

# Ynglefuglene på Tipperne 1928 - 1992

Ole Thorup



Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift

*Redaktør:* Kaj Kampp, Borrebyvej 42, 2700 Brønshøj

*I redaktionen:* Hans Harrestrup Andersen, Steffen Brøgger-Jensen,

Knud Falk, Jon Fjeldså, Hans Meltofte, Finn Olofsen

*Forside- og titelbladfotos:* Jan Petersen

*Layout:* Hans Meltofte

*Sats, repro og tryk:* Litotryk, Svendborg

ISSN 0011-6394

# Ynglefuglene på Tipperne 1928 - 1992

Bestandenes størrelse og ynglemuligheder i relation til skiftende driftsformer, prædation, fugtighedsforhold og vandmiljø

OLE THORUP



*(With a summary in English: The breeding birds on Tipperne 1928 - 1992)*

## Indhold

Indledning	4	Kolonirugende måger og terner	115
Tak	4	Dværgmåge <i>Larus minutus</i>	115
Ynglefuglenes miljø på Tipperne	5	Hættemåge <i>Larus ridibundus</i>	116
Landdannelsen	5	Stormmåge <i>Larus canus</i>	117
Engenes vegetationsstruktur	6	Sildemåge <i>Larus fuscus</i>	120
Fjordens vandmiljø	7	Sølvmåge <i>Larus argentatus</i>	120
Pleje og drift	7	Sandterne <i>Gelocheledon nilotica</i>	121
Ynglefuglenes fødeemner	10	Rovterne <i>Sterna caspia</i>	123
Fødeemnernes tilgængelighed	14	Splitterne <i>Sterna sandvicensis</i>	123
Prædation på ynglefuglene og deres æg og unger	16	Dværgterne <i>Sterna albifrons</i>	124
Forstyrrelse af ynglefuglene på grund af menneskelige aktiviteter	19	Fjordterne <i>Sterna hirundo</i> & <i>S. paradisaea</i>	124
Forhold uden for yngleområdet af betydning for ynglebestandenes størrelse	20	Havterne <i>Sterna paradisaea</i>	127
Metoder og materiale	20	Sortterne <i>Chlidonias niger</i>	129
Ynglefugletællinger	20	Rørskovsfugle	129
Materialet	22	Rørdrum <i>Botaurus stellaris</i>	129
Bearbejdning af materialet	23	Grågås <i>Anser anser</i>	129
Artsvis gennemgang	26	Rørhøg <i>Circus aeruginosus</i>	130
Engfugle	26	Vandrikse <i>Rallus aquaticus</i>	131
Pibeand <i>Anas penelope</i>	26	Plettet Rørvagtel <i>Porzana porzana</i>	132
Knarand <i>Anas strepera</i>	26	Grønbenet Rørhøne <i>Gallinula chloropus</i>	132
Krikand <i>Anas crecca</i>	28	Savisanger <i>Locustella luscinioides</i>	132
Gråand <i>Anas platyrhynchos</i>	29	Sivsanger <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	133
Spidsand <i>Anas acuta</i>	33	Rørsanger <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	136
Atlingand <i>Anas querquedula</i>	36	Skægmejse <i>Panurus biarmicus</i>	137
Blåvinget And <i>Anas discors</i>	38	Rørspurv <i>Emberiza schoeniclus</i>	138
Skeand <i>Anas clypeata</i>	38	Svømmefugle fouragerende på bred- og undervandsvegetation	139
Agerhøne <i>Perdix perdix</i>	42	Knopsvane <i>Cygnus olor</i>	139
Strandskade <i>Haematopus ostralegus</i>	42	Blishøne <i>Fulica atra</i>	142
Klyde <i>Recurvirostra avosetta</i>	46	Svømmefugle fouragerende på fisk og invertebrater	143
Stor Præstekrave <i>Charadrius hiaticula</i>	53	Toppet Lappedykker <i>Podiceps cristatus</i>	143
Vibe <i>Vanellus vanellus</i>	54	Gravand <i>Tadorna tadorna</i>	144
Almindelig Ryle <i>Calidris alpina</i>	63	Ederfugl <i>Somateria mollissima</i>	144
Brushane <i>Philomachus pugnax</i>	76	Toppet Skallesluger <i>Mergus serrator</i>	145
Dobbeltbekkasin <i>Gallinago gallinago</i>	86	Fugle i Tipperkrattet og på bygninger (antropogene arter)	145
Stor Kobbersneppe <i>Limosa limosa</i>	90	Tipperne som ynglested for engfugle	147
Rødben <i>Tringa totanus</i>	99	Naturværdier på brakvands-strandenge	147
Stenvender <i>Arenaria interpres</i>	107	Strandengskvaliteter på Tipperne	148
Gøg <i>Cuculus canorus</i>	108	Ynglefuglene og landbrugsdriften på Tipperne	149
Mosehornugle <i>Asio flammeus</i>	108	Anden menneskelig indvirkning på miljøet	157
Sanglærke <i>Alauda arvensis</i>	109	Tipperne som ynglested for kolonirugende måger og terner	158
Engpiber <i>Anthus pratensis</i>	110	Fremtidig overvågning	159
Gulhovedet Gul Vipstjert <i>Motacilla flava flavissima</i>	112	Summary: <i>The breeding birds on Tipperne 1928-1992</i>	161
Gul Vipstjert <i>Motacilla flava flava</i>	112	Referencer	184
Bynkefugl <i>Saxicola rubetra</i>	114		
Tornsanger <i>Sylvia communis</i>	114		
Gråkrage <i>Corvus corone cornix</i>	114		
Husskade <i>Pica pica</i>	115		
Tomirisk <i>Carduelis cannabina</i>	115		

"De nordlige dele af Tipperne er lave, og her deler landskabet sig i holme og småøer, de såkaldte "polder". Strandkanten består af meget blødt mudder, der overalt på den østlige side er bevokset med et bredt bælte af siv og rør. Jordbunden i det indre af Tipperne er derimod forholdsvis fast, frodig eng, med lave, dyndede smådamme og vandhuller hist og her.

Vi opholdt os i området fra 31. maj til 2. juni. På grund af den knappe tid undersøgte vi kun øst- og nordkysten samt flere af de nordlige småøer, men vi havde desuagtet et meget tilfredsstillende udbytte af turen.

Rødbenen er overordentlig talrig. Efter den store mængde af disse fugle, som uophørlig kredsede skrigende over os, var vi på det rene med, at vi ikke behøvede at lede meget for at finde æg. I løbet af en halv time fandt vi henved en snes reder med 3 eller 4 æg i hver. Rødbenen ynder især disse tørre småhøje, og overalt, hvor vi traf på sådanne, var der store mængder af ynglende fugle.

Rylen havde unger overalt. Brushønen traf vi almindelig på Tipperne. Den ynglede især, ligesom Rødbenen, på de tørre skrænter, kun en enkelt rede fandt vi på den flade eng ved en vandpyt."

Midt i 1980'erne drog Tipperengene store mængder af ynglende engfugle til sig. Her ynglede Store Kobbersnepper, Brushøns, Alm. Ryler og Rødben i mængder og tætheder, der ikke før var set i den bemandede feltstations historie, og den går ellers helt tilbage til 1928. Et besøg på engene i slutningen af maj eller starten af juni var en vandring gennem et virvar af varslende vadefugle, ved de små pytter inde på engene var det ikke usædvanligt at se op til ti ungevarslende ryler sammen, eller fem urolige Brushøner, og i kystbræmmerne hang skyer af varslende Rødben, ofte op til 50 eller 75 skrigende fugle samtidigt.

Beskrivelsen af Tipperbesøget ovenfor er imidlertid ikke fra anden halvdel af 1980'erne, men derimod fra et ulovligt besøg på Tipperne i 1903 af ægsamleren Niels Hedén. Her i de første år i århundredet synes Tipperne også at have været et engfugleeldorado, selvom kilderne fra denne periode er yderst sparsomme.

I de forløbne 90 år har fuglelivet på Tipperne gennemlevet store forandringer, både på grund af skiftende driftsformer i området, på grund af skiftende vandforhold og på grund af dynamikken i de enkelte arters bestande. I 1910-1915 var der en saltvandsperiode, der betød, at næsten alle bestande af vadefugle faldt kraftigt. I 1920'erne var de fleste bestande på fode igen, men etableringen af en gigantisk Stormmåge-koloni overalt på engene betød igen stærkt faldende vadefuglebestande, men samtidigt etableringen af store måge- og ternekolonier i 1930'erne og 1940'erne. Stigende prædation gennem 1940'erne og 1950'erne fra pattedyr begrænsede mågebestandene, men den landbrugsmæssige udnyttelse af området aftog, og efter en vis retablering af vadefuglebestandene i 1950'erne betød en omfattende tilgroning af engene, at engfuglefaunaen langsomt forsvandt.

