     | 7,7     | 7,6     |
| Natravn <i>Caprimulgus europaeus</i> <sup>b</sup>       | +       | 0       | 0       | 0       | 0       |
| Gøg <i>Cuculus canorus</i> <sup>b</sup>                 | 0,3     | 0,3     | 0,3     | 0,4     | 0,4     |
| Rørhøne <i>Gallinula chloropus</i>                      | 0       | +       | +       | 0       | +       |
| Blishøne <i>Fulica atra</i>                             | +       | +       | 0,3     | 0,3     | 0,4     |
| Fiskehejre <i>Ardea cinerea</i>                         | 0       | +       | 0       | 0       | 0       |
| Skovsneppe <i>Scolopax rusticola</i>                    | 0       | 0       | 0       | +       | 0,1     |
| Svallekliire <i>Tringa ochropus</i>                     | 0       | +       | 0,1     | 0       | +       |
| Hvepsevåge <i>Pernis apivorus</i> <sup>b</sup>          | 0       | +       | +       | 0       | 0       |
| Spurvehøg <i>Accipiter nisus</i>                        | +       | 0       | 0,1     | 0       | 0       |
| Duehøg <i>Accipiter gentilis</i>                        | 0       | 0       | 0       | 0       | +       |
| Musvåge <i>Buteo buteo</i>                              | 0,1     | 0,1     | 0,1     | 0,4     | 0,6     |
| Skovhornugle <i>Asio otus</i>                           | 0       | +       | 0       | 0       | 0       |
| Natugle <i>Strix aluco</i> <sup>a</sup>                 | 0,2     | 0,2     | 0,3     | 0,3     | 0,2     |
| Vendehals <i>Jynx torquilla</i> <sup>a,b</sup>          | +       | +       | 0       | 0       | 0       |
| Sortspætte <i>Dryocopus martius</i> <sup>a</sup>        | 0       | 0       | +       | 0       | 0       |
| Lille Flagspætte <i>Dendrocopos minor</i> <sup>a</sup>  | 0       | 0       | 0       | 0,2     | 0,2     |
| Stor Flagspætte <i>Dendrocopos major</i> <sup>a</sup>   | 0,8     | 0,7     | 1,8     | 1,8     | 2,0     |
| Isfugl <i>Alcedo atthis</i>                             | 0       | 0       | 0       | 0       | +       |
| Tårnfalk <i>Falco tinnunculus</i> <sup>a</sup>          | 0       | +       | 0,1     | 0       | 0       |
| Rødrygget Tornskade <i>Lanius collurio</i> <sup>b</sup> | 0,7     | +       | 0       | 0       | 0,1     |
| Skovskade <i>Garrulus glandarius</i>                    | 0,6     | 0,7     | 1,7     | 1,1     | 1,1     |
| Husskade <i>Pica pica</i>                               | 0,2     | 0,1     | +       | 0       | 0       |
| Allike <i>Corvus monedula</i> <sup>a</sup>              | 1,7     | 0,9     | 1,8     | 2,7     | 2,1     |
| Ravn <i>Corvus corax</i>                                | 0       | 0       | 0       | +       | 0       |
| Krage <i>Corvus corone</i>                              | 0,3     | 0,5     | 0,5     | 0,6     | 0,2     |
| Sortmejse <i>Periparus ater</i> <sup>a</sup>            | 0       | 0       | 0,7     | 0,6     | 0,8     |
| Sumpmejse <i>Poecile palustris</i> <sup>a</sup>         | 0,9     | 0,7     | 3,7     | 3,7     | 3,5     |
| Blåmejse <i>Cyanistes caeruleus</i> <sup>a</sup>        | 1,8     | 0,7     | 9,8     | 11,0    | 10,2    |
| Musvit <i>Parus major</i> <sup>a</sup>                  | 2,8     | 1,5     | 18,2    | 16,8    | 17,0    |
| Sanglærke <i>Alauda arvensis</i>                        | 0,1     | 0       | 0       | 0       | 0       |
| Gulbug <i>Hippoboscus icteroides</i> <sup>b</sup>       | 0,1     | 1,1     | 0,1     | 0,1     | 0,1     |
| Kærsanger <i>Acrocephalus palustris</i> <sup>b</sup>    | +       | 0       | 0       | 0       | 0       |

Tab. 2. Bestandstætheder (par/10 ha) af alle konstante arter i Strødamreservatet i udvalgte perioder med tilhørende værdier for alle arter tilsammen, gennemsnitligt antal arter, andel af hulerugere, andel af Afrika-trækkere og Simpsons diversitetsindeks. Ved beregning af sidstnævnte har vi udeladt kolonirugende fugle, deciderede vandfugle, introducerede arter og arter primært tilknyttet menneskelig bebyggelse (se teksten). For 1947-50 er de angivne tal for mejser kun ynglefugle i redekasser, + = < 0,05 par pr. 10 ha. Population densities (pairs per 10 ha) of all recorded breeding bird species in Strødam Reserve in selected periods with the corresponding values for the sum of densities of all species, average number of species, ratio of hole nesters and sub-Saharan Africa migrants together with Simpson's diversity index. When calculating the latter, colony nesters, waterbirds, introduced species and species primarily nesting on human structures have been excluded, + = < 0,05 pairs per 10 ha. In the two first study periods, populations in the entire forested part of the Reserve were estimated. For 1947-1950, numbers of breeding tits only cover pairs breeding in nest boxes.

|   |       |       |       |       |       |       |       |       |   |
|---|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|---|
| Digesvale <i>Riparia riparia</i> <sup>b</sup>               | 0,2   | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0 |
| Skovsanger <i>Phylloscopus sibilatrix</i> <sup>b</sup>      | 0,2   | +     | 0,3   | 0,3   | 0,3   | 1,2   | 0,3   | 1,2   | 0 |
| Løvsanger <i>Phylloscopus trochilus</i> <sup>b</sup>        | 0,5   | 1,8   | 0,8   | 0,2   | 0,8   | 0,2   | 0,2   | 0,2   | 0 |
| Gransanger <i>Phylloscopus collybita</i>                    | 0     | 0     | 1,5   | 3,0   | 3,0   | 4,3   | 0,3   | 4,3   | 0 |
| Halemeise <i>Aegithalos caudatus</i>                        | 0,1   | 0,1   | 0,8   | 0,8   | 0,8   | 0,7   | 0,8   | 0,7   | 0 |
| Munk <i>Sylvia atricapilla</i>                              | 0,5   | 1,6   | 8,7   | 8,7   | 8,7   | 8,5   | 8,7   | 8,5   | 0 |
| Havesanger <i>Sylvia borin</i> <sup>b</sup>                 | 0,7   | 1,9   | 4,8   | 5,3   | 5,3   | 3,4   | 5,3   | 3,4   | 0 |
| Gærdesanger <i>Curruca curruca</i> <sup>b</sup>             | 0,2   | 0,4   | +     | +     | +     | 0     | +     | 0     | 0 |
| Tomsanger <i>Curruca communis</i> <sup>b</sup>              | 0,2   | 1,8   | 0,5   | 0,3   | 0,3   | 0,3   | 0,3   | 0,3   | 0 |
| Fuglekonge <i>Regulus regulus</i>                           | 0,4   | 0,1   | 1,1   | 0,6   | 0,6   | 0,3   | 0,6   | 0,3   | 0 |
| Rødtoppet Fuglekonge <i>Regulus ignicapilla</i>             | 0     | 0     | +     | +     | +     | 0     | +     | 0     | 0 |
| Parktræløber <i>Certhia brachydactyla</i> <sup>a</sup>      | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0,4   | +     | 0,4   | 0 |
| Træløber <i>Certhia familiaris</i> <sup>a</sup>             | 0,2   | 0,1   | 4,8   | 4,9   | 4,9   | 5,2   | 4,9   | 5,2   | 0 |
| Spætmeise <i>Sitta europaea</i> <sup>a</sup>                | 1,0   | 0,6   | 4,3   | 5,3   | 5,3   | 7,6   | 5,3   | 7,6   | 0 |
| Gærdesmutte <i>Troglodytes troglodytes</i>                  | 0,8   | 0,8   | 7,4   | 6,4   | 6,4   | 6,3   | 6,4   | 6,3   | 0 |
| Stær <i>Sturnus vulgaris</i> <sup>a</sup>                   | 2,4   | 1,9   | 7,0   | 5,9   | 5,9   | 3,7   | 5,9   | 3,7   | 0 |
| Grå Fluesnapper <i>Muscicapastriata</i> <sup>b</sup>        | 0     | 0     | 1,2   | 0,6   | 0,6   | 1,3   | 0,6   | 1,3   | 0 |
| Rødhals <i>Erithacus rubecula</i>                           | 0,9   | 0,7   | 11,2  | 10,8  | 10,8  | 10,0  | 10,8  | 10,0  | 0 |
| Nattergal <i>Luscinia luscinia</i> <sup>b</sup>             | 0,4   | 0,7   | 1,1   | 0,2   | 0,2   | 0,1   | 0,2   | 0,1   | 0 |
| Broget Fluesnapper <i>Ficedula hypoleuca</i> <sup>a,b</sup> | 0,8   | +     | 1,0   | 0,3   | 0,3   | 0,3   | 0,3   | 0,3   | 0 |
| Rødstjert <i>Phoenicurus phoenicurus</i> <sup>a,b</sup>     | 0,1   | 0,2   | 0,7   | 1,3   | 1,3   | 2,4   | 1,3   | 2,4   | 0 |
| Bynkefugl <i>Saxicola rubetra</i> <sup>b</sup>              | 0,4   | 0,1   | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0 |
| Misteldrossel <i>Turdus viscivorus</i>                      | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0 |
| Sangdrossel <i>Turdus philomelos</i>                        | 1,2   | 1,2   | 5,3   | 4,5   | 4,5   | 5,0   | 4,5   | 5,0   | 0 |
| Solsort <i>Turdus merula</i>                                | 1,3   | 2,1   | 12,6  | 12,0  | 12,0  | 13,4  | 12,0  | 13,4  | 0 |
| Sjagger <i>Turdus pilaris</i>                               | 0     | 0     | 0,2   | 0,1   | 0,1   | 0,1   | 0,1   | 0,1   | 0 |
| Jernspurv <i>Prunella modularis</i>                         | 0,2   | 0,8   | 1,8   | 2,1   | 2,1   | 0,9   | 2,1   | 0,9   | 0 |
| Skovspurv <i>Passer montanus</i> <sup>a</sup>               | 0,9   | 0,7   | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0 |
| Skovpiber <i>Anthus trivialis</i> <sup>b</sup>              | 0,4   | 0,2   | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0 |
| Gul Vipsstjert <i>Motacilla flava</i> <sup>b</sup>          | 0,1   | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0 |
| Hvid Vipsstjert <i>Motacilla alba</i>                       | +     | +     | +     | +     | +     | +     | +     | +     | + |
| Bogfinke <i>Fringilla coelebs</i>                           | 2,3   | 4,5   | 13,4  | 11,8  | 11,8  | 11,5  | 11,8  | 11,5  | 0 |
| Kernebider <i>Coccothraustes coccothraustes</i>             | 0     | +     | 0,6   | 0,7   | 0,7   | 1,1   | 0,7   | 1,1   | 0 |
| Dompap <i>Pyrrhula pyrrhula</i>                             | 0     | 0     | 0,4   | 0,3   | 0,3   | 0,9   | 0,3   | 0,9   | 0 |
| Grønirisk <i>Carduelis chloris</i>                          | 0,3   | 0,7   | 1,7   | 2,9   | 2,9   | 2,6   | 2,9   | 2,6   | 0 |
| Tornirisk <i>Linaria cannabina</i>                          | 0,2   | 0,7   | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0 |
| Stillits <i>Carduelis carduelis</i>                         | 0,1   | 0     | 0,3   | 0,3   | 0,3   | 0,5   | 0,3   | 0,5   | 0 |
| Gulspurv <i>Emberiza citrinella</i>                         | 1,6   | 3,1   | 0,5   | 0,2   | 0,2   | 1,2   | 0,2   | 1,2   | 0 |
| Total/Total   | 30,5  | 35,4  | 143   | 140   | 140   | 142   | 140   | 142   | 0 |
| Pct. hullugere Pct. hole nesters                            | 45    | 23    | 40    | 41    | 41    | 41    | 41    | 41    | 0 |
| Pct. Afrika-trækkere Pct. sub-Saharan migrants              | 17    | 24    | 7     | 6     | 6     | 7     | 6     | 7     | 0 |
| Antal arter No. of species                                  | 46,4  | 38,8  | 38,8  | 34,5  | 34,5  | 38,0  | 34,5  | 38,0  | 0 |
| Simpson-diversitetsindeks Simpson's index                   | 0,951 | 0,936 | 0,936 | 0,938 | 0,938 | 0,940 | 0,938 | 0,940 | 0 |

a) Hullugere Hole nester

b) Afrika-trækkere Sub-Saharan migrant

+ = &lt; 0,05 par pr. 10 ha

Tab. 3. Fåttallige arter registreret i optællingsområdet i Strødamreservatet 1986-2014.  
Less common species recorded in Strødam Reserve census area 1986-2014.

| Art/Species                                     | 1986 | 1987 | 1988 | 1989 | 1990 | 1991 | 1992 | 1993 | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 |
|---|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Hvinand <i>Bucephala clangula</i>               |      |      |      |      |      |      |      |      |      | 1    | 0-1  |      |
| Knarand <i>Mareca strepera</i>                  |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
| Gråand <i>Anas platyrhynchos</i>                |      |      | 1    |      | 1    | 1-2  | 2-3  | 1    | 1    | 1    | 1-2  | 1    |
| Fasan <i>Phasianus colchicus</i>                | 1-2  | 1    | 1-2  | 2    | 1    | 1-2  |      |      |      |      |      |      |
| Gøg <i>Cuculus canorus</i>                      | 1-2  | 1    | 1    | 1    | 1    | 1    | 1-2  | 1    |      |      | 1    | 0-1  |
| Rørhøne <i>Gallinula chloropus</i>              |      |      |      |      |      |      |      |      |      | 0-1  |      |      |
| Blishøne <i>Fulica atra</i>                     |      |      | 1-2  | 1-3  | 5    | 2    | 3    | 2    | 3    | 0-1  | 2    | 2    |
| Skovsneppe <i>Scolopax rusticola</i>            |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
| Svaleklire <i>Tringa ochropus</i>               |      |      | 0-1  |      | 1    | 0-1  | 1    |      |      |      |      |      |
| Hvepsevåge <i>Pernis apivorus</i>               |      | 0-1  |      |      |      |      |      |      |      | 0-1  |      |      |
| Spurvehøg <i>Accipiter nisus</i>                |      |      |      |      |      | 0-1  |      | 1    | 1    |      |      |      |
| Duehøg <i>Accipiter gentilis</i>                |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
| Musvåge <i>Buteo buteo</i>                      | 1    | 1    |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
| Natugle <i>Strix aluco</i>                      | 1-2  | 2    | 1    |      | 1    | 1    | 0-1  | 1    |      | 1    | 1-2  |      |
| Sortspætte <i>Dryocopus martius</i>             | 1    |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
| Lille Flagspætte <i>Dendrocopos minor</i>       |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      | 1    |
| Isfugl <i>Alcedo atthis</i>                     |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
| Tårnfalk <i>Falco tinnunculus</i>               |      |      | 1    |      | 0-1  |      |      | 1    |      |      |      |      |
| Rødrygget Tornskade <i>Lanius collurio</i>      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
| Skovskade <i>Garrulus glandarius</i>            | 4-5  | 4-5  | 4-5  | 4    | 4-5  | 5    | 4-5  | 4-5  | 3    | 5    | 3    | 3-4  |
| Husskade <i>Pica pica</i>                       | 0-1  | 0-1  | 0-1  |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
| Ravn <i>Corvus corax</i>                        |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
| Krage <i>Corvus corone</i>                      | 1-2  | 1-2  | 1-2  | 2    | 2    | 1-2  | 2    | 1-2  | 0-1  | 1    | 0-1  | 0-2  |
| Sortmejse <i>Periparus ater</i>                 | 1-2  | 1-2  | 2    | 1-2  | 1-2  | 1    | 1    | 1-2  | 3-4  | 2    | 3    | 2    |
| Gulbug <i>Hippolais icterina</i>                | 1    |      |      |      |      |      |      |      |      | 1    | 1-2  | 0-1  |
| Halemejse <i>Aegithalos caudatus</i>            | 4    | 4-5  | 1    |      | 2-3  | 0-1  | 1    | 1    | 1    | 5    | 3-4  | 2    |
| Gærdesanger <i>Curruca curruca</i>              | 1    |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
| Tornsanger <i>Curruca communis</i>              | 1    | 1    | 2    | 1-2  | 1    |      | 3-4  | 1    | 1    | 1    |      |      |
| Fuglekonge <i>Regulus regulus</i>               | 2    | 2    | 2-3  | 6    | 3-5  | 3    | 2    | 2    | 2    | 1    | 1    |      |
| Rødtoppet Fuglekonge <i>Regulus ignicapilla</i> |      |      |      |      |      |      |      |      |      | 1    |      |      |
| Parktræløber <i>Certhia brachydactyla</i>       |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
| Nattergal <i>Luscinia luscinia</i>              | 3    | 3    | 3    | 5    | 3-4  | 3    | 3    | 3    | 1    |      |      |      |
| Broget Fluesnapper <i>Ficedula hypoleuca</i>    | 2    | 3    | 7    | 4-5  | 0-1  |      | 2    | 1-2  | 5-6  |      | 1-2  | 2    |
| Misteldrossel <i>Turdus viscivorus</i>          |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
| Sjagger <i>Turdus pilaris</i>                   | 1    | 0-1  | 1-2  |      |      |      |      |      | 0-1  | 0-1  |      |      |
| Hvid Vipstjert <i>Motacilla alba</i>            |      |      |      |      |      | 0-1  |      |      |      |      |      |      |
| Dompap <i>Pyrrhula pyrrhula</i>                 |      |      | 0-1  |      | 1-2  | 1-2  | 2    | 1-2  | 1    | 2-3  | 1-2  | 0-1  |
| Stillits <i>Carduelis carduelis</i>             |      |      |      | 1-2  | 1    |      | 1-2  |      | 0-1  | 2    | 4    |      |
| Gulspurv <i>Emberiza citrinella</i>             | 1    | 3    | 1    | 0-1  | 2-3  |      | 0-1  | 3    | 1    | 1    | 2-3  | 0-2  |

| 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 |
|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
|      | 1    | 0-2  | 1-2  | 1-3  | 0-1  |      |      |      | 1    | 1    |      |      | 0-1  |      | 1    | 1-2  |
|      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      | 1    |
| 3-4  |      | 1    | 1    | 1-2  | 1-2  | 0-1  | 0-1  |      | 3-4  | 2    |      | 0-1  | 1-2  |      | 0-3  | 0-2  |
| 0-1  |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
| 1-2  | 1-2  | 0-2  | 1    | 1    | 1    | 1    | 0-1  | 1    | 1    | 1    | 1-2  | 1    | 0-1  | 1    | 1    | 1    |
|      |      |      |      |      |      |      |      |      | 1    |      |      |      |      |      |      |      |
|      |      | 2    | 3    | 2    | 2    | 2-3  | 3    | 2    | 3    | 3    | 3    | 1    | 1    | 2    | 2    | 2    |
|      |      |      |      |      |      | 0-1  |      |      | 0-1  |      |      |      |      | 0-1  |      | 0-1  |
|      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      | 0-1  |      |
|      |      |      |      |      |      |      |      |      |      | 1    |      |      |      |      |      |      |
|      |      |      | 1    | 1    | 3    | 2    | 4    | 0-1  | 2-3  | 3    | 1    | 1    | 1    | 2    | 1-2  | 1    |
| 1    | 1    | 1    |      | 1    | 1    | 0-1  | 1    | 1    | 1    |      | 1    | 1    |      | 0-1  |      | 1    |
|      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
|      |      |      | 1    |      | 0-1  | 0-2  | 1    | 0-1  |      | 1    |      |      |      |      | 1    | 1    |
|      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      | 0-1  |
|      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
|      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
|      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
| 1-2  | 3-4  | 2    | 4    | 2-3  | 2-3  | 2-3  | 3-4  | 3    | 4-5  | 3-4  | 3-4  | 2-3  | 1    | 1    | 3-4  | 3-4  |
|      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
|      |      |      |      |      |      | 0-1  |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
| 2    | 0-1  | 0-1  | 0-1  |      |      |      |      |      |      |      |      |      | 0-1  | 1    |      |      |
|      | 1-2  |      | 2    | 1-3  | 3    |      | 2    | 3-4  | 2-3  | 2    |      |      | 1    | 4    | 2-3  | 3-4  |
|      | 0-1  |      | 1    |      |      |      |      |      |      |      |      |      | 1    | 0-1  |      |      |
| 1    | 0-1  | 3    | 2    | 0-1  | 5-6  | 1    | 1-2  |      | 0-1  | 2    | 1-2  | 3    | 1    | 3-4  | 4    | 1-2  |
|      | 0-1  |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
| 1-2  |      | 1    | 3    | 1    | 1    |      |      |      |      |      |      |      | 1    | 2    | 3    |      |
| 1    | 3    |      | 3    | 1-2  | 2    | 2    | 1    | 1    | 2    | 1    | 2    |      |      |      |      | 0-1  |
|      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
|      |      | 0-1  |      |      |      |      |      |      |      | 1    |      |      |      |      | 3    | 3    |
| 3-4  |      |      |      |      |      |      | 0-1  |      | 0-1  | 1    |      |      |      |      |      | 3-4  |
|      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      | 2    |
|      |      | 1    | 2    |      |      | 1-2  |      |      | 1    | 2    | 1    | 0-1  |      | 1-2  | 1    | 1    |
|      |      |      |      |      |      | 0-1  |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
|      |      |      | 2-3  |      |      |      |      | 1    |      |      |      |      |      |      |      |      |
|      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
| 0-1  |      |      |      | 1-2  | 1-3  | 1-2  | 1-2  | 0-1  | 0-1  | 1-2  | 2-3  | 2    | 2-3  | 2-3  | 4-5  | 3-5  |
|      |      |      | 1-2  | 2    | 1    |      | 0-1  | 1    |      | 1    | 2    | 1-2  | 1-2  | 1-2  | 0-1  | 2-3  |
| 1    | 0-1  |      |      | 0-1  |      |      |      | 1    | 1    | 1    | 1-2  | 1-2  | 3    | 4    | 7    | 7    |

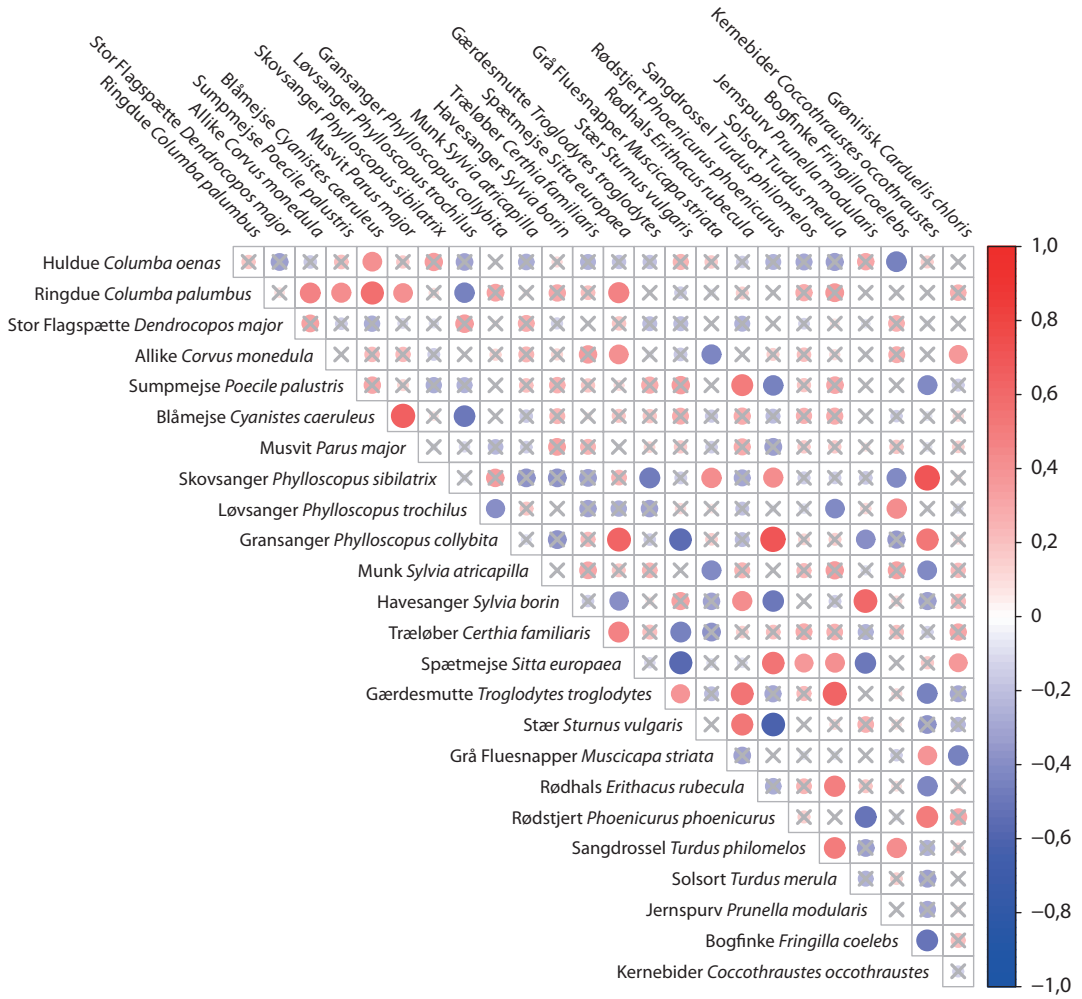


Fig. 4. Parvise korrelationer mellem de årlige bestandsestimater for de 25 arter udvalgt til statistiske analyser. Cirklernes størrelse og farveintensitet angiver korrelationskoefficienternes størrelse og farven angiver korrelationens fortegn. Overkrydsede signaturer er ikke-signifikante korrelationer, dvs. med  $p \geq 0,05$ . Interspecies correlations between annual population figures for the 25 most common bird species in the 26 ha Strødam census area 1986-2014. The size of the dots and the colour intensity denotes the correlation coefficient and the colour denotes its sign. Dots with crosses denote non-significant correlations i.e. at  $p \geq 0.05$ .

## Diskussion

### Optællingernes pålidelighed

Ved brug af kortlægningsmetodens regler om, at der skal mindst tre registreringer indenfor et område på størrelse med et for arten normalt territorium til, hvoraf mindst skal være territoriehævdelse, for at et 'par' accepteres, opnåede Jensen (1971-72) kun accept af 36 % af de faktiske ynglepar i farvemærkede bestande af Blåmejser, Musvitter, Sivsangere *Acrocephalus schoenobaenus*, Kærsangere *Acrocephalus palustris*, Tornsanger

gere, Jernspurve og Rørspurve *Schoeniclus schoeniclus* i Kagsmosen ved København. Hovedårsagen til de få registreringer er, at hannerne af en række arter mere eller mindre holder op med at synge og ofte optræder meget diskret, så snart de er etablerede med hunner og æg. Hertil kommer, at en række arter kan yngle i forskellige kombinationer af polygami (fx to hunner og/eller hanner i samme territorium eller i to adskilte territorier) og overlappende 'territorier' (inkl. 'kolonidannelse') med

det resultat, at pålidelige bestandsopgørelser for disse arter kun kan opnås med individuelt (farve-)mærkede populationer (Jensen 1971-72, 1974, 2002).

Fremprovokeret af disse resultater gennemførtes tilsvarende undersøgelser over Kærsanger, Tornsanger og Gulspurv *Emberiza citrinella* på øen Hjelm i 1975 og '76, efter at alle fangne fugle var blevet farveringmærket fra 1973 og frem (Hansen 1977, Frikke 1979). Hvis den ene af de to observatører i 1976, som kendte resultaterne fra 1974 og '75, udelades, blev Tornsangerbestanden undervurderet med 19 % (N = 78 hanner) og Kærsangerbestanden med 40 % (20 hanner), mens Gulspurvebestanden kun blev undervurderet med et par i forhold til den faktiske bestand på syv hanner. Modsat den mere næringsrige Kagsmose, fandtes ingen af Tornsangerne at yngle i kolonier, og kun med få tilfælde af bigami blandt Tornsangerne og ingen hos Kærsangerne. Derimod viste to ud af syv Gulspurvehanner sig at have to hunner. Samstemmende med undersøgelserne i Kagsmosen fandtes flere reder af alle tre arter på steder, hvor der slet ikke eller kun ganske få gange blev registeret fugle (Hansen 1977, Frikke 1979).