Midt i 1970'erne blev kvæggæsningen genoptaget, og der vendte hurtigt en pæn bestand af engfugle tilbage; fra midt i 1980'erne startede også en omfattende og systematisk slåning af engene, og herefter gik det stærkt: sidst i 1980'erne ynglede på Tippetnes 545 ha enge mellem 2000 og 2500 par vadefugle, en af de tætteste vadefuglebestande, der overhovedet er registreret.

Forholdene på Tipperne sidst i 1980'erne var ideelle for engfuglene: et lavt prædationstryk, rigelig nedbør i forårsmånederne, lave vandstande i fjorden, der betød store, tilgængelige vadeflader i yngletiden, og engene lå med lav åben vegetation, der betød at næsten alle engfladerne var velegnede ynglesteder for vadefugle. Efter 1990 er prædationstrykket steget og har på sin vis tilpasset sig det øgede fødeudbud, og der har samtidig været en række klimatiske set dårlige ynglesæsoner for fuglene.

Der er næppe tvivl om, at bestanden sidst i 1980'erne var større, end det niveau bestanden vil stabilisere sig på på længere sigt. Det bliver spændende de næste år at se, på hvilket niveau områdets bæreevne ligger. Specielt bestandsniveauet hos "baltisk ryle" og Klyde er afgørende for populationernes fremtid, da Tipperne i øjeblikket huser bestande af international betydning.

## Indledning

I forbindelse med den stigende ornitologiske interesse omkring sidste århundredeskifte tiltrak også Tippeternes store bestande af engfugle og kolonirugende måger og terner sig ornitologernes opmærksomhed. Flere summariske oversigter over fuglelivet blev publiceret (bl.a. Rambusch 1900, Hedin 1904, Klinge 1910).

I 1928 blev Tippeternes feltstation oprettet, og en væsentlig del af stationens program var årlige systematiske optællinger af ynglefuglene. Allerede efter de første fem ynglesæsoner blev der i 1932 udarbejdet en grundig redegørelse for alle ynglefuglene på Tipperne og deres yngleforhold (Tåning 1936).

Frem til midt i 1950erne fulgte en lang række specialstudier af enkeltarter og artsgrupper. Engene og engfuglene forsvandt næsten i en periode uden landbrugsmæssig udnyttelse i 1960erne og starten af 1970erne, og denne proces blev analyseret detaljeret af Gravesen (1973) og Møller (1975 og 1978). Midt i 1970erne iværksattes så et pleje-program for at genetablere engene og bestande af engfugle, og dette program viste sig hurtigt succesfyldt.

Jeg startede mit arbejde på Tippeternes feltstation i efteråret 1981. De ynglende engfugle på Tipperne engene fascinerede mig dybt, og gennem arbejdet med ynglefuglene, som der for hvert år blev flere og flere af, vakte min interesse for at undersøge de forhold nærmere, der bestemte bæreevnen for et engområdes ynglebestande, og for at analysere de enkelte engfugles mere præcise krav til deres yngleområde. Efter at have udviklet optællingsmetoder, der kunne anvendes til optælling af de nu meget tætte vadefuglebestande (Thorup 1988) og startet et standardiseret redekartotek, for at de forskellige engfugles ynglesucces (klækningssucces) kunne følges i de enkelte engområder (Thorup l.c.), blev det muligt at forholde sig mere præcist til, hvad der foregik på engene. Sidst i 1980erne viste det sig, at min interesse for at analysere dynamikken på Tipperne var sammenfaldende med Skov- og Naturstyrelsens interesse, og der blev aftalt et tre-årigt projekt, som skulle resultere i et manuskript til publicering i Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift.

Efter indarbejdelse af yderligere tre ynglesæsoners feltarbejde lå manuskriptet færdigt nytår 1992. Siden har det ført en omtumlet tilværelse. I mellemtiden var "de fede tider" forbi, og der var taget hul på en række magre år. Hvad der oprindeligt var planlagt som en præsentation af resultaterne fra et af Europas absolutte flagskibe indenfor

naturovervågningen i et ornitologisk fagtidsskrift, viste sig nu at være en uoverskuelig økonomisk opgave for Skov- og Naturstyrelsen.

Men her i vinteren 1997, næsten fem år efter færdiggørelsen, er Tuborgfondet generøst trådt til og har finansieret publiceringen af manuskriptet. Skov- og Naturstyrelsen har betalt tidsskriftets redaktionelle omkostninger.

### Tak

Fra de første tanker om dette arbejde dukkede op, har et stort antal interesserede personer ydet deres bidrag til det færdige resultat.

Først og fremmest må Hans Meltofte nævnes, der har hjulpet med at bære projektet fra dets første spæde start frem til den bitre ende. Herudover har Hans udført et omfattende redaktionelt arbejde og har layoutet hele publikationen. Også redaktøren på Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift, Kaj Kamp, har udført et meget omfattende redaktionelt arbejde for at gøre manuskriptet klar til at blive publiceret i DOFT.

Paul Eric Jönsson, Michael Brinch Pedersen, Pelle Andersen-Harild og Trine Theut gennemlæste enkeltafsnit og gav konstruktiv kritik.

Et meget vigtigt bidrag til, at denne undersøgelse har kunnet udføres, har været den store interesse og entusiasme observatører og frivillige tilknyttet Tipperne har udvist gennem de 15 ynglesæsoner, jeg har været tilknyttet stedet. Uden deres altid velvillige indstilling til at diskutere forhold omkring Tipperne og ynglefuglene og til at indsamle data af høj kvalitet, der senere har kunnet indgå i denne bearbejdning, var resultatet aldrig blevet tilnærmelsesvist så omfattende. Jørgen Peter Kjeldsen, Lars N. Hansen, Søren F. Hansen, Steen Kjeldsen og Ole Amstrup har haft særlig stor betydning for dette projekt.

Også en række personer tilknyttet andre feltstationer har ydet væsentlige bidrag, især til metodeudviklingen af optællingerne. Her skal især nævnes: Torben Jørgensen, Jens Thalund, Lars Maltha Rasmussen, Kim Fischer, Jens Gregersen og Peter Lyngs.

Jakob Funder, Ole Lilleør, Troels Monrad og Henrik Olsen deltog som frivillig arbejdskraft i ynglesæsoner, hvor de ikke var ansat, og brugte et stort antal timer af ferier og fritid og medvirkede derved til at gøre det muligt at indsamle det store ynglebiologiske materiale fra tusindvis af vadefugleleder.

Hans Ulrik Skotte Møller stillede velvilligt sine omfattende personlige noter til rådighed, bl.a. systematiske dagbogsudskrifter fra årene 1928 til 1968. Jacob Salvig stillede rådata fra sin Klyde-undersøgelse til rådighed, samt hjalp med litteratursøgning. J.H. Dallinga og Stichting Het Groninger Landschap stillede omfattende Rødben-data fra en upubliceret rapport til rådighed. Erik Ehmsen, Peter Lyngs og Palle A.F. Rasmussen leverede og kommenterede upublicerede optællingsresultater.