I en tysk undersøgelse fandtes tilsvarende undervurderinger på 19-48 % ved kortlægningsoptællinger af Blåmejser, Musvitter og Brogede Fluesnappere sammenlignet med kendte bestande i redekasser mv. (Manne & Alpers 1975).

I modsætning hertil fandt Møller (1975), at kortlægningsmetoden overvurderede det faktiske antal ynglepar i en blandingskov (Kraghede) i Nordjylland med i gennemsnit 18 %. Dette resultat blev fundet ved at sammenligne med resultaterne af intensiv redefølgning, men dels forekommer det urealistisk at finde alle reder, dels handler kortlægningsmetoden om at registrere antallet af territorier (se ovenfor), som ikke nødvendigvis alle fører til yngel.

Optællingseffektiviteten blev sammenlignet mellem to observatører på Hjelm, hvor det naturligt nok viste sig, at en mindre erfaren observatør registrerede 22 % færre syngende fugle end en mere erfaren observatør, som tillige kendte øen godt fra tidligere sæsoner (Frikke 1979). Derimod var der praktisk taget fuld overensstemmelse mellem to udefrakommende, men erfarne ynglefugletælleres evaluering af registreringerne på feltkortene efter sæsonen – både indbyrdes og i forhold til optællernes (Frikke 1979). Enemar (1962) fandt nogenlunde god overensstemmelse mellem feltregistreringerne blandt seks erfarne observatører i et undersøgelsesområde i Skåne.

Et andet spørgsmål er så i hvilken udstrækning, de talte fugle repræsenterer ynglepar. Her fandt Madsen (1994), at det i maj og juni langt overvejende var uparrede Rødhalse, der blev registreret i et 40 ha stort nåle- og løvskovs område på Syddjurs med en delvis farve-



Syngende hanner repræsenterer ikke nødvendigvis ynglepar, idet en undersøgelse af Rødhalse ved Kalø viste, at det overvejende var uparrede hanner, der sang mest vedholdende sidst på foråret, dvs. i den periode hvor optællingerne normalt foretages. Foto: Ulrik Bruun.

ringmærket bestand. Ud af 6-8 uparrede og otte parrede hanner sang begge grupper ca. 90 % af dagtimerne i sidste halvdel af april, mens de udparrede hanner herefter reducerede sangaktiviteten til ca. 20 % af dagtimerne. De uparrede hanner fortsatte med en høj sangaktivitet på ca. 70 % af dagen og sang fra et meget større område, hvilket selvklaart førte til en helt skæv fordeling og misrepræsentation af ynglefuglene under kortlægningstællingerne. Her pegede resultaterne på åben bøgeskov som den foretrukne habitat, mens ynglefuglene reelt foretrak områder med en vis andel af gran eller anden tæt bevoksning.

Formelt skal tællinger ifølge kortlægningsmetoden foretages mellem den 15. maj og den 15. juni, (Falk 1990), men nærværende undersøgelses april-tællinger viser samstemmende med andre undersøgelser (fx Jensen 1971-72, Kayser 1984), at sangaktiviteten hos en række tidligt ynglende arter allerede er aftaget markant på dette tidspunkt. Reglen om den sene start skyldes frygt for at registrere syngende trækgæster som lokale ynglefugle, hvilket er en berettiget frygt for nogle arter, men ikke for andre (Jensen 1971-72), og metoden giver da også rum for en vis tilpasning, hvad datoerne angår (Falk 1990). For visse arter, såsom Natugle og Stor Flagspætte ville tællinger allerede i marts således være fordelagtige (se fx Andersen 1991).

Alle tællingerne i Strødamreservatet blev foretaget i morgentimerne, men efter at den meget hektiske helt tidlige morgenkulmination i sangaktiviteten, morgenkoret, var overstået (se Klug-Andersen 1983). Dette er i overensstemmelse med Joensen (1965), der anbefaler, at tællingerne gennemføres mellem kl. 06 og kl. 12. At gennemføre tællinger i den hektiske periode omkring solopgang er helt uoverskueligt i så tætte sangfuglebestande som i Strødamreservatet. Dette rummer dog yderligere et element af fejlmuligheder, idet mange undersøgelser viser store forskelle mellem arterne, hvad sangaktiviteten i løbet af de lyse timer angår (Joensen 1965, Frikke 1979, Klug-Andersen 1983). Der er således næppe tvivl om, at nogle aftentællinger tidligt på året til dækning af fx droesler og Rødhalse (Klug-Andersen 1983, Kayser 1984) ville have været godt.

Fugle fra naboområder, som for visse arter var et stort problem fx i Kagsmosen (der er et 'smørhul' omgivet af haver mv., hvorfra fugle besøger mosen; Jensen 1971-72), er næppe noget væsentligt problem for pålideligheden af optællingerne i Strødamreservatet, som dels er omgivet af 'fremmede' naturtyper (græsmarker og sø/eng) på de tre sider, dels går direkte over i fuldkommen samme naturtype; skov mod nord og nordøst. Her kan mejsekasserne nord for Skolestien dog have givet en lille bias.

Nærværende undersøgelse er ikke et metodestudie.

BGH har i stedet fra begyndelsen af anvendt sine erfaringer fra tællingerne til at give mere realistiske estimeringer af, hvad der i virkeligheden ynglende af fugle i undersøgelsesområdet (se afsnittet om materiale og metode). At dette var nødvendigt, bekræftes af ovenstående undersøgelser, ligesom detailstudier over Munk og Havesanger i et 15,2 ha stort overvejende overlappende undersøgelsesområde i 1979-80 gav *højere* tal end i nærværende undersøgelse (Krabbe 1987; se yderligere i Boks 2). Spørgsmålet er imidlertid, om det overhovedet kan lade sig gøre at udvikle en metode, som systematisk dækker alle arter i rimeligt omfang, når man tager i betragtning, hvor forskellige arternes yngleadfærd er – inkl. forskelle fra individ til individ og fra lokalitet til lokalitet (se Erskine 1974, Berthold 1976, Tomialojć 1980, Oelke 1981 og Bibby *et al.* 2000).

### Sammenligning med tidligere undersøgelser i Strødamreservatet

Ved sammenligningen med fugletællingerne i hele Strødamreservatet i 1947-50 og 1955-58 (Tab. 2) har vi valgt at justere tallene fra første periode angivet i Johansen & Nielsen (1951) med de opdaterede tal fra Johansen (1963), idet der i 1951-artiklen angiveligt ikke er set så nøje på, om fuglene var inden- eller udenfor reservatet. Alligevel er der et par af de udeladte arter fra første periode i Johansen (1963), som skal nævnes her, nemlig et par Natravne *Caprimulgus europaeus* i 1950 og et par Vendehalse *Jynx torquilla* i 1951. Sidstnævnte art blev desuden set i juni i 1948 (Johansen & Nielsen 1951), hvilket kunne tyde på yngel. Nye arter kom også til i de første undersøgelsesår i form af Tårnfalk (1955), Fiskehejre *Ardea cinerea* (1956), Svaleklire (1957) og Hvepsevåge (1958); Svalekliren som nyindvandret art i Danmark.

Arealet af det, der dengang indgik i optællingsområdet, angives ikke præcist af hverken Johansen & Nielsen (1951) eller Johansen (1963). Ved at udelade to store åbne arealer, der ligger udenfor det, der dengang var skov eller på vej til at blive det, men inkludere damme og lysninger inde i skoven, har vi beregnet arealet til ca. 135 ha.

Johansen (1963) beskriver detaljeret, hvordan fuglefaunaen i reservatet udviklede sig det første årti efter fældningen af nåleskoven og den tiltagende opvækst af nyplantningerne, så her vil vi koncentrere os mest om de ændringer, der er sket siden da. Her er det, der springer mest i øjnene, de meget lavere tætheder eller helt mangel på egentlige skovarter såsom Huldue, Ringdue, alle mejserne, Skovsanger, Træløber, Spætmejsje, Gærdesmutte, Rødhals, alle droeslerne, Bogfinke, Kernebidder og Dompap *Pyrrhula pyrrhula*, der var dengang. Til gengæld var der større tæthed af en del arter, der yngler i åbent land





Løvsangeren var langt talrigere i Strødamreservatet i 1950'erne, hvor der var meget nyopvækst, og hvor arten generelt var langt talrigere. Foto: Johanna M. Hartmann.

eller helt ung skov, såsom Rødrygget Tornskade *Lanius collurio* (i 1947-50), Løvsanger (i 1956-58), Gærdesanger *Curruca curruca*, Tornsanger (i 1956-58), Bynkefugl *Saxicola rubetra*, Skovpiber *Anthus trivialis*, Tornirisk *Linnaria cannabina* og Gulspurv foruden den ovennævnte Natravn. Spurvehøg, Sortmejsje *Periparus ater* og Dompap angives at være forsvundet med rydningen af nåleskovspartierne (Johansen & Nielsen 1951). Yderligere er fx Vende-hals, Rødrygget Tornskade, Løvsanger, Nattegal, Bynkefugl, Tornirisk og Gulspurv generelt gået voldsomt tilbage i Danmark i løbet af de senere årtier (Grell 1998, Nyegaard *et al.* 2015), mens Gransangeren er gået ligeså voldsomt frem og Lille Flagspætte, Rødtoppet Fuglekonge *Regulus ignicapilla*, Parktræløber samt Sjagger *Turdus pilaris* er indvandret. De fandtes slet ikke i området dengang og de fleste af dem heller ikke andre steder i Danmark.

Primært takket være det væsentligt større undersøgelsesområde samt et antal åbentlandsarter, var antallet af ynglefuglearter noget større i den første optællingsperiode (Tab. 2; antal arter i 1955-58 kan ikke udregnes, da det ikke er angivet pr. år i Johansen 1963). Tilsvarende lå Simpsons diversitetsindeks endnu højere i 1947-50 end i vores undersøgelsesperiode (Tab. 2).

Mange af forskydningerne i reservatets fuglebestan-

de hænger klart nok sammen med, at op mod en tredjedel af skoven i Strødamreservatet blev konverteret fra nåleskov til løvskov i løbet af 1940'erne og således sidst i 1940'erne og i '50'erne bestod af nyplantet skov under stærk opvækst mellem de to tidlige undersøgelsesperioder (Johansen & Nielsen 1951, Johansen 1963). Hertil kommer, at bøgeskoven omkring hovedbygningerne dengang beskrives som "en ualmindelig skøn og stor gammel park af bøgeskov med flere damme" (Johansen 1963). En stor del heraf indgår i det nuværende optællingsområde (områderne 17, 19, 20 og 40 på Larsen *et al.*'s kort fra 1983, dvs. hele området med bøg fra 1823) og betyder, at der dengang ikke var underskov her og altså næppe heller mange småfugle. Omvendt var der flere hundrede redekasser fordelt i reservatet i årene 1947-50, og en mindre del af dem var stadig brugbare i 1955-58 (Johansen & Nielsen 1951, Johansen 1963). Det er forklaringen på ynglebestanden af Skovspurv *Passer montanus* dengang samt det aftagende antal mejser mellem de første to optællingsperioder. Her skal det yderligere bemærkes, at tallene for hulrugende mejser i årene 1947-50 udelukkende omfatter par i kasserne.

Selv om det må tages i betragtning, at optællingerne dengang næppe var så omfattende som vore dages kortlægningstællinger (se Johansen 1963), og at det

væsentligt mindre nuværende optællingsområde gennemsnitligt består af ældre skov end reservatet generelt, er det samlede resultat, at der nu givetvis er flere gange så tætte fuglebestande som dengang. Omvendt har det samlede antal ynglepar af alle arter som nævnt været forbavsende ensartet gennem hele vores undersøgelsesperiode (Fig. 3).

I de nyere undersøgelser i reservatet fandtes tre arter ynglende, som ellers ikke indgår i data. Et par Dobbeltbekkasiner *Gallinago gallinago* ynglende i Birkemosen i 1994, et blandet par Hvidhalset Fluesnapper *Ficedula albicollis* han og Broget Fluesnapper hun fandtes samme år også i Birkemosen, og et par Lille Korsnæb *Loxia curvirostra* ynglende muligvis nær samme område (Hansen *et al.* 1994). Endelig skal det nævnes, at et par Fiskeørne *Pandion haliaetus* byggede rede i reservatet i 2008, men uden at rugning konstateredes (Dabelsteen 2009).

### Sammenligning med andre danske skovområder

I Appendiks 2 har vi samlet alle de tætheder af ynglefugle i danske skove, som vi har kunnet fremskaffe fra

undersøgelsesområder af en vis størrelse, dvs. mindst omkring 10 ha. Heraf fremgår, at tæthederne af alle skovfugle tilsammen, dvs. med udeladelse af de ovenfor nævnte grupper af vandfugle, kolonirugere mv., varierer mellem ca. 50 og ca. 150 par pr. 10 ha i løvskov. I nåleskov er tætheden omkring 10-60 par pr. 10 ha, dvs. generelt en hel del lavere, mens spredningen er stor i blandingskov, idet den fordeler sig mellem disse værdier. Som diskuteret ovenfor varierer det dog givetvis noget fra område til område og fra art til art, hvor nøje optællingerne dækker de faktiske bestande, men dette forhindrer næppe, at tallene giver et rimelig godt billede af proportionerne.

Topscorene var generelt de 'urørte' løvskove med karakter af naturskov, som alle havde omkring eller over 100 par pr. 10 ha, hvor de forstligt drevne løvskove generelt lå under 100 par pr. 10 ha, og ofte så lavt som 45-60 par pr. 10 ha (Appendiks 2). Ifølge ANOVA-testen var der signifikant forskel mellem skovtypernes tætheder ( $F_{3,51} = 20,2$ ,  $p < 0,001$ ), og Tukeys *post hoc*-test viste således signifikant større tæthed i naturskove ( $N = 8$ ) end både i



Den ældste del af bevoksningerne i optællingsområdet, dvs. bøgene fra 1823, var "en ualmindelig skøn og stor gammel park" frem til 1950'erne. Foto: HM, 29. april 2015.

forstligt drevne løvskove (N = 15;  $p < 0,001$ ), blandings-skove (N = 16;  $p < 0,001$ ) og nåleskove (N = 16,  $p < 0,001$ ). Også når de to løvskovstyper blev behandlet samlet, var der signifikant forskel mellem skovtyperne ( $F_{2,52} = 4,73$ ,  $p = 0,013$ ), og Tukeys *post hoc*-test viste, at løvskoven samlet har signifikant større tætheder end nåleskov ( $p = 0,013$ ), mens der ikke i det foreliggende materiale var signifikante forskelle mellem løvskov og blandingskov ( $p = 0,115$ ) og mellem nåleskov og blandingskov ( $p = 0,674$ ).