Pelle Andersen-Harild, Albert Beintema, Åke Berg, Donald Blomqvist, Mark Desholm, Meinte Engelmoer,

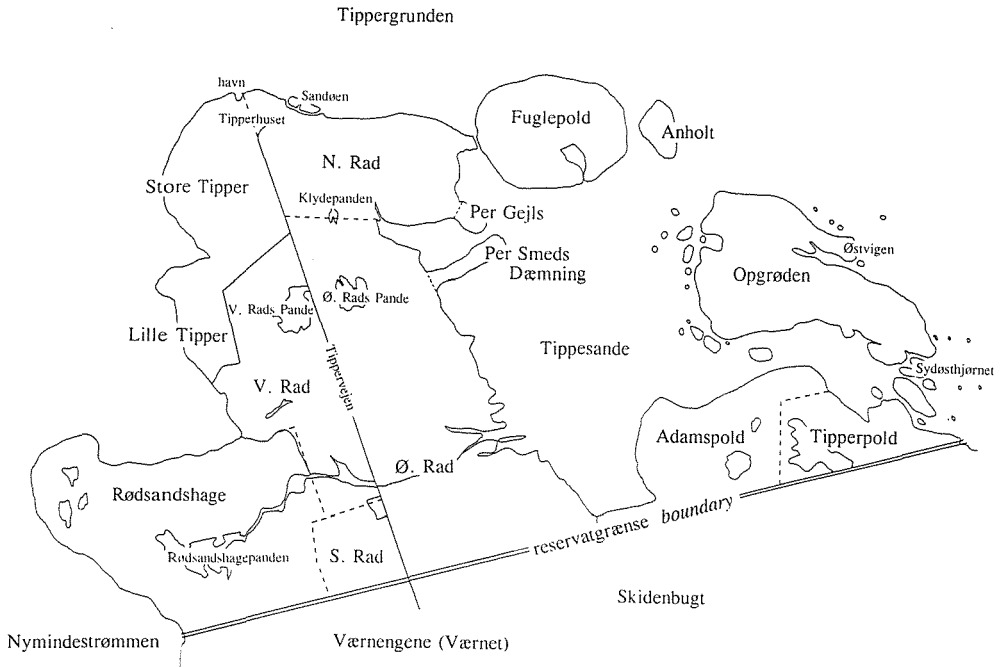


Fig. 1. Kort over Tipperne. På kortet er angivet en række lokalnavne, der benyttes i teksten.  
 Map of Tipperne with local names used in the text. Coordinates of the field station ("Tipperhuset"): 55°53' N, 8°12' E.

Klaus-Michael Exo, Niko Groen, Gudmundur Gudmundson, Bernd Hälterlein, Hans Rudolf Henneberg, Hermann Hötter, Digger Jackson, Jørgen Peter Kjeldsen, Ole Lilleør, Hans Meltofte, Kristian D. Nielsen, Henrik Olsen, Michael Brinch Pedersen, David Stroud og Peter Thellessen hjalp med fremskaffelse af litteratur og upubliceret materiale.

Michael Bjerregaard, Flemming Hansen, Jens Hjerrild Hansen, Steen Kjeldsen, Henrik Knudsen, Henrik Haaning Nielsen, Timme Nyegaard og Kent Olsen hjalp med udtagning af datamateriale fra Tippeternes arkiver og fra upubliceret materiale.

Lars Maltha Rasmussen og Jens Hjerrild Hansen hjalp med vejledning i anvendelse af computerprogrammer. Jan Petersen og Erik Thomsen stillede mange af deres bedste fotos fra Tipperne vederlagsfrit til rådighed.

Til alle disse personer skal der rettes en stor tak for hjælpen.

Endelig en tak til Erik Jacobsen, Peter Nielsen (†) og Svend Bernhard for praktisk hjælp og gode råd gennem årene i felten.

Og sidst, men ikke mindst, en stor tak til Trine, David og Aske, der på den hjemlige front i lange perioder har skullet leve med, at mine tanker var et helt andet sted.

## Ynglefuglenes miljø på Tipperne

Reservatet Tipperne består af et knap 700 ha stort landområde (Fig. 1). Mod vest, nord og øst er det omgivet af et ca 1500 ha stort lavtvandsområde, der ligeledes er reservat.

Tipperne er statejet, mens Værnengene, der udgør den sydlige del af Tipperhalvøen, er privatejet. Tipperne er et lukket reservat, og besøgende har kun adgang i begrænsede perioder.

Tipperne er et ustabil og dynamisk miljø. I undersøgelsesperioden 1928-1992 har der fundet store ændringer sted, og mange af disse ændringer er af afgørende betydning for ynglefuglene.

## Landdannelsen

Tipperlandskabet er et ungt landskab, der i hele sin levetid har været udsat for voldsomme omvæltninger.

Starten på Tipperhalvøen var sandaflejringer langs Ringkøbing Fjords udløb i Nordsoen i perioden mellem 1650 og 1750. Efterhånden blev der dannet en klithalvø omgivet af store åbne sandflader. Sandfladerne var en trussel mod det omkringliggende agerland på grund af sandflugt. Derfor blev lokale landmænd tilskyndet til at forsøge at omdanne sandfladerne til eng ved tilplantning.

Dette lykkedes, og landdannelsen gik ganske stærkt. Den fredede del af Tipperne, som staten tog i besiddelse 1769-1777, var i 1796 på 133 ha og i 1876 på 453 ha. Det svarer til en årlig tilvækst på 4 ha (Rambusch 1900).

Herefter kom der en periode, hvor landtilvæksten var mere begrænset. Tilplantningen med græstørv holdt stort set op ved århundredskiftet. I perioden 1876 til 1939 øgedes arealet kun med ca 0,7 ha om året til 495 ha (Møller 1978).

Efter 1939 tog landtilvæksten igen fart, så arealet i 1990 var på ca 695 ha, igen en gennemsnitlig tilvækst på ca 4 ha om året.

Den største arealmæssige ændring i perioden 1928-1992 var dannelsen af det østligste strandsump område Optrøden og poldene heromkring, der i dag udgør godt 80 ha. Optrødens opvækst startede i de hårde vintre omkring 1940 (F. Søgaard Andersen in litt.).

## Engenes vegetationsstruktur

Udbredelsen af forskellige plantesamfund har ændret sig en del gennem perioden, dels på grund af ændrede vandstands- og salinitetsforhold i fjorden, dels på grund af den skiftende drift og pleje af området. For ynglefuglene betyder vegetationsstrukturen mere end plantesamfundenes arts-mæssige sammensætning; de vigtigste parametre er vegetationens højde og tæthed, samt væksthastigheden gennem yngletiden.

De forskellige fuglearter har forskellige krav til vegetationsstrukturen. Et højt og tæt plantedække, der er nødvendig i yngleforløbet for nogle arter (f. eks. Vandrikse, Grågåås og svømmeænder med ællinger), udelukker tilstedeværelsen af andre (f. eks. hovedparten af strandengens vadefugle).

Arter som tagrør *Phragmites australis*, strandkogleaks *Scirpus maritimus* og blågrøn kogleaks *S. tabernaemontani* danner en høj og ret tæt vegetationsstruktur. De vokser optimalt i beskyttede lavtvandsområder, og tagrør vokser også på fugtige enge uden sommerslåning og intensiv græsning.

Flerårige græsser og halvgræsser med stive blade som katteskæg *Nardus stricta*, lysesiv *Juncus effusus* og forskellige arter star *Carex* danner en ret høj og tæt vegetation inde på engene.

Smalbladet kæruld *Eriophorum angustifolium* står højt og ret tæt, hvis den ikke bliver slået. Når den bliver slået, danner arten derimod en lav og åben vegetationsstruktur foråret efter slåningen.

Bløde og relativt lave græsser som gulaks *Anthoxanthum odoratum*, fløjsgræs *Holcus lanatus*, forskellige arter hvene *Agrostis* og rød svingel *Festuca rubra* favoriseres i konkurrencen om lys ved

slåning og græsning. Plantesamfund af disse arter står kort og ret åben langt hen i fuglenes yngletid; hvis der er græsning i området, holdes denne vegetation nede, da disse plantearter foretrækkes af kreaturerne.

Vegetationsstrukturen på engene var ret ensartet fra 1928 til 1945. En intensiv udnyttelse betød, at vegetationen overalt blev holdt meget lav, med en dominans af bløde græsser med en relativt langsom opvækst gennem foråret. Kun langs de øst- og nordøstvendte kyster var der en højere og tættere vegetation af tagrør og kogleaks. På Geodætisk Instituts kort fra 1939 (kommenteret af F. Søgaard Andersen in litt.) er ca 10% af Tippeternes areal dækket af tagrør og kogleaks (primært tagrør), og hovedparten voksede ved beskyttede kyster på Adams-/Tipperpold, det sydvestligste hjørne af Tippetssande, på Anholt og Fuglepold og på nordkysten af N. Rad.

Fra 1946 begyndte engene langsomt at gro til, da slåning og kreaturgræsning gradvist ophørte. Fra midt i 1960'erne til midt i 1970'erne dominerede plantesamfund med en høj og tæt struktur reservatet (Gravesen 1973, Møller 1975). I løbet af 1970'erne betød den genoptagne græsning, at engene blev mere åbne med større områder med kort vegetation, og med den mere omfattende slåning i 1980'erne blev åbne og kortgræssede enge meget udbredt. Store Tipper og Lille Tipper havde stort set ikke været udnyttet landbrugsmæssigt siden midt i 1950'erne, og dette område blev udlagt som et kontrolområde uden græsning og slåning, hvor den naturlige succession kan følges.