De nævnte tætheder gælder imidlertid kun 'moden' skov, idet tæthederne er væsentligt mindre i unge kulturer. Her var tæthederne kun omkring 10-15 par pr. 10 ha i unge løvtræskulturer, men omkring 60 par pr. 10 ha i unge nåletræskulturer (Appendiks 2). Unge nåletræskulturer er således attraktive redesteder for mange arter, hvorimod især yngre bøgeskove ofte er temmelig fuglefattige (se fx også Brøgger-Jensen 1996 og Brøgger-Jensen & Møller 1997). Men en væsentlig årsag til de forbavsende høje tætheder i nåletræskulturer, som Komdeur *et al.* (1993) generelt fandt, kunne være, at ho-

vedparten af Komdeur *et al.*'s (1993) undersøgelsesområder i nåleskov var meget små (1,2-8,7 ha eller endog sammenstillet af flere endnu mindre områder) med risiko for stor randeffekt (se fx Brøgger-Jensen 1996).

Sammenlignet med andre danske skovområder var andelen af hulrugere ganske høj i undersøgelsesområdet i Strødamreservatet. Med 41 % hulrugere – især mejser men også træløbere og Spætmejsler – i begge delperioder var den kun lidt lavere end hvad Joensen (1965) fandt i den 200-årige Augustenborg Skov på Als i 1962 (hvor Stæren var langt talrigere), Brøgger-Jensen (1996) fandt i naturskoven Longelse Bondegårdsskov på Langeland, og hvad Komdeur *et al.* (1993) fandt i naturskovsområderne i Høstemark Skov i Himmerland (Appendiks 2). I de fleste andre skove uden redekasser ligger andelen af hulrugere på omkring 10-30 %. I absolutte tal var der op til 10-18 gange så tætte bestande af hulrugere i gamle urørte løvskove som i unge løvskove, mens tæthederne som forventeligt generelt var lavest i nåleskove (jvf. Appendiks 2).

Den høje andel af hulrugere i Strødamreservatet er



Ynglebestanden af Sangdrosler i undersøgelsesområdet var forholdsvis stabil i undersøgelsesperioden, og den var korreleret med de landsdækkende indekser fra Dansk Ornitologisk Forenings punkt-tællinger. Foto: John Larsen.

særlig bemærkelsesværdig i betragtning af, at mere end halvdelen af undersøgelsesområdet er relativt ung skov (~ 50-100 år; Larsen *et al.* 1983), der blot ikke drives forstligt, så døende og døde træer får lov til at blive stående. Samtidig ses det ret indlysende, at omfattende opsætninger af redekasser som i Strødamreservatet 1947-50 og den nordlige del af reservatet i nyere tid (Rankeskov og Birkemosen) samt delvis Gammelmosen 1962-65 kan øge andelen af hulrugere betragteligt (Appendiks 2; se også Alerstam 1984), selv om der ikke foreligger danske studier, hvor før/efter opsætning af redekasser sammenlignes på samme lokalitet. Tæthederne af Sortmejsje og Musvit i vores undersøgelsesområde i Strødamreservatet var meget lig tæthederne i Grib Skov og dele af Strødamreservatet, der var 'mættet' med mejsekasser i 1964-81 (Bejer & Rudemo 1985), mens vores tæthed af Blåmejsjer var ca. dobbelt så stor. En undersøgelse af fouragerende hulrugere om vinteren i bl.a. Strødamreservatet tyder dog på, at det (især for Træløber og Spætmejsje) nok så meget er fourageringsmulighederne i dødt opretstående ved, der er afgørende

for tætheden af hulrugere, som det er mulighederne for redeanbringelse (Bursell 2002).

Andelen af Afrika-trækkere varierer ganske markant mellem områderne med Strødam i den absolut lave ende med i gennemsnit omkring 7 % mod op til 20-30 % i flere andre løvskovsområder (Appendiks 2). De meget tætte mejsebestande i Strødamreservatet er en væsentligt bidragende årsag til den lave andel af Afrika-trækkere, og dominansen af standfugle og kortdistancetrækkere underbygger antagelsen om, at en del af fuglebestandene i Strødamreservatet er tæt på at være mættede (se nedenfor). Her er det bemærkelsesværdigt, at andelen af Afrika-trækkere i Strødamreservatet var langt højere i de første to undersøgelsesperioder 1947-50 (16 %) og 1955-58 (24 %), hvor området var præget af rydninger og meget tidlige successionsstadier med mange randzoner, som generelt domineres mere af Afrika-trækkere (Brøndal & Englund 1988, Brøgger-Jensen 1996). Den ligeledes urørte 'naturskov', Fågelsångsdalen i Skåne, der ligger som en 'ø' på kun 13 ha i et landbrugslandskab og har mange lysninger, har med 43-62 % Afrika-trækkere



På trods af at mere end halvdelen af undersøgelsesområdet består af forholdsvis ung skov, dvs. 50-100 år gamle træer, er tætheden af især hulrugere ganske høj. Dette skyldes givetvis, at skoven ikke har været forstligt drevet de sidste 60-70 år. Foto: HM, 29. april 2015.

(Enemar *et al.* 1994) en langt højere andel end i nogen af de danske områder.

Man bemærker yderligere de markante ændringer, der er sket i fuglefaunaens sammensætning i løbet af de mange år, de danske undersøgelser fordeler sig over, som fx de langt talrigere Sangdrosler (flere steder med tættere bestande end Solsort!) og Løvsangere for 40-50 siden og Gransangernes tilsvarende fravær (Appendiks 2). Også det store antal Nattergale i Kongelunden for 45 år siden og på Vorsø for blot få årtier siden springer i øjnene. Det samme gør den ekstreme tæthed af Bogfinker i Kongelunden, som nok skal tages med et betydeligt forbehold. I Strødamreservatet er der nu påfaldende mange Rødhalse foruden de ovennævnte meget tætte mejsebestande.

Antallet af arter i de enkelte områder er selvfølgelig påvirket af arealernes størrelse, om de er omgivet af tilsvarende biotoper eller fritliggende med stor randeffekt (se fx Olsen & Grell 1991 og Brøgger-Jensen 1996) samt ikke mindst af mangfoldigheden af naturtyper indenfor områderne. I de fleste løv- og blandingsskove yngler der mellem ca. 20 og ca. 35 arter med Strødam 1947-50, Kongelunden og Vorsø som topscorerne i kraft af netop deres størrelse, fravær af forstlig udnyttelse og betydelige andele af områder med nyopvækst og andre mere eller mindre lysåbne og/eller fugtige arealer (Appendiks 2). Dette afspejles fx i tæthederne af Kærsangere, Tornsangere og Rørspurve på Vorsø, hvor effekten af successionen i løbet af de tre angivne årtier også er tydelig fx i form af tiltagende bestande fx af Ringdue, Munk, Gærdesmutte og Solsort – og Sanglærkernes *Alauda arvensis* forsvinden (Halberg & Gregersen 2010). Omvendt ligger nåleskove (plantager) i bunden med kun omkring 15 arter (Appendiks 2).

Simpsons diversitetsindeks viser som nævnt, at Strødam ligger i den absolut høje ende blandt danske skove. Takket være mangfoldigheden af naturtyper var diversiteten i 1947-50 faktisk den højeste, der er fundet i nogen dansk skov (Appendiks 2). Andre skove, der nåede over et indeks på 0,9, var løvskovene på Als, ved Kokkedal i Nordsjælland, på Vorsø, i Høstemark og Hov skove samt blandingsskovene Kraghede, Hestehave og Skindbjerglund. I bunden med indekser på hhv. 0,711 og 0,794 lå to ungkulturer af løvskov samt den ellers fuglerige Kongelund på Amager med 0,754, men her var tætheden af Bogfinker som nævnt så ekstremt – og urealistisk – høj og arten dermed så dominerende i materialet, at det sænker indekset. Ser vi i stedet på Shannon-Weaver-indekset, er billedet meget det samme, men her ligger Kongelunden lidt bedre i kraft af de mange arter (Appendiks 2).

Deler vi materialet op på skove med og uden karakter af naturskov, er gennemsnittet med 0,938 noget

højere i naturskov (interval 0,932-0,947) end i forstlig drevet løvskov, som har et gennemsnit på 0,882 (interval 0,711-0,938). Lavest ligger nåleskov med et gennemsnit på 0,862 (interval 0,762-0,897), mens blandingsskov ligger mere eller mindre mellem disse værdier med et gennemsnit på 0,897 (interval 0,754-0,953). Givetvis pga. det begrænsede antal optællingsområder var ingen af disse forskelle dog statistisk signifikante.

Ved vurderingen af disse artsantal og tætheder bør det noteres, at mange af Danmarks skove – bortset fra højstammet bøg og gran – givetvis har 'unaturligt' tæt underskov, som gavner de fleste småfuglearter (se McShea & Pappole 2000 og Fuller 2001). Dette skyldes, at de store græssere er udryddet eller stærkt reducerede i antal mange steder (Nielsen 2009), så det formentlig kun er i Store Hjælland og Filsø plantager samt Høstemark Skov, at der er kronhjorte *Cervus elaphus* i større tal, mens urokse *Bos taurus*, elg *Alces alces* og stort set også vildsvin *Sus scrofa* mangler overalt. Selv for et 'urørt' område som Strødamreservatet kan det derfor diskuteres, om man kan tale om 'naturskov' i den mest strikse betydning, om end også rådyrene påvirker opvæksten og dådyrene især i hårde vintre kan have en vis browsing-effekt.

Hvad intensiv græsning i skov betyder for fuglefaunaen, illustreres af optællinger af ynglefuglene i Jægersborg Dyrehave i 1990, hvor tæthederne af især sangere var meget lav (Boks 1). Det samme konkluderede Jensen (2015) som årsag til lave tætheder af sangere i Høstemark Skov, hvor der er intensiv græsning af kronhjorte. Græsning i skov anses ellers for at være gavnligt for biodiversiteten inklusive en række truede arter (Bruun & Heilmann-Clausen 2012), men hvis sangerne også skal tilgodeses, skal græsningstrykket altså ikke være så (unaturligt) højt som i Jægersborg Dyrehave og Høstemark Skov.

Helt overordnet fandt Komdeur *et al.* (1993), Brøgger-Jensen (1996) og Poulsen (2002) ved undersøgelser af fuglearts- og individrigdommen i en lang række danske skove, at flere gamle træer, flere træarter og flere forskellige størrelsesklasser af træerne mellem hinanden korrelerede med flere arter og større tætheder af individer. Hertil kom naturligt nok, at træernes alder var positivt korrelerede med antallet af hulrugere. Kort sagt, jo mindre intensiv skovdriften er, jo flere fugle er der. Med den meget sammensatte karakter, både arts- og aldersmæssigt, af skoven i Strødamreservatet er det givetvis forklaringen på, at ynglefugletæthederne her ligger i top blandt de undersøgte danske skove (Appendiks 2). Komdeur *et al.* (1993) og Poulsen (2002) kunne således konstatere, at danske skove generelt er mere artsfattige, end de kunne være, såfremt de blev forvaltet med hensyntagen til biodiversiteten – eller som

**Boks 1.****Lave tætheder af sangere i hårdt græsset skov**

De skovdækkede dele af Jægersborg Dyrehave er enten så godt som uden underskov eller indhegnede, så de 2000 hjorte ikke kan græsse dem. I de sammenlagt 761 ha skov i Dyrehaven og Ermelunden tilsammen (N. E. B. Severinsen, Naturstyrelsen *in litt.*) ynglede der ifølge T. Andersens (1991) optællinger i 1990 kun to par Nattergale (0,03/10 ha), 5-10 par Løvsangere (0,1/10 ha), 10 par Jernspurve (0,1/10 ha), 25 par Gransangere (0,3/10 ha), 50 par Havesangere (0,7/10 ha) og 125 par Munke (1,6/10 ha), mens arter tilknyttet højskov med rigtig gamle træer var godt repræsenterede fx med 41 par Hulduer (0,5/10 ha), 82 par Træløbere (1,1/10 ha), 93 par Rødstjerte (1,2/10 ha), 122 par Store Flagspætter (1,6/10 ha), 229 par Spætmejsler (3,0/10 ha),

300 par Blåmejsler (3,9/10 ha; flere af disse 'runde' bestandstal er dog fremkommet ved ekstrapolationer) og 350 par Musvitter (4,6/10 ha), samt 40 par Brogede Fluesnappere (0,5/10 ha). Også drosler mv. var godt repræsenterede med 131 par Sjaggere (1,7/10 ha), 150 par Sangdrosler (2,0/10 ha), 700 par Solsorte (9,2/10 ha), 176 par Gærdesmutter (2,3/10 ha), 200 par Rødhalse (2,6/10 ha) og 400 par Bogfinker (5,3/10 ha), men for adskillige af arterne stadig i den lave ende af hvad der er i mange danske løvskove. På trods af skovens høje alder var det således især de egentlige sangere, der var yderst svagt repræsenterede, formodentlig pga. den stærkt reducerede underskov i størstedelen af området.

udtrykt af Brøgger-Jensen & Møller (1997) "Skovdriften virker med andre ord stærkt forarmende på fuglefaunaen." Det er således kun – eller langt overvejende – i urørt skov, at man finder arter som Huldue, Natugle, Lille Flagspætte, Allike, Stær og Rødstjert (Brøgger-Jensen & Møller 1997). Hertil kommer, at Brøgger-Jensen (1996) kunne konstatere, at manglen på naturlige overgange mellem åbent land og skov er en begrænsende faktor for en række skovbrynsarter. Dette gælder både ydre og indre skovbryn – dvs. lysninger – i skovene, som kan fremmes af store græssere (Bruun & Heilmann-Clausen 2012).

Ser vi samlet på skovfuglenes bestandsudvikling i Danmark, så har den været stabil lige siden DOFs punkt-tællinger begyndte i 1976 (Nyegaard *et al.* 2015). Ser vi i stedet på de sjældne og truede arter, så er der kun en art, Pirol *Oriolus oriolus*, ud af 15 skovlevende arter, der er gået tilbage de sidste 15 år; resten har været stabile eller i fremgang (Nyegaard *et al.* 2014). Også når vi ser på fuglearterne på udpegningsgrundlaget for de internationalt betydningsfulde fugleområder i Danmark, har bestandsudviklingen være "overvejende tilfredsstillende i skov" (Vikstrøm *et al.* 2015). Med i billedet hører dog, at to arter, der fortrinsvis yngler i gammel skov, Sort Stork *Ciconia nigra* og Mellemflagspætte *Dendrocopos medius*, uddøde som danske ynglefugle allerede i 1950'erne (Nyegaard *et al.* 2014), og at bestandstæthederne, som behandlet ovenfor, er markant reducerede i de forstligt drevne skove sammenlignet med urørte skove. Den forholdsvis positive situation for skovfuglene er dermed i stærk kontrast til forholdene for andre artsgrupper, idet

44 % af Danmarks rødlistede arter kun findes i skov (Petersen *et al.* 2016).