Omkring 1970 var mellem halvdel og tre-fjerdedele af Tippeternes areal dækket af tagrør, bl.a. hele Optrøden, Adamspold, Tipperpold, Anholt og store dele af Rødsandshage og Ø. Rad. Herudover var større dele af området dækket af en høj, tæt vegetation af lysesiv, katteskæg, forskellige starrer og større tuer af mosebunke *Deschampsia caespitosa*. På Store og Lille Tipper var en fugtig pilesump under hastig opvækst, mens de højeste og ældste dele var bevokset med klitvegetation. Kun lokalt, specielt på N. Rad og Fuglepold, var der områder med lav og åben vegetation.

I 1992 er vegetationsstrukturen helt forandret. Omfattende græsning og slåning betyder, at hovedparten af Tipperne fremstår som en kortgræsset og åben eng. I de senest dannede strandsump områder på Tipperpold og i Optrøden har en årlig slåning af dele af områderne fremelsket bløde, lave græsser. I dag er ca 10-15% af Tippeternes areal rørsump/rørskov, heraf hovedparten i den sydlige del af Optrøden og på den østlige del af Tipperpold samt mindre arealer i kontrolområdet (se også Tab. 59).



På engene dominerer græsser som hvene, gulaks, rød svingel og fljlsgræs, og desuden smalbladet kæruld. Lokalt dominerer star, som den regelmæssige slåning holder nede i lav højde langt hen på foråret. Lysesiv vokser mest i enkeltstående tuer, kun på Rødsandshage, V. Rad og omkring Ø. Rads Pande, hvor slåningsintensiteten er lavest, er der mere sammenhængende bevoksninger.

På grund af en relativt tidlig slåning, der i større områder kun foretages hvert tredje år, og et ret moderat græsningstryk ved eftergræsningen, er vegetationsstrukturen væsentlig mere heterogen i dag end i tiden før 1945. Kun lokalt fremstår engen i "golfbanehøjde", som det var almindeligt 1928-1945; fra en gang i maj findes der overalt på engene nyopvoksede græstuer velegnede til redeplacering for tuerugende vadefugle.

## Fjordens vandmiljø – eutrofiering og salinitet

Fjordens vandmiljø har ændret sig en del gennem undersøgelsesperioden. Saltholdigheden har svinget noget, og der er sket en kraftig eutrofiering. Desuden er der sket en tilmudring af de lavvandede områder i reservatet. Især i årene efter udretningen af Skjernå og afvandingen af Skjernå-deltaet sidst i 1960'erne tog eutrofiering og tilmudring fart. De allerseneeste år er denne udvikling dog vendt i forbindelse med en øget vandudskiftning i fjorden (Meltofte 1987, Jensen 1996).

Saltholdigheden i Ringkøbing Fjord afhænger af forholdet mellem mængden af havvand, der tilledes at strømme ind, og mængden af ferskvand, der ledes ud, gennem slusen i Hvide Sande. Ringkøbing Fjord får direkte eller indirekte tilledt regnvandet fra en stor del af Jylland.

Fra engang i 1800-tallet og til i dag har Ringkøbing Fjord været en brakvandslagune, hvor vandet omkring Tipperne sjældent har indeholdt mere end 10-15 promille salt. Undtaget er dog perioden 1910-1915. I 1910 blev der gravet en kanal ved Hvide Sande. Kanalen betød, at der blev tilledt store mængder havvand til fjorden, og i 1910-1915 var fjorden derfor salt. I 1915 lukkedes kanalen igen (Tåning 1936).

Frem til 1931 havde fjorden sit udløb ved Nymindegab. Her var vandudskiftningen i de sidste år før 1931 temmelig ringe. I 1931 blev udløbet lukket og erstattet af en sluse i Hvide Sande. Siden har vandstand og salinitet været mere eller mindre menneskelig kontrol.

I forbindelse med de omfattende naturhistoriske undersøgelser af fjorden 1919-1929 blev der

også foretaget saltmålinger på Tipperreservatet (Jacobsen 1936). Den gennemsnitlige saltholdighed på ret dybt vand i Skjernå Dyb nord for Tippergrunden var 8 promille i 1919-1923.

Der er foretaget systematiske målinger af saltholdigheden i Tippernes vandområder siden stationen blev helårsbemandet i 1973. Der foreligger daglige saltmålinger for de sidste 19 år (Fig. 2). Dog mangler der data fra en del af 1973 og nogle måneder af 1990, og saltmålingsapparatet var ude af funktion i sommerhalvåret 1975. Mellem 1919-1923 og 1974 har den gennemsnitlige saltholdighed stort set været konstant eller er måske faldet en anelse. Den ændring, der er sket i årsrytme og svingninger, er dog langt vigtigere. I 1919-1923 var saltholdigheden noget over gennemsnittet i vintermånederne, noget under i sommermånederne, og der var hyppige vinteroversvømmelser (Jacobsen 1936). Midt i 1970'erne lå de høje saltholdigheder derimod om sommeren, mens de lave saltholdigheder lå om vinteren (Fig. 2). I dag ligger saltholdigheden helt nede på 1,5-4,0 promille om vinteren, hvor de få større oversvømmelser finder sted.

I Fig. 2 ses en faldende saltholdighed i slutningen af 1970'erne og især et fald i saltholdigheden om vinteren frem til 1986. I et forsøg på at forbedre den dårlige vandkvalitet i Ringkøbing Fjord, bl.a. ved hjælp af en større vandudskiftning og et større indtag af saltvand, blev der i marts 1987 vedtaget en ny slusepraksis. Denne medførte en større saltholdighed, i hvert fald i 1987-1989, hvor den gennemsnitlige saltholdighed var oppe på niveauet fra 1974 og 1976. I 1990-1992 er saltholdigheden faldet lidt igen.

## Pleje og drift

Enge er kulturlandskaber som opretholdes af græsædende husdyr (får, kreaturer, heste) eller ved slåning. Hvis vegetationen ikke regelmæssigt fjernes, vil engene gro til og ændres til mose, krat eller skov. At engene findes som naturtype i Danmark skyldes, at der har været behov for udstrakte græsningsarealer og for områder, hvor man kunne bjerge hø til husdyrenes vinterfoder.

Hvis der skelnes mellem pleje og drift, så drift er en økonomisk udnyttelse af et område, mens pleje er indgreb til opfyldelse af mere idémæssige formål, har der ikke på noget tidspunkt i undersøgelsesperioden været tale om ren pleje eller ren drift på Tipperne. Driftsformen har taget visse hensyn til især ynglefuglene, men driften har gennem hele perioden været underlagt nogle forholdsvis

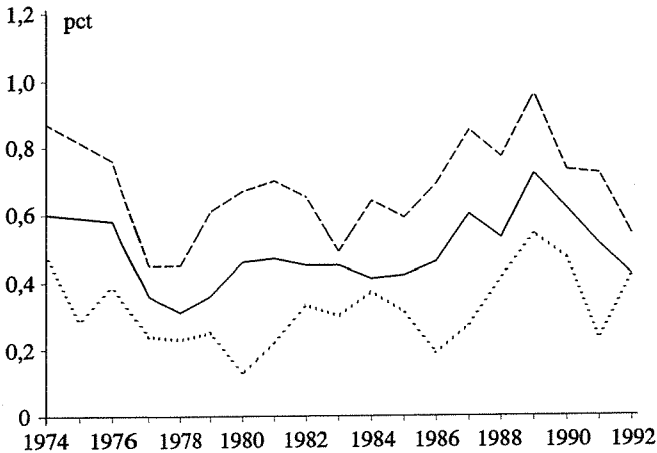


Fig. 2. Saltholdighed i Tipperhavnen 1974-1992 baseret på daglige salinitetsmålinger: årligt gennemsnit (excl. 1975 og 1990; optrukket linie), gennemsnit for juni-august (excl. 1975; stiple linie) og gennemsnit for december-februar (prikket linie). *Salinity at Tipperne 1974-1992: annual average (solid line), summer average (June to August; dashed line) and winter average (December to February; dotted line).*

snævre økonomiske rammer. Højbjergning, rørhøst og græsning har skullet give et vist afkast og måtte i hvert fald ikke give et større underskud. I hele perioden er dyr til græsning kommet fra private husdyrhold, så græsningen har skullet tilgodese de berørte landmænds økonomi.