**Udviklingen i lokalt og nationalt perspektiv**

Da der ikke foreligger detaljerede data for udviklingen i vegetationsstrukturen (fx tætheden og karakteren af underskov) i undersøgelsesområdet i Strødamreservatet i løbet af undersøgelsesårene, og der heller ikke foreligger digitaliserede data for de enkelte arters fordeling, kan vi i denne artikel kun give nogle overordnede bud på, hvad der ligger bag de påviste bestandsændringer.

De mest markante ændringer, der er sket med biotoperne i undersøgelsesområdet, er fældning af nogle mindre granplantninger samt en del stormfald blandt store bøge efterfulgt af tæt opvækst af især birk på de ryddede arealer og bøg mm. på arealerne med stormfald. Hertil kommer nyplantninger langs det sydlige skovbryn. Rydningen af granerne kan have mindsket ynglemulighederne for Ringdue og Bogfinke, men områderne var små, og mindre grupper af graner samt enkelttræer blev ofte stående, så fældninger og stormfald næppe har haft den store betydning for totalerne af disse arter – og heller ikke for bestandene af de arter, som har haft fordel af nyopvæksten i disse områder (se sidste afsnit i Materiale og metode). Det er derimod en sandsynlig forklaring på Spurvehøgens og Fuglekongens forsvinden (Tab. 2). Nyplantningerne langs de tidligere skovbryn mod sydvest har betydet, at nogle få Tornsangerpar er flyttet bort fra undersøgelsesområdet og ud i de nyetablerede skovbryn (se Tab. 3).

Da der således ikke er foregået markante ændringer



I de første 10 år af undersøgelsesperioden blev nogle mindre nåleplantninger ryddet, hvorefter områderne voksede til med især birk. Foto: HM, 29. april 2015.

i optællingsområdet overordnede struktur, men mest lokale skift i fordelingen af små habitatpletter i undersøgelsesperioden, er det muligt at vurdere de fundne bestandsfluktuationer og -ændringer i et lidt større perspektiv.

Blandt de 13 arter, for hvilke der var en positiv korrelation mellem Strødam-tællingerne og de nationale punkttællinger (Tab. 1), var der fire arter, Ringdue, Gærdesmutte, Sangdrossel og Solsort, der havde fluktuerende bestande uden langsigtet op- eller nedgang i undersøgelsesområdet. Disse arters bestande svingede givetvis i takt med ydre forhold såsom vintrenes strengthed (Gærdesmutte og Solsort) og frøsætningen hos bøgen det foregående år (Ringdue), og det er tænkeligt, at i hvert fald bestandene af Ringdue, Gærdesmutte og Solsort er nær områdets bæreevne i 'normale' år. For Ringduen underbygges dette af, at arten indenfor undersøgelsesperioden er gået mere end 50 % frem på nationalt plan (Nyegaard *et al.* 2015) uden at gå frem i undersøgelsesområdet.

Blandt de samme 13 arter gik tre arter, Spætmejsje og især Gransanger og Rødstjert frem i undersøgelsesområdet. Da denne fremgang også ses på nationalt niveau,

og således må antages at have mere overordnede årsager, kan man antage, at Strødamreservatets bæreevne ikke var nået – i det mindste ikke i begyndelsen af undersøgelsesperioden. For Spætmejsen og måske også Gransangeren synes der at være sket en stabilisering og dermed muligvis en mætning i den sidste del af undersøgelsesperioden (Fig. 2).

Stadig blandt de samme 13 arter gik tre arter, Bogfinke og især Løvsanger og Stær tilbage i undersøgelsesområdet. I det mindste for Løvsanger og Stær, som også viser stærkt faldende bestande på nationalt niveau, må disse nedgange ligeledes antages at være relaterede til mere generelle ændringer i de pågældende arters levevilkår her i landet eller under trækket og i overvintringsområderne, og disse bestande er næppe oppe på områdets bæreevne, hvad enten dette så bestemmes af specifikke habitatkrav, fødegrundlaget, redeanbringelsesmulighederne, prædation eller konkurrence fra andre arter. For Bogfinken er dette mindre klart, idet den indenfor det meste af undersøgelsesperioden er gået tilbage i undersøgelsesområdet, men først er gået tilbage de senere år på nationalt niveau (Nyegaard *et al.* 2015).



Størrelsen af den samlede fuglebestand i undersøgelsesområdet samt af en række arter såsom Sumpmejsen har været forbausende stabile i undersøgelsesperioden. Da Sumpmejsen er gået markant tilbage på nationalt niveau, er det sandsynligt, at bestandene af denne og flere andre arter i Strødam er nær ved at være mættede, og at biotopen for Sumpmejsen er mere optimal her end i danske skove generelt. Foto: John Larsen.

Blandt de resterende tre arter med positiv korrelation mellem Strødam-tællingerne og de nationale punkt-tællinger, men uden langsigtede op- eller nedgange i Strødamreservatet (Blåmejsen, Rødhals og Jernspurv), afviger Jernspurven ved at gå mere langsigtet og markant tilbage på nationalt niveau end i undersøgelsesområdet. I Strødamreservatet ser det nærmest ud som om, Jernspurven er begyndt at gå frem igen. Det kunne tyde på, at Strødamreservatet er så optimalt for denne art, at den nationale nedgang først slog senere igennem her og måske er begyndt at vende. Blåmejsenbestanden har været relativt stabil efter det indledende lave antal, der som nævnt kan skyldes begyndervanskeligheder med at fastlægge, hvor stor bestanden egentlig var. Blåmejsenbestanden kan således tænkes nu at være mættet. Det samme gælder for Rødhalsen, som i modsætning til hvad der ses på nationalt niveau, ikke har været udpræget reduceret i Strødamreservatet efter isvintre.

Yderligere fire arter, Allike, Sumpmejsen, Musvit og Munk fluktuerede uden nogen langsigtet tendens i Strødamreservatet og uden nogen korrelation med de nationale punkttællinger. Da Munken er gået markant frem og Sumpmejsen markant tilbage på nationalt niveau, er det sandsynligt, at bestandene i undersøgelsesområdet er nær ved at være mættede, og at biotopen for

Sumpmejsen er mere optimal end i danske skove generelt. Det samme gælder formentlig også de to andre arter, som også har været forholdsvis stabile på nationalt plan i undersøgelsesperioden.

Ved vurderingen af korrelation mellem de 25 udvalgte arter indbyrdes (Fig. 4) er der en vis risiko for, at nogle af de i alt 300 parvise korrelationer kommer ud som signifikant korrelerede af rent tilfældige årsager. Et 5 %-signifikansniveau svarer således til, at 15 korrelationer kan være tilfældige. Det er dog langt færre end de 58, vi fandt og gør tilfældigheder som årsagsforklaring på korrelerede bestandsudviklinger mindre sandsynlig. Omvendt behøver korrelationer ikke at betyde, at det er samme faktorer, som styrer fremgangene eller tilbagegangene. Dette er fx usandsynligt for arter som Skovsanger-Gransanger-Rødstjert-Kernebider, der er gået frem de senere år. Men det er forventeligt, at arter, hvis bestande reagerer ens på variation i ydre faktorer, svinger synkront, fx Ringdue-Sumpmejsen-Blåmejsen-Musvit-Spætmejsen i forhold til frøsætning og Gærdesmutte-Rødhals-Solsort i forhold til isvintre. Mere interessant bliver det, når vi ser på muligt konkurrerende arter. Her springer det i øjnene, at Stæren er stærkt negativt korreleret med både Spætmejsen og Rødstjert, og det er ikke utænkeligt, at nedgangen i stærebstanden kan have



givet rum især for flere Rødstjerter, men også Spætmejer, idet de kan tænkes at konkurrere om redehuller.

I syv undersøgelsesområder på sammenlagt 188 ha i den praktisk taget urørte urskov, Bialowieza-nationalparken i det nordøstlige Polen var tæthederne selv i de bedste områder for det første lavere (maksimum 113 par pr. 10 ha som middel for en femårig periode) end i de fuglerigeste danske skove inkl. Strødamreservatet, og for det andet gik bestandene 13-38 % frem mellem sidste halvdel af 1970'erne og sidste halvdel af 1990'erne – mest udtalt blandt standfugle og kortdistancetrækkere (Wesolowski & Tomialojc 1997, Wesolowski *et al* 2002). Fremgangene skete blandt alle typer af fuglearter, mens fuglesamfundenes struktur forblev relativt uændret (se Tomialojc & Wesolowski 1994). Ændringerne antages at være forårsaget af faktorer udenfor skoven (Wesolowski *et al* 2002), og resultaterne tyder således ikke på, at bestandene her var mættede, et forhold der kan skyldes intensiv prædation fra hele 20 arter rovfugle, ugler og kragefugle og 10 arter rovpattedyr (Brøgger-Jensen & Møller 1997, Wesolowski & Tomialojc 1997). De relativt lavere bestandstætheder i Bialowieza kan være et resultat af intensiv 'græsning' af unaturligt tætte bestande af europæisk bison *Bison bonasus* og hjorte mv. (som vinterfodres), idet underskoven her synes tyndere end i Strødamreservatet (egne obs.).

Såfremt ovenstående vurderinger er muligt mættede bestande i Strødamreservatet er korrekte, vil overordnede bestandsændringer slå senere igennem i et område som Strødamreservatet end i mere marginale habitater. Som eksempel på potentiel konkurrence mellem to arter er forholdet mellem Munk og Havesanger

behandlet indgående i Boks 2. Resultaterne indikerer, at munkebestandens størrelse kan være begrænset af rede- og fødemulighederne, mens havesangerbestanden indtil nedgangen i bestanden yderligere kunne have været begrænset af konkurrence fra Munk.

På denne baggrund er det interessant, at successionen tilsyneladende ikke har påvirket den efterfølgende udvikling i munkebestanden, idet man kunne forvente, at aldringen af bevoksningerne har medført tættere kronetag med deraf følgende tyndere underskov til ugunst for begge arter. Omvendt har fældningen af granplantningerne medført opvækst af tæt underskov af birk disse steder, hvilket kan have begunstiget begge arter, men i begyndelsen især Havesangeren. Disse arealer var åbenbart så små, at det ikke har påvirket de samlede bestande nævneværdigt.

### Afrika-trækkerne og klimaet

Forskellen på Munkens og Havesangerens bestandsudvikling i Strødamreservatet er et eksempel på, at en række Afrika-trækkere, dvs. trans-Sahara trækfugle er gået ganske markant tilbage i Europa gennem de senere årtier (Havesanger), mens flere standfugle og kort- eller mellemdistancetrækkere svinger 'stabilt' eller går frem (Munk). Andre eksempler er, at Løvsanger og Nattergal (Afrika-trækkere) er gået tilbage i Strødamreservatet, mens fx Gransanger (kortdistancetrækker), Spætmejsje og Kernebider (standfugle) er gået frem (se Fig. 2 og under resultater).

I Fågelsångsdalen i Skåne faldt andelen af Afrika-trækkere tilsvarende fra 62 % til 43 % mellem begyndelsen af 1950'erne og begyndelsen af 1990'erne (Enemar

En negativ korrelation mellem år til år-bestandsudviklingen hos arterne kunne tyde på, at nedgangen i stærebestanden kan have favoriseret Rødstjerter og Spætmejer i konkurrencen om redehuller.

Foto: Albert Steen-Hansen.



## Boks 2. Forholdet mellem Munk og Havesanger

Takket være grundige undersøgelser af Munk og Havesangers territorie- og fødesøgningsforhold udført i Strødamreservatet i 1978-80 (Krabbe 1987), har vi mulighed for at gå lidt dybere i diskussionen om mættede kontra umættede bestande i området. Her er alle data fra Krabbe (1987) medmindre andet er nævnt.

Tætheden af de to arter var identisk i 1979 og '80, idet der i det 15,2 ha store undersøgelsesområde var hhv. 9,2 og 7,2 par pr. 10 ha af Munk og Havesanger. Det er stort set det samme som i vores undersøgelse for Munk, men 47-76 % højere for Havesanger (jf. Tab. 2). De to arter havde territorier på hver omkring 3000 m<sup>2</sup> med et overlap mellem territorier af de to arter på kun hhv. 1,2 og 6,2 %.

Deres habitatvalg var lidt forskelligt. Begge arter behøver undervegetation, og birk var det hyppigste træ i territorierne af begge arter i Strødamreservatet. Men Havesangeren havde oftere territorier i lave, lysåbne bevoksninger, mens Munken oftere var at finde i forholdsvis tæt, højstammet løvskov med større kronedækning (64 % vs. 48 %) og tilsvarende mindre bunddække af urter (39 % vs. 54 %). Munken havde tillige mere nåletræ i territorierne end Havesangeren. Forskellen i habitatvalg er dog normalt ikke større end, at man ved fx at fjerne Munkene fra et yngleområde i England kunne konstatere, at Havesangerne besatte omkring halvdelen af de tomme munketerritorier (Garcia 1983).

De to arters reder blev anbragt i samme arter af træer og buske og i samme højde over jorden, men alligevel lidt forskelligt. Den gennemsnitlige højde af redevegetationen var 11 m hos Munk og kun 4 m hos Havesanger, kronedækket var 58 % over munkerederne mod kun 23 % over havesangerrederne, og bunddækket (overvejende brændenælde- *Urtica dioica* og hindbærkrat *Rubus idaeus*) omkring de mere lysåbne havesangerreder var 82 % mod 57 % omkring munkerederne.

Munken ankommer tre uger tidligere end Havesangeren, men deres ungeudflyvningstidspunkt var kun adskilt med 3-4 dage, så ungeperioden med mest fødebehov var stort set sammenfaldende. Da fødevalget varierede betydeligt fra år til år og mellem de enkelte individer og territorier, kunne der ikke konstateres større forskelle mellem de to arter, hverken for de voksne eller for ungerne.