**Græsning.** Data fra Tipperdagbøger, diverse ynglefuglerapporter og Laurids Jensen (in litt.).

*1928-1945:* I denne periode var den landbrugsmæssige udnyttelse af reservatet konstant. Græsningen foregik udelukkende som eftergræsning og dækkede hele reservatet. Efter højbjergningen blev i størrelsesordenen 300 kreaturer og 70 plage lukket ud i området omkring 20. august. Dyrene blev hjemtaget omkring 1. november.

*1946-1961:* Fra 1946 aftog kreaturgræsningen gradvist; tidsrytmen med eftergræsning fra ult. august til pri. november blev bibeholdt, men antallet af kreaturer aftog frem til 1961, hvor græsningen helt ophørte.

*1962-1971:* Ingen græsning.

*1972-1975:* For at åbne den tilgroede eng blev der i 1972 startet et plejeprojekt. 1972-1975 gik mellem 40 og 100 kreaturer vest for Tippervejen; de blev udsat en gang i maj og hjemtaget i oktober/november. Desuden gik op til 345 får i området, også om vinteren, og i 1975 og 1976 også 10 heste. Efter 1975 blev fåregræsningen opgivet.

*1976-1992:* Fra 1976 blev kvæggæsningen voldsomt intensiveret, og også de østlige enge blev inddraget til græsning. 1976-1992 har mellem 240 og 640 kreaturer græsset (årligt gennemsnit ca 460). Kreaturerne udsættes stadig midt eller sidst i maj (i de seneste år så sent som muligt, uden at det går ud over muligheden for at skaffe dyr) og hjemtages i to etaper i september/oktober.

Før 1973 var der ikke græssende dyr på engene i fuglenes yngletid. Høslæt fjernede den opvoksende vegetation om sommeren, og dyrenes rolle var at holde vegetationen nede gennem resten af vækstsæsonen, så engene fremstod med helt kort vegetation næste forår.

Da det seneste plejeprojekt blev sat i værk 1972-1976, var intentionen, at en intensiv kvæggæsning suppleret med en begrænset slåning skulle åbne engene og holde dem kortgræssede. For at skaffe kreaturer nok og for at presse kreaturerne til også at græsse på den mere kraftige vegetation, for også at holde denne nede, blev de sat ud allerede tidligt i maj. Dette betød, at kreaturgræsningen fik en direkte påvirkning af ynglefuglenes succes pga. nedtrampning og nedgræsning.

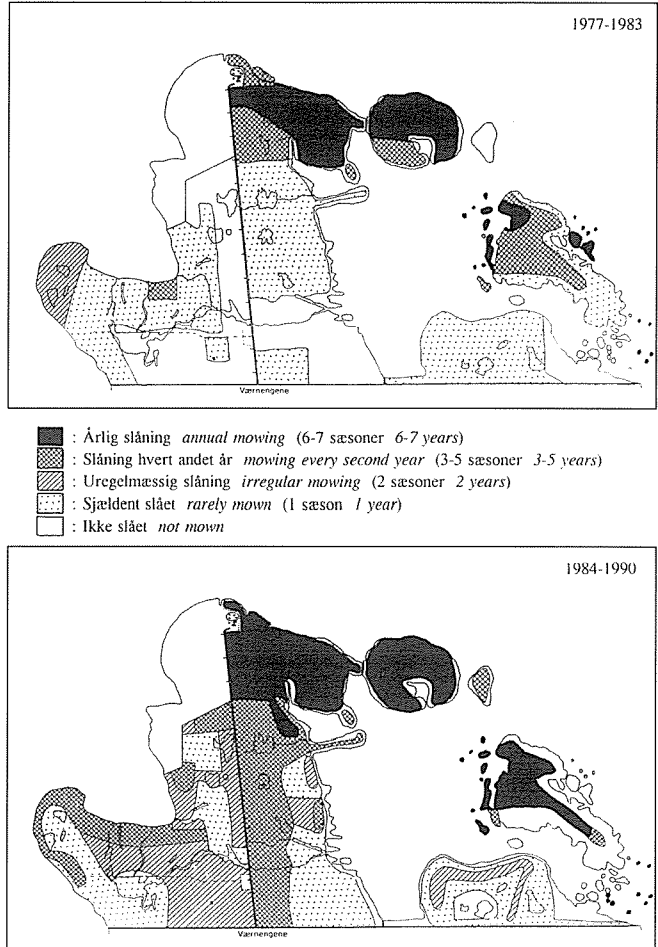
Der tilstræbtes et gennemsnitligt græsningstryk på ét kreatur pr ha. Dette niveau skulle på den ene side sikre, at der var græs nok til kreaturerne, og at der ikke skete de store skader på ynglefuglenes reder og unger, men på den anden side også sørge for, at der skete en effektiv nedgræsning af de planterter, der gav engen en uønsket struktur (som tagrør, mosebunke, kæruld, lysesiv, kattesæg).

På årsbasis afgræssedes næsten hele arealet. Undtagelser var kontrolområdet på Store og Lille Tipper og området omkring Tipperhuset og Tippervejen. De østlige områder Oprøden og Anholt blev dog frem til 1991 græsset meget sporadisk. På det øvrige engareal på ca 530 ha græssede der i gennemsnit i 1977-1983 550 kreaturer.

Kreaturerne flyttes dog mellem to eller tre fener, og græsningstrykket på et givet tidspunkt er væsentligt højere end ét kreatur pr ha. Græsningsmæssigt kompenseres dette ved, at de enkelte fener står uden kreaturer i andre perioder. Men da ynglefuglene har deres ynglecycklus begrænset til

Fig. 3. Slåningsfrekvensen i forskellige områder på Tipperne 1977-1983 (data især fra Mortensen 1982, 1983, 1984) og 1984-1990 (Thorup 1986, 1988, 1990a, 1990b, denne undersøgelse).

The rate of mowing in different areas in two seven-year periods 1977-1990.



et ret snævert tidsrum, har disse kun begrænsede muligheder for at kompensere for et højt græsningstryk midt i deres yngletid ved at lægge om senere på året. Dette betyder, at det for fuglene i et givet område er mere reelt at se på et konkret græsningstryk i en given periode. Med det nuværende tre-fenne skift græsser kreaturerne i de enkelte fenner med græsningstryk på typisk 2,5-4 kreaturer pr ha. Kreaturerne betydning for ynglefuglene er behandlet i et diskussionsafsnit efter artsgennemgangen.

Kortlægninger af kreaturerne græsning i de enkelte fenner viste, at kreaturerne i fenner med forskellige habitattyper kan græsse selektivt i de områder, der domineres af bløde græsser som hvene og rød svingel. I sådanne områder, der også er en yndet redehabitat for sent ynglende vadefugle, blev der i perioder iagttaget et græsningstryk svarende til mere end fem kreaturer pr ha (denne undersøgelse).

**Slåning.** Data fra Tipperdagbøger og diverse ynglefuglerapporter.

1928-1939: Den landbrugsmæssige udnyttelse var konstant med høslæt i hele området fra ca 1. juli til 20. august. Tipperne var opdelt i et par hundrede parceller, og græsset på disse blev hvert år udbudt til salg på en auktion før høhøsten. De fleste af gårdene i omegnen havde én eller nogle få parceller på Tipperne, hvorfra der blev hentet hø. Alt græs på Tipperne blev slået, og efter slåningen stod engene med græs i "golfbanehøjde".

1940-1945: Høslæt på de nordlige dele af Store Tipper blev opgivet, de øvrige engområder blev stadig slået årligt.

1946-1967: Omfanget af høslæt aftog gradvist. Fra slutningen af 1950'erne blev store dele af Tipperengene ikke længere slået. Omkring 1967 afholdtes den sidste høauktion.

1968-1971: Ingen slåning.

1972-1983: I 1972 blev en begrænset slåning

genoptaget. Et plejeprojekt havde til formål at genåbne engene. Det var nu staten, der stod for slåningen, og højet blev først solgt efter det var presset og bjerget. Slåningen skete især i de nordøstlige områder N. Rad og Fuglepold; i de øvrige områder gik der mange år mellem hver slåning (Fig. 3). I 1980 startedes en årlig slåning af en del af Ogrøden.

1984-1992: Fra 1984 iværksattes en mere omfattende slåning for at kompensere for, at det dette år ikke lykkedes at udsætte mere end halvdelen af det ønskede antal kreaturer. Den øgede slåning er siden fortsat, og N. Rad, Fuglepold og den nordvestlige del af Ogrøden bliver nu slået årligt. Resten af området (eksklusive det udlagte kontrolområde på Store og Lille Tipper og de østlige og sydøstlige rørskovsområder i Ogrøden og på Tipperpold) tilstræbes slået mindst én gang i en treårig slåningscyklus. Slåningsfrekvensen i de forskellige delområder 1984-1990 har dog været noget ujævn (Fig. 3). I somrene 1991 og 1992 er hovedparten af de områder, der kun blev slået én gang i årene 1984-1990, blevet slået.

**Rørhøst.** Data fra Aa. Nissen Petersen (in litt.), F. Søgaard Andersen (in litt.), Laurids Jensen (in litt.), Tipperdagbøger, Brandt & Eskildsen (1975) og Thorup (1990b).

I modsætning til slåningen, der foretages i vækstsæsonen om sommeren, foretages rørhøsten af de visne rør i vintermånederne. Mens sommer-slåningen hæmmer rørenes vækst og favoriserer andre plantearter i konkurrencen om lys, fremmer rørhøsten til en vis grad rørenes vækst, da de om vinteren har næringsstofferne oplagret under skærehøjde, og fjernelsen af de visne rør skaffer lys til de friske skud om foråret.

1929-1951: Der var først og fremmest rørbevoksninger i en relativ tynd kystbræmme, og kun lokalt, især på Tipperpold og sydøsthjørnet af Fuglepold, var der større sammenhængende bevoksninger. I disse områder blev der høstet rør i begrænset omfang.

1952-1973: Omkring 1948 tog tilvæksten af tagrør kraftigt til, og fra 1952 blev det tilladt at indhøste alle brugbare rør. Rørhøsten ti-dobledes i perioden 1952-1973.

1974-1990: Årlig rørhøst af vekslende omfang. Anvendelse af store maskiner gjorde det fra midt i 1980'erne muligt under passende vejr- og vandstandsforhold at høste større arealer på ret kort tid. Mens det i starten af perioden sås som en fordel for fuglelivet på reservatet at få foretaget rørskaer, blev rørskaeret efterhånden udelukkende foretaget af økonomiske grunde.

1991-1992: Rørhøstning blev stoppet fra og med vinteren 1990/91.

## Ynglefuglenes fødeemner

Mængden af tilgængelig føde er af afgørende betydning for hvilke arter og hvor store ynglebestande, der kan være i et område.

På Tipperne er der aldrig udført undersøgelser over ynglefuglenes fødevalg (se dog Lind 1965), men mange arters valg af fødeemner er undersøgt andre steder. Den bedst undersøgte gruppe er vadefuglene (Tab. 1).

Kendskabet til de forskellige fødeemners forekomst på reservatet varierer meget fra fuglegruppe til fuglegruppe. De af reservatets fugle, der har haft størst bevågenhed, har været vadefuglene (både trækkende og ynglende) og de trækkende svømmeænder, Knortegæs *Branta bernicla* og svaner, og det er også disse arters fødeemner, der vides mest om. Det vil sige fladvandets bundfauna, engenes jordbundsfauna og undervandsvegetationen. Herudover er der yderst få data. Der er således ingen data om bredvegetationen og vegetationen i loer og pander, og heller ikke om produktionen af planteknopper og plantefrø.

Der findes en ældre undersøgelse over fiskelivet i Ringkøbing Fjord (Blegvad 1936), men hovedvægten er lagt på fisk egnet til menneskeføde, og der er ingen kvantitative data om fisk i "fugleføde-størrelse", der udgør hovednæringen for arter som Toppet Lappedykker, Toppet Skallesluger, Splitterne, Havterne og Fjordterne. Og bortset fra en undersøgelse af *Microtus* mus midt i 1970'erne (Christensen 1978, 1980) savnes data om bestandsstørrelser og svingninger hos gnaverne, som Rørhøg og Mosehornugle er afhængige af.

**Undervandsvegetationen.** Der er et stort antal gennemtrækkende svømmefugle, der lever af undervandsvegetationen på Tipperne. Derimod er der kun få af Tippetnes ynglefugle, især Knopsvaner og Blishøns, der er afhængige af dette fødeemne.

De første kvantitative undersøgelser blev foretaget i 1978 (Kiørboe 1980) på et tidspunkt, hvor undervandsvegetationen i Ringkøbing Fjord var blomstret kraftigt op, og hvor bestandene af de fugle, der levede af den, steg kraftigt. I årene herefter brød plantebestandene helt sammen, og de tilknyttede fuglebestande gik voldsomt tilbage. I 1984 og 1985 blev undersøgelserne gentaget (Jensen 1986), og i årene herefter har Fredningsstyrelsen (senere Skov- og Naturstyrelsen og Dan-

Tab. 1. Fødeemner for Tippeternes ynglende vadefugle i yngletiden (april - juni): ++: dominerende fødeemne, +: fødeemne, (+): formodentligt fødeemne, -: ikke fødeemne. Data fra Lind 1965, Goss-Custard 1970, Glutz von Blotzheim et al. 1975, 1977, Scheufler & Stiefel 1985, Blomqvist & Thorssell 1988, Stiefel & Scheufler 1989, Baines 1990, Beintema et al. 1991 og Berg 1991.

*Food of the breeding waders on Tipperne utilized in the breeding season (April to June):*

++: dominant food item, +: food item, (+): assumed food item, -: not eaten

	Invertebrater på og i vaden	Invertebrater i kystbræmmer, pander og loer	Invertebrater i jordover- fladen	Invertebrater i vegetationen
	<i>Invertebrates on the mudflats</i>	<i>Invertebrates in the coastal zone and in streams and pools</i>	<i>Invertebrates in the soil</i>	<i>Invertebrates in the vegetation</i>
Strandskade <i>Oystercatcher</i>	++	-	++	-
Klyde, voksne <i>Avocet, adults</i>	++	+	-	-
Klyde, unger <i>Avocet, chicks</i>	++	++	-	+
Vibe, voksne <i>Lapwing, adults</i>	+	+	++	+
Vibe, unger <i>Lapwing, chicks</i>	-	+	(+)	++
Almindelig Ryle, voksne <i>Dunlin, adults</i>	++	+	+	+
Almindelig Ryle, unger <i>Dunlin, chicks</i>	-	+	-	++
Brushane, voksne <i>Ruff, adults</i>	+	++	(+)	++
Brushane, unger <i>Ruff, chicks</i>	-	(+)	?	++
Dobbeltbekkasin <i>Common Snipe</i>	-	+	++	(+)
Stor Kobbersneppe, voksne <i>Black-tailed Godwit, adults</i>	++	++	+	-
Stor Kobbersneppe, unger <i>Black-tailed Godwit, chicks</i>	-	+	(+)	++
Rødben, voksne <i>Redshank, adults</i>	++	++	+	(+)
Rødben, unger <i>Redshank, chicks</i>	-	++	?	+

marks Miljøundersøgelser) fulgt dem op (Jensen 1987, 1989, 1990, 1996).

Mellem 1978 og 1984 forsvandt ca 80% af biomassen af undervandsvegetation på Tippergrunden, og hvor dybdegrænsen for plantedækkets udbredelse i 1978 var på over 1 m, var den i 1984 under 80 cm. Siden 1984 har der været kortvarige opblomstringer i 1985, 1986 og 1991. Først i 1989 fandtes der dog igen vegetation på mellem 80 cm's og 1 m's dybde; den totale biomasse var i 1989 ca 30% af biomassen i 1978 (Jensen 1986, 1990, 1996).

**Fladvandets bundfauna.** Fladvandets bundfauna er blevet undersøgt flere gange i dette århundrede. De første kvantitative undersøgelser af bundfaunaen i fuglenes yngletid blev foretaget nogle få steder på Tippetvaden i juli 1921 (Poulsen 1936) og april-juni 1937-1939 (Meltøfte 1987). I april-maj 1974-1975 blev der foretaget en omfattende kortlægning af fladvandets bundfauna på hele Tipperreservatet (Petersen 1977, 1981). I foråret 1987 startedes et standardiseret overvågningsprogram med to årlige prøvetagninger på seks stationer forskellige steder på Tippetvaderne.

Der er benyttet samme metodik i 1974-1975 og i 1987-1989, så resultaterne fra disse to undersøgelser er umiddelbart sammenlignelige. De æl-

dre undersøgelser afviger derimod fra de nyere, ved at sigternes maskestørrelse var 1 mm i 1921 og i 1930'erne, mens den var 0,6 mm i 1974-1975 og 1987-1989. Denne forskel betyder noget for individantallet i prøverne, da en del af de mindste individer smutter igennem 1 mm maskerne. De mindste individer har derimod stort set ingen indflydelse på biomassen (denne undersøgelse), og vådvægtangivelserne må derfor være sammenlignelige.