De foretrukne træer for begge arter af fouragere i var dunbirk *Betula pubescens*, ask, stilkeg, rød *Alnus glutinosa* og seljepil *Salix caprea* i nævnte rækkefølge. Begge arter søger især føde på kviste med blade, dvs. ude i bladhanget, men Havesangeren udnyttede næsten udelukkende den midterste og øverste tredjedel af træhøjden, mens Munken hovedsageligt fouragerede i under 6 m's højde. Det var den største konstaterede økologiske forskel mellem de to arter, men næppe af den store betydning i konkurrenceforholdet mellem dem, da de som nævnt ikke havde overlappende territorier.

Fødemængden i territorierne var stort set ens mellem de to arter. Målt i 2 og 8 m's højde i alle de vigtigste træarter mellem ultimo maj og primo juli i det kølige, blæsende og solfattige, men også nedbørsfattige år 1979 var den gennemsnitlige stående tørvægt 0,225 g/m<sup>2</sup> i munketerritorierne og 0,224 g/m<sup>2</sup> i havesangerterritorierne. De tilsvarende tal for det mere normale, men dog meget våde og solfattige år 1980 var hhv. 0,403 g/m<sup>2</sup> og 0,444 g/m<sup>2</sup>. I næsten alle træarter var de dominerende leddyr tæger, cikader, bladlus, snudebiller, sommerfuglelarver og edderkopper, som også var Munkenes og Havesangerens hyppigste byttedyr. Blandt de almindeligt forekommende træarter var dunbirk, ask og stilkeg rigest på leddyr efterfulgt af rød *Alnus* og seljepil på næsten samme niveau, mens bøg og rødgran var de fattigste. Dette afspejledes i høj grad i de to sangerarters valg af fouragerings-træer (se ovenfor), idet de næsten ikke udnyttede bøg og rødgran.

På trods af Munkens fremgang på landsplan (Nyegaard *et al.* 2015), er bestanden ikke gået frem i undersøgelsesområdet. Den har tværtimod været stabil, hvilket bekræfter, at bestanden formentlig er mættet. Krabbe (1987) konkluderer således, at der i de to undersøgelsesår tilsyneladende ikke var noget større overskud af ressourcer i de to arters territorier, som tilsammen dækkede langt størstedelen af undersøgelsesområderne. Havesangerbestanden var derimod formentlig begrænset af konkurrence fra den tidligere ankomende og dominante Munk givetvis allerede inden bestandsnedgangen de senere år forhindrede Havesangerne i at yngle i alle potentielt gunstige områder.



Øgede bestande af standfugle og kortdistancetrækkere kunne måske være en bidragende årsag til nedgangene blandt mange Afrika-trækkere, som her Havesangeren, idet de kan tænkes at møde stigende konkurrence fra de mange fugle, der allerede har besat territorier inden Afrika-trækkerne ankommer senere på foråret. Foto: John Larsen.

et al. 1994). Modsat er Afrika-trækkerne Skovsanger og Rødstjert gået mere eller mindre markant frem de senere år i Strødamreservatet. Rødstjerten er også gået frem på nationalt niveau, mens Skovsangerens procentuelt markante, men nominelt beskedne fremgang i Strødamreservatet de senere år (Fig. 2) ikke stemmer overens med det nationale indeks, som er nedadgående (Nyegaard et al. 2015).

I årene 1976-2005 aftog Danmarks Afrika-trækkere i gennemsnit med 1,3 % pr. år, mens standfugle og kortdistance-trækkere (Europa og Nordafrika) tiltog med hhv. 1,0 % og 1,4 % pr. år (Heldbjerg & Fox 2008). Mange af de samme arter viser tilsvarende udviklingstendenser i vore nabolande samt på europæisk niveau (Sanderson et al. 2006, Vickery et al. 2014), og selv om ikke alle arter går samme vej i alle områder, er der givetvis mere overordnede forhold involveret.

Foruden de ovenfor nævnte arter, Skovsanger, Løvsanger, Havesanger og Nattergal, er det Mursejler *Apus apus*, Gøg *Cuculus canorus*, Rødrygget Tornskade, Gulbug, Rørsanger, Digesvale *Riparia riparia*, Gærdesanger, Broget Fluesnapper, Bynkefugl, Stenpikker *Oenanthe oenanthe* og Gul Vipstjert *Motacilla flava*, der er gået

signifikant tilbage på landsplan (Nyegaard et al. 2015). Blandt disse har habitatforringelser herhjemme formentlig haft betydning for nedgangen hos Bynkefugl og Gul Vipstjert, mens det er vanskeligere at udrede årsagerne til de øvriges nedgang, men den meget omtalte – og omfattende – fangst af sangfugle i Middelhavslandene synes ikke at spille nogen væsentlig rolle (Brochet et al. 2016). Omvendt er det sandsynligt, at mildere vintre og forår de senere årtier er blandt årsagerne til standfuglenes og kortdistancetrækkernes fremgang, idet mange af disse har fremrykket deres ankomst med adskillige dage og ofte også yngler tidligere nu end for blot få årtier siden (fx Crick et al. 1997, Tøttrup et al. 2006, Ockendon et al. 2012). For 12 ud af 24 undersøgte hollandske kortdistancetrækkere er det endog konstateret, at de nu overvintrer tættere på yngleområderne end de gjorde for 70 år siden (Visser et al. 2009).

De Afrika-trækkere, der er gået tilbage, overvintrer fortrinsvis i åbne vegetationstyper syd for Sahara, og det er tænkeligt, at det foruden klimapåvirkningerne i yngleområderne er her nogle af årsagerne skal findes, enten i form af klimatisk påvirkning af disse områder eller menneskelig overudnyttelse af habitaterne (Sanderson

et al. 2006, Ockendon et al. 2012, Atkinson et al. 2014, Johnston et al. 2016). Det kan heller ikke udelukkes, at de stigende bestande af standfugle og kortdistancetrækkere har betydet øget konkurrence for Afrika-trækkerne, da de ankommer senere til yngleområderne og ikke har fremrykket ankomsten ligeså meget som kortdistancetrækkerne (Tøttrup et al. 2006). En sådan 'begunstigelse' af en standfugl (Musvit) på bekostning af en langdistancetrækker (Broget Fluesnapper) er konstateret i Finland (Ahola et al. 2007). Dermed kan de i stigende grad møde besatte territorier (og redehuller) af konkurrerende arter – ikke mindst i et gunstigt område som Strødamreservatet, hvor mange af bestandene kan være mættede, som diskuteret ovenfor. For som Enemar et al. (1994) og Svensson et al. (2010) konstaterer, så går Afrika-trækkerne tilbage, når standfugle og kortdistancetrækkerne går frem og *vice versa* – men formentlig kun i områder med mættede bestande (Wesolowski & Tomialojc 1997).

Afrika-trækkernes ankomst er altså ikke fremrykket ligeså meget i relation til de stadig tidligere forår som kortdistancetrækkernes (Ockendon et al. 2012; se også Ahola et al. 2007). Det betyder, at de ikke har mulighed for at fremskynde deres æglægning tilstrækkeligt i forhold til invertebratfænologi, hvorfor de risikerer, at deres ugefodringsperiode falder for sent i forhold til fødekulminationen med deraf følgende reduceret ynglesucces og bestandsnedgang (Both & Visser 2001, Visser et al. 2004, Both et al. 2006). Hertil kommer, at modelleringer 'forudsiger', at Afrika-trækkerne vil blive ramt af stigende afstande mellem yngle- og overvintringsområderne pga. ændret udbredelse både sommer og vinter som følge af klimaændringerne (Doswald et al. 2009).

## Efterskrift

Fugletællingsmaterialet fra Strødamreservatet udgør et unikt datasæt, som sammen med optællingerne på Vorsø i Horsens Fjord er det eneste langsigtede overvågningsprogram i Danmark med 'absolutte' bestands-tætheder og geografisk fastlagte territorier i forskellige habitater. Foruden hvad nærværende analyser har kunnet udnytte af dette meget store optællingsmateriale, ligger der et stort uudnyttet potentiale i fuglenes fordeling og habitatpræferencer indenfor undersøgelsesområdet; herunder hvordan de mange økologiske typer

En analyse baseret på meget lange svenske tidsserier (op til 57 år) over udviklingen i fuglebestandene i relation til de pågående klimaændringer har påvist klimakorrelerede ændringer – med en forsinkelse på flere år – både i artssammensætningen af fuglebestandene og især i arternes relative talrigthed (Lindström et al. 2012). Her er det bemærkelsesværdigt, at der ikke er den samme generelle nedgang blandt Afrika-trækkerne i den boreale zone (nåle- og birkeskovszonen), hvor der er få standfugle, og hvor fuglesamfundene tilsyneladende ikke er mættede (Rabøl & Rahbek 2002, Enemar et al. 2004, Lunds universitet 2015; se også Lehtikoinen et al. 2014). Det understreger muligheden af, at nedgangen blandt disse arter på vores breddegrader i det mindste delvis kan skyldes konkurrence fra de stigende bestande af standfugle og kortdistancetrækkere som følge af mildere vintre.

En europæisk modellering af, hvilke arter der kan forventes at gå frem eller tilbage her i landet, angiver, at Gulbug *Hippolais icterina*, Nattergal, Broget Fluesnapper og Grønsisken *Carduelis spinus* er blandt de 'skovfugle', der kan forventes at gå mest tilbage eller helt forsvinde i dette århundrede, mens bl.a. Mellemlagspætte, Pirol, Rødtoppet Fuglekonge, Sydlig Nattergal *Luscinia megarhynchos* og Gulirisk *Serinus serinus* kan forventes at komme til eller øges i antal (Huntley et al. 2007). Men ændringerne omfatter langt flere arter, og der er en påfaldende lighed mellem de bestandsændringer, vi ser her i landet samt i Europa i almindelighed, og de modellerede udviklingstendenser for mange arter (Gregory et al. 2009), selv om ændringerne i fuglenes udbredelse altså ikke forventes at ske ligeså hurtigt som klimaændringerne (Devictor et al. 2008; se også Visser 2008 og Stephens et al. 2016).

i fuglesamfundet (*guilds*) fordeler sig og har fluktueret gennem de mange år. Dette forudsætter, at materialet bliver digitaliseret, og at der bliver lavet detaljerede habitatklassifikationer i GIS-formater, og vi håber meget, at nærværende arbejde kan blive fulgt op af sådanne analyser. Også de mange mere kortvarige undersøgelser af artssammensætningen og fugletæthederne i danske skove, som vi har samlet i Appendiks 2, indeholder muligheder for videregående analyser af habitatpræferencer mv.

## Tak

Lasse Braae, John Frikke, Jens Gregersen, Henning Heldbjerg, Ole Have Jørgensen, Erling Krabbe, Karsten Laursen og Hans Ulrik Skotte Møller takkes for supplerende materiale, og John Frikke, Erling Krabbe, Thomas Læssøe samt Bent Otto Poulsen for kritisk gennemlæsning af tidligere versioner af manuskriptet og mange gode forslag til forbedringer. Det samme gælder kritiske kommentarer fra to anonyme referees samt Steffen Brøgger-Jensen, Henrik Gade Knudsen og Niels Emil Buitenhuis Severinsen, Naturstyrelsen, takkes hhv. for at have

bidraget med data for olden/granfrø og arealerne af skov i Jægersborg Dyrehave. Bent Jensen, HedeDanmark, og Svend Løw, Naturstyrelsen, takkes for hjælp med digitalt kort over reservatet. Nick Quist takkes for at have sprogrevideret de engelske tekster, Marco Brodde for akvarellen på titelbladet, og en række fotografer for venligst at have stillet deres billeder til rådighed for DOFs fotoarkiv. Endelig vil vi gerne takke Jarlfonden for økonomisk støtte til fugleoptællingerne i nu 30 år samt til denne udgivelse.

## Summary

### The breeding birds of Strødam Reserve near Copenhagen 1986-2014

Strødam Reserve was established in 1925 in the most south-westerly part of Grib Forest in NE Zealand. The reserve consists predominantly of deciduous forest that has remained largely untouched for the last 60-70 years. In the southernmost part of the reserve, a 26 ha bird census area was established in 1986 and monitored yearly for breeding birds ever since. The main part of the census area consists of almost 200 year old beech *Fagus sylvatica* forest (Fig. 1). This area was open parkland until the middle of the 20<sup>th</sup> century, but has since developed into genuine old growth forest with glades, undergrowth of different ages and scattered oak *Quercus robur* and wild cherry *Prunus avium* etc. Other parts are dominated by European ash *Fraxinus excelsior*, birch *Betula* sp. and willow *Salix* sp. thicket. During the first decade of the study period, a number of relatively small spruce stands were removed, after which birch and other species established on these areas.

The census method was the territory mapping method with 10 censuses performed each year (Lundström 1978). However, since this method clearly underestimates the populations of many species, the census taker (BGH) estimated the 'real' populations more subjectively based on the same territory mapping each year. These estimates varied considerably from +2% to +16% in 'consistently' singing species like Willow Warbler *Phylloscopus trochilus*, Eurasian Blackcap *Sylvia atricapilla*, Eurasian Wren *Troglodytes troglodytes*, Eurasian Blackbird *Turdus merula* and Common Chaffinch *Fringilla coelebs* to several hundred percent in much less 'self-promoting' species like Marsh Tit *Poecile palustris*, Eurasian Treecreeper *Certhia familiaris* and Spotted Flycatcher *Muscicapa striata* (Tab. 1). It should be noted, however, that in about half the more 'regularly' breeding species, the underestimates resulting from a strict adherence to the territory mapping method are around or less than 20% (Tab. 1). Throughout this paper it is these 'upgraded' estimated census results that are used (Fig. 2, Tab. 2, Tab. 3 and Appendix 1).

In total, 64 bird species bred or most likely bred in the census area during the study period. The average number of breeding species per year was 38.8, 34.5 and 38.0 in 1986-1995, 1996-2005 and 2006-2014, respectively. The 'dip' in the middle of the study period was caused by a statistically significant reduction in the numbers of long-distance migrants (Fig. 3; see further below).

Simpson's diversity index shows slightly increasing values of 0.936, 0.938 and 0.940 for the years 1986-1995, 1996-2005 and 2006-2014, respectively (Tab. 2). These values lie at the absolutely higher end for Danish forests (Appendix 2), and the increase during the study years is statistically significant ( $R^2 = 0.153$ ,  $p = 0.036$ ,  $N = 29$ ).

Of 25 species for which we have sufficient data for statistical analysis, eight species were stable/slightly fluctuating, five species increased more or less markedly, while three species declined (Fig. 2, Appendix 1). The remaining nine species fluctuated more widely.

When all species are considered together, the breeding bird population was relatively stable, fluctuating between about 320 pairs and 420 pairs throughout the study period (Fig. 3). However, when sedentary/short/medium distance migrants were compared with long-distance sub-Saharan migrants, the populations of the latter decreased from around 11% of the total population during the first years of the survey to about 6% in the middle of the period (Fig. 3). After this decline, the sub-Saharan migrants have recovered by a few percentage points, primarily as a result of recovery of Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix* and Common Redstart *Phoenicurus phoenicurus* (Fig. 2).

The proportion of hole-nesters was about 40% (Tab. 2; no nest boxes were found in the study area), which is at the high end of the range for Danish forests.

A pairwise comparison of the population estimates of the 25 species across the 29 years showed significant positive correlation between the population sizes of 33 pairs of species (Fig. 4). Similarly, there was a significant negative correlation between population sizes of 25 species-pairs. Here it is perhaps noteworthy that the negative correlation between Common Starling *Sturnus vulgaris* on the one hand and Eurasian Nuthatch *Sitta europaea* and Common Redstart on the other could be the result of competition for nesting holes in that decrease in Common Starling may have left room for more Nuthatches and Redstarts.

Of the 25 species analyzed for population trends, there was a significant positive correlation between the census results from Strødam and the national bird population indexes from the Danish Ornithological Society's point counts in 13 species (Tab. 1).

For Eurasian Wren the classical effect of severe winters (1986, 1987, 1996, 1997, 2010 and 2011) is seen (Heldbjerg & Eskildsen 2009), while the Eurasian Blackbird population did not apparently decrease until after two severe winters in succession (1986-1987, 1996-1997 og 2010-2011; Fig. 2). Furthermore, Eurasian Treecreeper decreased after the severe winters in 1996 and 1997, while little effect was seen on European Robin *Erithacus rubecula* in contrast to the national index (Heldbjerg & Eskildsen 2009).

For species dependent on production of beechmast the preceding year, tendencies for correlation are seen in some years for Wood Pigeon *Columba palumbus*, Marsh Tit and Eurasian Nuthatch (1989, 1992, 1995, 1998, 2002, 2004, 2006, 2009 and 2011) and maybe even in Blue Tit *Cyanistes caeruleus* and

Great Tit *Parus major*. Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* had particularly large populations in 1986 and 1999 (Fig. 2) after years with good seed production in Norway spruce *Picea abies*, and this pattern matches the national index (Heldbjerg & Eskildsen 2009).

In the discussion, the succession in the bird fauna of Strødam Reserve since the first crude censuses in the 1940s and 1950s (Tab. 2) is related to the forest succession that took place. In the 1940s, large areas with conifers were cut to convert the forest into a more native composition of deciduous trees, and the bird fauna has changed markedly following the change from open newly planted areas to well-developed forest.

Furthermore, the population densities in Strødam Reserve are compared to data from the rest of Denmark. Forest bird population densities are generally around or above 100 pairs

per 10 ha in unmanaged deciduous forests and below this figure in managed deciduous forests (Appendix 2). Coniferous forests generally have bird population densities of between 10 and 60 pairs per 10 ha, while mixed stands have a wider range of densities.

The discussion closes with a consideration of to what extent bird populations in Strødam Reserve are saturated, and we find indications for several species that this is the case. Against this background we discuss to what extent decreasing populations of sub-Saharan migrants are caused by deteriorating conditions of these birds during migration and wintering or by competition from populations of sedentary, short or medium distance migrants that are thriving because of milder winters in recent decades. The latter option may at least partly to be the case.

## Referencer

- Ahola, M.P., T. Laaksonen, T. Eeva & E. Lehikoinen 2007: Climate Change Can Alter Competitive Relationships between Resident and Migratory Birds. – *J. Animal Ecol.* 76: 1045-1052.
- Alerstam, T. 1984: Fågelsamhället i Borgens Lövsöksområde. – *Anser* 24: 213-234.
- Andersen, T. 1961: En nordsjællandsk Natugle-bestand (*Strix aluco* L.) i yngletiden. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 55: 1-55.
- Andersen, T. 1991: Dyrehaven. – *Pica* 3(2): 4-9.
- Anon. 1975: Punkttællinger af ynglefugle. – *Feltornithologen* 17: 188-189.
- Atkinson, P.W., W.M. Adams, J. Brouwer, G. Buchanan, R.A. Cheke, W. Cresswell *et al.* 2014: Defining the key wintering habitats in the Sahel for declining African-Eurasian migrants using expert assessment. – *Bird Conserv. Int.* 24: 477-491.
- Beck, H. 1937: Biologiske Studier vedrørende Mejererne paa Strødam. – *Danske Fugle* 4: 147-149.
- Bejer, B. & M. Rudemo 1985: Fluctuations of tits (*Paridae*) in Denmark and their relations to winter food and climate. – *Ornis Scand.* 16: 29-37.
- Berg, K. 1951: Den fredede ejendom Strødam. – *Danmarks Naturfredningsforenings Årsskrift 1949 og 1950*: 49-55.
- Berthold, P. 1976: Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. – *J. Orn.* 117: 1-69.
- Bibby, C., N.D. Burgess, D.A. Hill & S.H. Mustoe 2000: *Bird Census Techniques*, 2nd edition. – Academic Press, London.
- Blumenrath, S.H. & T. Dabelsteen 2004a: Degradation of great tit (*Parus major*) song before and after foliation: implications for vocal communication in a deciduous forest. – *Behaviour* 41: 935-958.
- Blumenrath, S.H. & T. Dabelsteen 2004b: Being inside nest boxes: Does it complicate the receiving conditions for great tit females? – *Bioacoustics* 14: 209-223.
- Blumenrath, S.H., T. Dabelsteen & S.B. Pedersen 2007: Vocal neighbour-mate discrimination in female great tits despite high song similarity. – *Anim. Behav.* 73: 789-796.
- Both, C. & M.E. Visser 2001: Adjustment to climate change is constrained by arrival date in a long-distance migrant bird. – *Nature* 411: 296-298.
- Both, C., S. Bouwhuis, C.M. Lessells & M.E. Visser 2006: Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. – *Nature* 441: 81-83.
- Brochet, A.-L., W. van den Bossche, S. Jbour, P.K. Ndong'and'a, V.R. Jones, W.A.L.I. Abdou *et al.* 2016: Preliminary assessment of the scope and scale of illegal killing and taking of birds in the Mediterranean. – *Bird Conserv. Int.* doi:10.1017/S0959270915000416
- Bruun, H.H. & J. Heilmann-Clausen 2012: Hvordan sikrer vi skovenes biodiversitet? Pp. 35-39 i H. Meltofte (red.): *Danmarks natur frem mod 2020 – om at stoppe tabet af biologisk mangfoldighed*. – Det Grønne Kontaktudvalg.
- Brøgger-Jensen, S. 1996: The influence of forest management on the occurrence and densities of Danish woodland birds. – Ph.D. thesis, Institute of Zoology, University of Copenhagen.
- Brøgger-Jensen, S. & P.F. Møller 1997: Fugle. Pp. 143-150 i P.F. Møller (red.): *Biologisk mangfoldighed i dansk naturskov*. – GEUS rapport 1997/41.
- Brøndal, L. & S. Englund 1988: Undersøgelser af fuglebestande i nogle østsjællandske skove v.h.a. kortlægnings-, summations- og punkttællingsmetoden i perioden 1980-87. – *Specialrapport ved Institut for Populationsbiologi, Københavns Universitet*.
- Braae 1975: Optællinger med kortlægningsmetoden, status pr. 1/11-1975. – *Feltornithologen* 17: 190-192.
- Bursell, J. 2002: Winter abundance of hole-nesting birds in natural and managed woods of Zealand (Denmark). – *Acta Ornithol.* 37: 67-74.
- Couchoux, C. & T. Dabelsteen 2015: Acoustic cues to individual identity in the rattle calls of common blackbirds: a potential for individual recognition through multy-syllabic vocalizations emitted in both territorial and alarm contexts. – *Behaviour* 152: 57-82.
- Crick, H.Q.P., C. Dudley, D.E. Glue & D.L. Thomson 1997: UK birds are laying eggs earlier. – *Nature* 388: 526.
- Dabelsteen, T. 1994: Solsortens sang som signal. – *Doktorafhandling, Akademisk Forlag, Copenhagen*.
- Dabelsteen, T. 2009: *Strødamreservatet & Strødamlaboratoriet. Årsberetning 2008*. – *Strødamudvalget*, <http://www1.bio.ku.dk/stroedam/aarsrapporter/2008.pdf>
- Dabelsteen, T., P.K. McGregor, J. Holland, J.A. Tobias & S.B. Pedersen 1997: The signal function of overlapping singing in male robins (*Erithacus rubecula*). – *Anim. Behav.* 53: 249-256.
- Devictor, V., R. Julliard, D. Couvet & F. Jiguet 2008: Birds are tracking climate warming, but not fast enough. – *Proc. R. Soc. B* 275: 2743-2748.
- Doswald, N., S.G. Willis, Y.C. Collingham, D.J. Pain, R.E. Green & B. Huntley 2009: Potential impacts of climatic change on the breeding and non-breeding ranges and migration distance of European *Sylvia* warblers. – *J. Biogeogr.* 36: 1194-1208.

- Enemar, A. 1959: On the determination of the size and composition of a passerine bird population during the breeding season. – *Vår Fågelvärld Suppl.* 2: 1-114.
- Enemar, A. 1962: A comparison between the bird census results of different ornithologists. – *Vår Fågelvärld* 21: 109-120.
- Enemar, A., B. Cavallin, E. Nyholm, I. Rudebeck & A.M. Thörner 1994: Dynamics of a passerine bird community in a small deciduous wood, S Sweden, during 40 years. – *Ornis Svecica* 4: 65-104.
- Enemar, A., B. Sjöstrand, G. Andersson & T. von Proschwitz 2004: The 37-year dynamics of a subalpine passerine bird community, with special emphasis on the influence of environmental temperature and *Epirrita autumnata* cycles. – *Ornis Svecica* 14: 63-106.
- Erskine, A.J. 1974: Problems associated with bird populations not adequately sampled by the mapping method. – *Acta Ornithol.* 14: 340-346.
- Falk, K. 1990: Vejledning i metoder til overvågning af fugle. – Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Frikke, J. 1979: Kortlægningemetoden. En metode til beregning af et områdes ynglefuglebestand. – Afgangsupgave i biologi fra Esbjerg Seminarium.
- Fuller, R.J. 2001: Responses of woodland birds to increasing numbers of deer: a review of evidence and mechanisms. – *Forestry* 74: 289-298.
- García, E.F.J. 1983: An experimental test of competition for space between blackcaps *Sylvia atricapilla* and garden warbler *Sylvia borin*. – *J. Anim. Ecol.* 52: 795-805.
- Gregory, R.D., S.G. Willis, F. Jiguet, P. Voříšek, A. Klvaňová, A. van Strien *et al.* 2009: An Indicator of the Impact of Climatic Change on European Bird Populations. – *PLoS One* 4(3) e4678, doi: 10.1371/journal.pone.0004678
- Grell, M.B. 1998: *Fuglenes Danmark*. – Gads Forlag.
- Halberg, K. & J. Gregersen 2010: *Vorsø – et fristed for naturen*. – Eigil Holms Forlag.
- Hansen, K. 1977: *Hjelm Fuglestation 1976*. – *Feltornithologen* 19: 52-56.
- Hansen, S.F., H. Müllertz, K.C. Petersen & K. Thorup 1994: *Ynglefuglene i Strødam*. – Projekt rapport, Københavns Universitet.
- Heldbjerg, H. & A. Eskildsen 2009: *Overvågning af de almindelige fuglearter i Danmark 1975-2008*. – Dansk Ornithologisk Forening.
- Heldbjerg, H. & T. Fox 2008: Long-term population declines in Danish trans-Saharan migrant birds: Capsule Long-distance migrant birds show less favourable trends than sedentary/short-distance species. – *Bird Study* 55: 267-279.
- Hendrichsen, D.K., P. Christiansen, E.K. Nielsen, T. Dabelsteen & P. Sunde 2006: Exposure affects the risk of an owl being mobbed – experimental evidence. – *J. Avian Biol.* 37: 13-18.
- Holland, J., T. Dabelsteen, S.B. Pedersen & O.N. Larsen 1998: Degradation of wren *Troglodytes troglodytes* song: implications for information transfer and ranging. – *J. Acoust. Soc. Am.* 103: 2154-2166.
- Holland, J., T. Dabelsteen, C.P. Bjørn & S.B. Pedersen 2001: The location of ranging cues in wren song: evidence from calibrated interactive playback experiments. – *Behaviour* 138: 189-206.



Fleere askebevoksninger er siden omkring 2010 blevet hårdt angrebet af svampesygdommen asketoptørre og er gået ud.  
Foto: HM, 29. april 2015.