De ældre undersøgelser kvantificerede kun hovedarterne. I 1921 undersøgtes kun for slikkrebs *Corophium volutator* og børsteorm *Nereis diversicolor*, i 1937-1939 desuden for dyndsnegle *Hydrobia ulvae*/*Potamopyrgus jenkinsi* og sandmusling *Mya arenaria*. Undersøgelserne i 1974-1975 og 1987-1989 medtog yderligere et antal arter og artsgrupper. Udover de allerede nævnte invertebrater fandtes kun en "rød ledorm" *Tubifex* i større mængder.

Om artsbestemmelsen af dyndsneglene hersker nogen uklarhed. Ifølge Spärck (1936) skulle *Potamopyrgus jenkinsi* i 1920'erne have udkonkurreret *Hydrobia ulvae* i fjorden i forbindelse med den faldende saltholdighed, og *Hydrobia ulvae* skulle ikke være fundet efter 1928. Alligevel nævnes kun *Hydrobia ulvae* fra prøvetagningerne 1937-1939, mens der kun fandtes *Potamopyrgus jenkinsi* i

1974-1975. I perioden 1987-1989 er *Hydrobia ulvae* identificeret (Lilleør 1989), men der er ikke foretaget nogen konsekvent artsbestemmelse.

I 1996 artsbestemtes to arter dyndsnegle på Tipperne: *Potamopyrgus jenkinsi* og *Hydrobia ventrosa*. Den "røde ledorm" artsbestemtes til *Pelosclex benedeni* fra slægten *Tubificoides* (M. Desholm in litt.).

Resultaterne fra de fire undersøgelser er vist fra tre delområder i Tab. 2. De skiftende saltholdigheder og vandstandsforhold og det øgede næringsindhold i fjorden må forventes at have haft en væsentlig indflydelse på udbredelse og bestandsstørrelse af de enkelte arter af bunddyr.

Faldende saltholdighed især i vintermånederne har formodentlig haft betydning for, at sandmuslingen er forsvundet mellem 1939 og 1974. Indvandringen af *Tubifex* til fjorden har sikkert forbindelse med eutrofieringen siden midt i dette århundrede, slægten blev overhovedet ikke fundet ved de grundige kvalitative studier 1921-32 (Poulsen 1936).

Fra to delområder er der sammenlignelige tal fra 1920/1930'erne og fra 1970/1980'erne (Tab. 2). I begge delområder er biomassen af de to vigtigste arter, børsteorm og slikkrebs, mere end fordoblet fra 1920/1930'erne til 1970/1980'erne.

Den artsmæssige fordeling i de enkelte delområder i Tab. 2 er meget ensartet gennem årene, hvis der ses bort fra sandmuslingens forsvinden fra "Tippergrunden nord for N. Rad". Derimod er fordelingen meget forskellig fra delområde til delområde.

De tre lokaliteters egnethed for fouragerende fugle er meget forskellig. "Vest for Store Tipper" ligger på så dybt vand, at det er yderst sjældent, at vadefugle kan fouragere her. "Tippergrunden nord for N. Rad" har med jævne mellemrum så lav vandstand, at vadefuglene kan fouragere her, især de større arter. "Tippesande og øst for Opgrøden" er et af de vigtigste fourageringsområder på Tipperne for både vadefugle, Hættemåger og Gravænder, med tilgængelige vadeflader ved de fleste vandstandsforhold.

Der er et omvendt forhold mellem den vægtmæssige andel af børsteorm og områdets tilgængelighed for vadefugle. "Vest for Store Tipper" udgør børsteormene 80-85%, på "Tippergrunden nord for N. Rad" 65-70% (også i 1937-1939, hvis der ses bort fra sandmusling), og på "Tippesande og øst for Opgrøden" knap 50% (et stykke over 50% i 1921). Den samlede biomasse aftager også med et tiltagende prædationstryk. Den er i dag 110-150 g pr m<sup>2</sup>, hvor der ikke er vadefugleprædation, ca 80 g pr m<sup>2</sup>, hvor der er nogen vade-

fugleprædation, og ca 50 g pr m<sup>2</sup>, hvor der er stor vadefugleprædation.

Forskellen skyldes alene forekomst og størrelsesfordeling af børsteorm (denne undersøgelse). Det ser ud til, at det er de store børsteorm, der først bliver taget af fuglene, eller alternativt at den gennemsnitlige levetid for børsteorm bliver væsentligt lavere med tiltagende prædation. En anden mulig faktor, der kunne tænkes at reducere bestanden af store børsteorm på lavt vand, er et tiltagende ustabil vandmiljø med hyppigere tørlægninger; men hvor meget dette betyder vides ikke. Ingen andre arter end børsteorm viser aftagende bestand med tiltagende fugleprædation.

Uden at der er foretaget nogle undersøgelser over ynglefuglenes energiomsætning synes data om bunddyrene at tyde på, at den tilgængelige fødemængde på vaden er rigelig ved tilpas lave vandstande. At der er sket en fordobling af biomassen og en mangedobling af individantallet på de vadeflader, der er tilgængelige for vadefuglene, fra starten af undersøgelsesperioden til i dag, kan godt betyde, at yngleforholdene for en række arter er blevet mere favorable.

**Engenes invertebrater.** Invertebraterne i det øverste jordlag inde på engen blev undersøgt i nogle prøveflader på N. Rad i årene 1938-1943 (Larsen 1949). I foråret 1987 startede en standardiseret prøvetagning i de samme områder (denne undersøgelse). Ganske vist blev prøverne i 1938-1943 taget i juli-august, mens de i 1987-1989 er taget i april; men årstidsvariationen er ikke særlig stor før stankelbenlarverne *Tipula paludosa* begynder at klække i august-september. Voksne individer af regnorme kan dog mangle i de øverste jordlag under sommertørke (Larsen 1949, Rundgren 1975).

Hovedparten af biomassen af invertebrater i jordoverfladen udgøres af regnorme og stankelbenlarver. Den samlede biomasse svinger meget fra år til år (Tab. 3).

Nogle af vintrene mellem 1937 og 1943 var meget hårde, og de tog livet af en stor del af invertebraterne. I de somre i perioden, der fulgte efter relativt milde vintre, fandtes i gennemsnit 118 regnorme og 228 stankelbenlarver pr m<sup>2</sup> (Larsen 1949). I 1987-1989 fandtes i april i gennemsnit 193 regnorme og 231 stankelbenlarver pr m<sup>2</sup> (denne undersøgelse), altså tætheder på et nogenlunde tilsvarende niveau. Der var dog stor forskel i forekomsten af regnormekokoner. Efter et par milde vintre fandtes i 1938 og 1939 i gennemsnit 65 pr m<sup>2</sup>, mens der i gennemsnit i årene 1987-1989 fandtes 1811 pr m<sup>2</sup>, altså mere end 25 gange så mange. Denne forskel kan ikke umiddelbart forklares.

Tab. 2. Tætheder og biomasse (våd vægt) af de vigtigste invertebrater i tre delområder på Tippetvæderne i forskellige perioder (Poulsen 1936, Petersen 1977, Meltofte 1987 og denne undersøgelse); "Vest for Store Tipper" på oftest 20-40 cm's vanddybde vest for Tipperne, nord for Rødsandshage, "Tippergrunden nord for N. Rad" på oftest 15-30 cm's dybde et par hundrede meter nord for N. Rad og "Tippesande og øst for Opgrøden" på meget lavt vand i den østlige tredjedel af Tippesande og lige øst for Opgrøden.