- Huntley, B., R. Green, Y.C. Collingham & S.G. Willis 2007: A Climatic Atlas of European Breeding Birds. – Lynx Editions, Barcelona.
- International Bird Census Committee 1969: Recommendations for an international standard of a mapping method in bird census work. – *Bird Study* 16: 248-255.
- Jacobsen, E.M. 1994: Danske vinterfugles forekomst 1975/76-1992/93 i relation til skovtræernes frøsetning. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 88: 79-84.
- Jensen, H. 1971-72: Kortmetodens anvendelighed i moser, med særligt henblik på de internationalt vedtagne regler. I-VII. – *Danske Fugle* 7: 37-48, 85-93, 147-156, 186-193, 214-218, 239-247.
- Jensen, H. 1974: The reliability of the mapping method in marshes with special reference to the internationally accepted rules. – *Acta Ornithol.* 14: 278-285.
- Jensen, H. 2002: Dobbelt kuld og polygami hos torsangeren *Sylvia communis* og rørspurven *Emberiza schoeniclus*. – *Ornis Svecica* 12: 166-170.
- Jensen, J.O. 2015: Ynglefuglefauna i tre danske skovtyper – kultur-skov vs. naturskov. – Bachelorrapport fra Det Natur- og Biovidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet.
- Jensen, H., O.H. Jørgensen & H.U. Skotte-Møller 1973: Rapport fra Småfuglegruppen. – *Feltornithologen* 15: 8.
- Joensen, A.H. 1965: En undersøgelse af fuglebestanden i fire løvskovsområder på Als i 1962 og 1963. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 59: 115-186.
- Johansen, H. 1963: Ornithologisk arbejde på Strødam-reservatet, udført fra 1947-1958. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 57: 25-38.
- Johansen, H. & B. Nielsen 1951: Ornithologisk arbejde på Strødam-reservatet. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 45: 205-216.
- Johnston, A., R.A. Robinson, G. Gargallo, R. Julliard, H. van der Jeugd & S.R. Baillie 2016: Survival of Afro-Palaeartic passerine migrants in western Europe and the impacts of seasonal weather variables. – Ibis doi: 10.1111/ibi.12366
- Kayser, B. 1984: Årstidsvariation i sangaktivitet og forekomst af fugle i NØ-Sjælland. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 78: 105-120 (med rettelser i DOFT 79: 56, 1985).
- Klug-Andersen, B. 1983: Døgnvariation i adfærd hos fugle i en østdansk skov i perioden april-juli. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 77: 115-131.
- Komdeur, J., L. Gabrielsen & J.P. Hounisen 1993: The role of forest structure and management for woodland birds in Denmark. – NERI Technical Report no. 56.
- Krabbe, E. 1987: En sammenlignende økologisk feltundersøgelse af munk *Sylvia atricapilla* (Linnaeus) og havesanger *Sylvia borin* (Boddaert) på ynglepladsen. – Specialerapport, Institut for Populationsbiologi, Københavns Universitet.
- Lampe, H.M., T. Dabelsteen, O.N. Larsen & S.B. Pedersen 2007: Song degradation in the hole-nesting pied flycatcher *Ficedula hypoleuca*: Implications for polyterritorial behaviour in Norwegian and Danish habitats. – *Behaviour* 144: 1161-1178.
- Larsen, J.H., S. Moestrup & M. Thurland 1983: Strødam 1983. – Kort over skovparter.
- Lehikoinen, A., M. Green, M. Husby, J.A. Kålås & Å Lindström 2014: Common montane birds are declining in northern Europe. – *J. Avian Biol.* 45: 3-14.
- Lind, H., T. Dabelsteen & P.K. McGregor 1996: Female great tits *Parus major* can identify mates by song. – *Anim. Behav.* 52: 667-671.
- Lindström, Å., M. Green, G. Paulson, H.G. Smith & V. Devictor 2012: Rapid changes in bird community composition at multiple temporal and spatial scales in response to recent climate change. – *Ecography* 36: 313-322.
- Lunds universitet 2015: Svensk Fågeltaxering. – <http://www.fageltaxering.lu.se/resultat/trender/allatrendertillsammans>
- Lundström, S. 1978: BIN fåglar. Biologiska inventeringsnormer. – Statens naturvårdsverk.
- Madsen, V. 1994: Statusafhængig sangadfærd hos Rødhals *Eritacus rubecula* og dens indflydelse på resultatet af monitorering. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 88: 187-188.
- Mannes, P. & R. Alpers 1975: Über Fehlergrößen bei Siedlungsdichte-Untersuchungen an höhlenbrütenden Singvögel nach der Kartierungsmethode. – *J. Orn.* 116: 308-314.
- Mathevon, N., T. Dabelsteen & S.H. Blumenrath 2005: Are high perches in the blackcap *Sylvia atricapilla* song or listening posts? A sound transmission experiment. – *Journ. Acoust. Soc. Am.* 117: 442-449.
- McShea, W.J. & J.H. Rappole 2000: Managing the abundance and diversity of breeding bird populations through manipulation of deer populations. – *Conserv. Biol.* 14: 1161-1170.
- Møller, A.P. 1975: Om kortlægningsmetodens anvendelighed i blandingskov. – *Flora og Fauna* 81: 9-16.
- Møller, P.F. 1997: Biologisk mangfoldighed i dansk naturskov. – Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 1997/41.
- Møller, H.U.S. 2006: DOFs faglige grupper: fra Rapportgruppen til Uglegruppen. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 100: 226-241.
- Nagendra, H. 2002: Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. – *Appl. Geogr.* 22: 175-186.
- Naturstyrelsen 1997: Strødam 1997. – Skovkort fra Naturstyrelsen.
- Nielsen, A.B. 2009: Urskovslandskabets åbenhed og sammensætning og græsningens betydning i Atlantisk tid belyst ved palæobotaniske metoder. – GEUS rapport nr. 2009/23.
- Nyegaard, T., J.D. Larsen, N. Brandtberg & M.F. Jørgensen 2015: Overvågning af de almindelige fuglearter i Danmark 1975-2014. – Dansk Ornithologisk Forening.
- Ockendon, N., C.M. Hewson, A. Johnston & P.W. Atkinson 2012: Declines in British-breeding populations of Afro-Palaeartic migrant birds are linked to bioclimatic wintering zone in Africa, possibly via constraints on arrival time advancement. – *Bird Study* 59: 111-125.
- Oelke, H. 1981: Limitations of the mapping method. – *Stud. Avian Biol.* 6: 114-118.
- Olsen, L.Ø. & M.B. Grell 1991: Vegetationsstrukturens betydning for fuglelivet – belyst ved en undersøgelse af en række indre og ydre morfologiske træk i små danske løvskove. – Specialerapport, Institut for Biologi og Kemi, Roskilde Universitetscenter.
- Otter, K.A., P.K. McGregor, A.M.R. Terry, F.R.L. Burford, T.M. Peake & T. Dabelsteen 1999: Do female great tits *Parus major* assess extra-pair males by eavesdropping on singing? A field study using interactive playback. – *Proc. R. Soc. Lond. B.* 266: 1305-1309.
- Peake, T.M., A.M.R. Terry, P.K. McGregor & T. Dabelsteen 2001: Male great tits eavesdrop on simulated male-male vocal interactions. – *Proc. R. Soc. Lond. B* 268: 1183-1187.
- Peake, T.M., A.M.R. Terry, P.K. McGregor & T. Dabelsteen 2002: Do great tits assess rivals by Combining direct experience with



- information gathered by eavesdropping? – Proc. R. Soc. Lond. B. 269: 1925-1929.
- Petersen, A.H., T.H. Lundhede, H.H. Bruun, J. Heilmann-Clausen, B.J. Thorsen, N. Strange & C. Rahbek 2016: Bevarelse af biodiversiteten i de danske skove. – Center for Makroøkologi, Københavns Universitet.
- Poesel, A. & T. Dabelsteen 2006: Three vocalization types in the blue tit *Cyanistes caeruleus*: a test of the different signal-value hypothesis. – Behaviour 143:1529-1545.
- Poulsen, B.O. 2002: Avian richness and abundance in temperate Danish forests: tree variables important to birds and their conservation. – Biodivers. Conserv. 11: 1551-1566.
- R Core Team 2013: R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, <http://www.R-project.org>
- Rabøl, J. & C. Rahbek 2002: Population trends in Baltic passerine migrants, elucidated by a combination of ringing data and point- and summer-count indices. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 96: 15-38.
- Sanderson, F.J., P.F. Donald, D.J. Pain, I.J. Burfield & F.P.J. van Bommel 2006: Long-term population declines in Afro-Palaearctic migrant birds. – Biol. Conserv. 131: 93-105.
- Shannon, C.E. & W. Weaver 1949: The Mathematical Theory of Communication. – University of Illinois Press, Urbana.
- Simpson, E.H. 1949: Measurement of diversity. – Nature 163: 688.
- Stephens, P.A., L.R. Mason, R.E. Green, R.D. Gregory, J.R. Sauer, J. Alison *et al.* 2016: Consistent response of bird populations to climate change on two continents. – Science 352 (6281): 84-87.
- Sunde, P. 1999: Overlevelse og spredning af radiomærkede unge Natugler *Strix aluco* i Nordsjælland. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 93: 267-270.
- Sunde, P. 2005: Predators control post-fledging mortality in tawny owls, *Strix aluco*. – Oikos 110: 461-472.
- Sunde, P. 2008: Parent-offspring conflict over duration of parental care and its consequences in tawny owls *Strix aluco*. – J. Avian Biol. 39: 242-246.
- Sunde, P. & M.S. Bølsted 2004: A telemetry study of the social organization of a tawny owl population. – J. Zool, London 263: 65-76.
- Sunde, P. & B.E. Markussen 2005: Using counts of begging young to estimate post-fledging survival in Tawny Owls *Strix aluco*. – Bird Study 52: 343-345.
- Sunde, P., M.S. Bølsted & K.B. Desfor 2003: Diurnal exposure as a risk sensitive behaviour in tawny owls *Strix aluco*? – Avian Biol. 34: 409-418.
- Svensson, S. & O.H. Jørgensen 1973: Skandinaviens første populationsindex! – Feltornithologen 15: 166-167.
- Svensson, S., A.M. Thórner & N.E.J. Nyholm 2010: Species trends, turnover and composition of a woodland bird community in southern Sweden during a period of fifty-seven years. – Ornithologica 20: 31-44.
- Tomiałojć, L. 1980: The combined version of the mapping method. Pp. 92-106 i H. Oelke (red.): Bird census work and nature conservation. – DDA, Lengede.
- Tomiałojć, L. 1994: Accuracy of the mapping technique estimates for hawfinch – preliminary results. Pp. 145-147 i E.J.M. Hagemeyer & T.J. Verstraël (red.): Bird Numbers 1992. Poster Appendix. – Statistics Netherlands, Voorburg/Heerlen & SOVON, Beek-Ubbergen.
- Tomiałojć L. & T. Wesolowski 1994: Die Stabilität der Vogelgemeinschaft in einem Urwald der gemäßigten Zone: Ergebnisse einer 15jährigen Studie aus dem Nationalpark von Białowieża (Polen). – Orn. Beob. 91: 73-110.
- Tøttrup, A.P., K. Thorup & C. Rahbek 2006: Patterns of change in timing of spring migration in North European songbird populations. – J. Avian Biol. 37: 84-92.
- Vickery, J.A., S.R. Ewing, K.W. Smith, D.J. Pain, F. Bairlein, J. Škorpiľová & R.D. Gregor 2014: The decline of Afro-Palaearctic migrants and an assessment of potential causes. – Ibis 156: 1-22.
- Vikstrøm, T., T. Nyegaard, M. Fenger, N. Brandtberg & H. Thomsen 2015: Status og udviklingstendenser for Danmarks internationale vigtige fugleområder (IBA'er). – Dansk Ornithologisk Forening.
- Visser, M.E. 2008: Keeping up with a warming world; assessing the rate of adaptation to climate change. – Proc. R. Soc. B 275: 649-659.
- Visser, M.E., C. Both & M.M. Lambrechts 2004: Global climate change leads to mistimed avian reproduction. – Advances in Ecological Research 35: 89-110.
- Visser, M.E., A.C. Perdeck, J.H. van Balen & C. Both 2009: Climate change leads to decreasing bird migration distances. – Global Change Biol. 15: 1859-1865.
- Wesolowski, T. & L. Tomiałojć 1997: Breeding bird dynamics in a primaeval temperate forest: long-term trends in Białowieża National Park (Poland). – Ecography 20: 432-453.
- Wesolowski, T., L. Tomiałojć, C. Mitrus, P. Rowinski & D. Czeszczewik 2002: The breeding bird community of a primaeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland) at the end of the 20th century. – Acta Ornithol. 37: 27-45.
- Zar, J.H. 1984: Biostatistical analysis. 2<sup>nd</sup> Edition. – Prentice Hall, New Jersey.
- Appendiks 1: <http://dof.dk/doft/2016/2.appendiks1>  
 Appendiks 2a: <http://dof.dk/doft/2016/2.appendiks2a>  
 Appendiks 2b: <http://dof.dk/doft/2016/2.appendiks2b>
- Forfatternes adresser:  
 Hans Meltofte (mel@bios.au.dk)  
 og Frank Rigét  
 Institut for Bioscience  
 Aarhus Universitet  
 P.O. Box 358  
 4000 Roskilde
- Benny Gert Hansen  
 Slettebakken 2  
 3400 Hillerød
- Torben Dabelsteen  
 Sektionen for Økologi & Evolution  
 Biologisk Institut  
 Københavns Universitet  
 Universitetsparken 15  
 2100 København Ø

### Ny fuglesystematik i DOF

Den opmærksomme læser vil have bemærket, at der i dette nummer af DOFT er en helt ny rækkefølge af fuglene i tabeller mv., samt at der optræder et par nye fuglenavne. Hvor rækkefølgen i danske fuglebøger tidligere begyndte med lommer og lappedykkere, begynder den nu med ænder og hønsefugle.

DOFs Videnskabelige Udvalg har i nu flere år opfordret os til at gå over til den nye DNA-baserede systematik. Det har 'Navnegruppen' fulgt op på med en revideret liste baseret på Howard & Moore's taksonomi. Den hedder *Vestpalæarktiske Fugle*, er skrevet af Jon Fjeldså, Svend Rønne og Mogens Behnke-Pedersen og kan googles på dof.dk. Den nye rækkefølge er konfirmeret af Hovedbestyrelsen, men kun hvad angår systematikken, dvs. rækkefølgen af arterne.

Årsagen er, at DOFs Sjældenhedsudvalg ønsker at afvente en afklaring med nabolandenes sjældenhedsudvalg om, hvilken systematik man måske kan være fælles om, hvad angår afgørelser om arter og underarter. Det er der nemlig langtfra enighed om internationalt.

Da dette kan tage lang tid, vil DOFT gøre den undtagelse allerede nu, at Sort- og Gråkrage samt Lille og Stor Gråsiskan anses for at være hver én art, idet der er udbredt international enighed herom. Og så vil tidskriftet bruge de nye valgfrie navne for Grønbenet Rørhøne, hvor vi udelader grønbenet, og Korttået Træløber, hvor man fremover også kan bruge det mere mundrette Parktræløber.

Begrundelsen for de foreslåede navneændringer er, at der ligesom for Viben og et stort antal andre arter, hvor der er flere søsterarter i verden, kun er én rørhøne på vore breddegrader, hvorfor grønbenet er overflødig og således gør det til et unødigt langt navn. Hvad angår Parktræløber, så hentyder navnet til den typisk parkagtige biotop, som arten lever i. Et parklandskab er således ikke bare en bypark, men et skovlandskab hvor der er åbent mellem de gamle træer. Dette navn skal ses i forlængelse af de andre 'museumsnavne', som er skiftet ud i vores levetid: Låddenbenet Musvåge er ændret først til Vintermusvåge og så til Fjeldvåge og Kortnæbbet Lomvie til Polarlomvie. Det var navne fra dengang ornitologi foregik med haglgævær, og 'krydserne' bestod i fuglesamlinger.

Redaktionen



Frit valg: Korttået Træløber eller Parktræløber. Foto: John Larsen.





Sorteret Magasinpost  
ID-nr. 46680



Der er i størrelsesordenen 1-10 gange så tætte ynglefuglebestande i 'urørt' løvskov som i forstligt drevne skove. Rødstjerten er en af de arter, der overvejende findes i urørt skov. Foto: Albert Steen-Hansen.