*Density and biomass (wet weight) of the most important benthic invertebrates in three sub-areas of Tipperne in different periods of this century; "Vest for Store Tipper" at a depth of usually 20-40 cm of water, "Tippergrunden nord for N. Rad" at a depth of usually 15-30 cm of water, and "Tippesande og øst for Opgrøden" at very low water.*

Indsamlings- tidspunkt	Stik (cm <sup>2</sup> )	Børsteorme <i>Nereis</i>		Slikkrebs <i>Corophium</i>		Dyndsnegle <i>Hydrobia/Potamopyrgus</i>		Røde ledorme <i>Tubificoides</i>		Sandmuslinger <i>Mya</i>		Alle arter <i>Total</i>	
<i>Sample period</i>	<i>Samples (cm<sup>2</sup>)</i>	antal/m <sup>2</sup> no/m <sup>2</sup>	g/m <sup>2</sup> g/m <sup>2</sup>	antal/m <sup>2</sup> no/m <sup>2</sup>	g/m <sup>2</sup> g/m <sup>2</sup>	antal/m <sup>2</sup> no/m <sup>2</sup>	g/m <sup>2</sup> g/m <sup>2</sup>	antal/m <sup>2</sup> no/m <sup>2</sup>	g/m <sup>2</sup> g/m <sup>2</sup>	antal/m <sup>2</sup> no/m <sup>2</sup>	g/m <sup>2</sup> g/m <sup>2</sup>	antal/m <sup>2</sup> no/m <sup>2</sup>	g/m <sup>2</sup> g/m <sup>2</sup>
<b>Vest for Store Tipper</b>													
1974-75 (apr/maj)	14×78	2943	127,0	3535	15,1	5824	10,9	551	0,7	0	0	12853	153,7
1987-89 (apr/maj)	30×78	2565	94,3	4001	11,5	420	0,9	3806	3,4	0	0	11013	110,8
<b>Tippergrunden nord for N. Rad</b>													
1937-39 (apr/juni)	138×100	650	19,2	1955	8,7	315	0,8	–	–	8	12,4	2928	41,1
1974-75 (apr/maj)	20×78	2276	53,2	5611	22,8	529	(1,1)	2841	(2,6)	0	0	11257	79,7
1987-89 (apr/maj)	15×78	1808	55,5	6165	20,2	2222	(2,1)	1808	(2,1)	0	0	13200	80,7
<b>Tippesande og øst for Opgrøden</b>													
1921 (juli)	??	240	13,0	1180	8,0	?	?	?	?	?	?	?	ca 25
1974 (maj)	6×78	3093	21,1	3072	19,1	171	(0,7)	5309	(3,9)	0	0	11645	44,8
1987-89 (apr/maj)	30×78	1651	25,8	6217	23,4	821	1,6	3145	3,6	0	0	12229	54,4

Tab. 3. Biomasse (gram vådvægt pr m<sup>2</sup>) af invertebrater i jordoverfladen på N. Rad, Tipperne i juli-august 1938-43 og april 1987-89 (Larsen 1949, denne undersøgelse). I 1987 excl. regnormmekokoner.

*Biomass (g/m<sup>2</sup> wet weight) of invertebrates in the upper layer of the soil in a meadow on Tipperne, July-August 1938-43 and April 1987-89. Lumbricid-cocoons excluded in 1987.*

	1938	1939	1940	1941	1942	1943	1987	1988	1989
Vægt Weight (g/m <sup>2</sup> )	45,0	107,7	11,0	20,1	11,6	45,2	24,1	38,7	52,5
Stik Samples (cm <sup>2</sup> )	20×100	20×100	20×100	20×100	20×100	20×100	20×175	20×175	20×175
Efter hård vinter (+) <i>Following severe winter</i>			+	+	+		+		

Kun få vadefugleunger (store unger af Vibe og Stor Kobbersnepe) er i stand til at pille dyr som regnorme og stankelbenlarver op af jorden. Alle andre vadefugleunger, og også nogle voksne vadefugle som Brushane og måske Alm. Ryle og Rødben, lever primært af små leddyr som edderkopper, rovbiller, løbebiller, bladbiller, skumcikader og dansemyg, der lever i vegetationen eller i de fugtige kanter af udtørrende loer og pander (Glutz von Blotzheim et al. 1975, 1977, Blomqvist & Thorsell 1988, Beintema et al. 1991). Der er næsten ingen data, der belyser forekomsten af sådanne dyr, bortset fra en mindre undersøgelse af K. Laursen, der i foråret 1975 tog støvsugerprøver af fritlevende invertebrater i forskellige habitater på Tipperne (Tab. 4, Møller 1978). Det ses her, at der fandt en stor opblomstring sted i insektfaunaen efter ungeføringstiden hos vadefuglene, hvor vegetationen er vokset høj, kraftig og tæt.

## Fødeemnernes tilgængelighed

**Fjordens vandstand.** Det er ikke nok for fuglene, at deres foretrukne fødeemner findes i et område, fuglene er også afhængige af, at føden er tilgængelig. F. eks. hjælper det ikke rylerne, at bunden er fyldt med 15000 dyndsnegle pr m<sup>2</sup>, hvis bunden befinder sig på 30 cm dybt vand!

Fjordens vandstand er afgørende for, hvor stor en del af undervandsvegetationen og af bundfaunaen, der er tilgængelig for fuglene. Da bundvege-

tationen har en dybdegrænse på mindre end én meter vand, er det kun under ekstreme forhold, at den er utilgængelig for ynglefugle som Knopsvaner og Blishøns. Fjordens skiftende vandstand er derimod af betydning for vadefugle (Tab. 5) og en række andre arter.

Meltofte (1987) har redegjort for de skiftende vandstandsforhold i perioden 1928-1982. Væsentligst for ynglefuglene var en voldsom udtørring af vaderne i maj og juni i nogle år i 1930'erne i forbindelse med lukningen af fjordens udløb ved Nymindegab og åbningen af slusen i Hvide Sande (Tåning 1936, 1941, Meltofte l.c.). Herudover var den gennemsnitlige vandstand april-juni noget lavere i perioden 1945-1960 end i årene både før og efter (Meltofte l.c.).

Daglige målinger af vandstanden i Tipperhavnen siden 1977 på et vandstandsmål, der nivelleres efter hver isvinter, gør det muligt at analysere vandstandsforholdene på reservatet i detaljer. De enkelte års gennemsnitlige vandstand i yngletiden 1. maj til 15. juli viser store udsving (Fig. 4), og vandstanden var generelt lavere i ynglesæsonerne 1979-1986 end i årene både før og efter.

Relativt små udsving i intervallet +20 til +40 cm over DNN er af afgørende betydning for vadefuglenes fourageringsmuligheder (Tab. 5), så ændringer i vandstandsforholdene, der især er en følge af skiftende slusepraksis, er utvivlsomt af stor betydning for vadefuglenes ynglesucces. Andelen af dage de enkelte år, hvor vadefladerne har været

Tab. 4. Biomasse (gram tørvægt pr m<sup>2</sup>) af fritlevende invertebrater (insekter og spindlere excl. mider og collemboler) i forskellige enghabitater på Tipperne, foråret 1975 (K. Laursen i Møller 1978).

*Biomass (g/m<sup>2</sup> dry weight) of free living invertebrates in various grassland habitats on Tipperne sampled by vacuum cleaner, spring 1975.*

	25.-30. maj	9.-13. juni	19.-23. juni	29. juni - 3. juli	9.-18. juli
Tagrør med græs, fugtig bund <i>Mixed reed/grass, moist soil</i>	0,163	0,130	0,209	0,392	0,558
Græs med tagrør, tør bund <i>Mixed reed/grass, dry soil</i>	0,054	0,117	0,158	0,215	0,408
Græseng, kort vegetation (max 15-20 cm) <i>Meadow, short vegetation (max 15-20 cm)</i>	0,078	0,068	0,139	0,416	0,274



Tab. 5. Fourageringsmuligheder for de ynglende vadefugle på Tippeternes vadeflader ved forskellige vandstande, og vandstandens betydning for oversvømmelse af reder i kystbræmmer og andre lavliggende områder som Opgrøden.

Vadeflader til fouragering: ++: store +: ret store (+): begrænsede 0: ingen

Oversvømmelser: 0: ingen X: i de lavestliggende områder XX: omfattende oversvømmelser

Occurrence of feeding possibilities for breeding waders (adults and chicks) on the mudflats at different water levels, and water levels at which flooding of nests in the coastal zone and other low lying areas takes place.

Extent of mudflats usable for feeding: ++: large +: fairly large (+): limited 0: none

Flooding: 0: none X: in very low lying areas XX: extensive

Vadefugleart (foretrukket vandstand ved fouragering) Wader species (preferred depth of water at feeding)	Vandstand Water level			
	< 25 cm	25-29 cm	30-40 cm	> 40 cm
Vibe (tørre vadeflader) <i>Lapwing (dry mudflats)</i>	++	0	0	0
Strandskade, Almindelig Ryle og Klydeunger (våde vadeflader, 0-5 cm vand) <i>Oystercatcher, Dunlin and Avocet-chicks (wet mudflats, 0-5 cm of water)</i>	++	(+)	0	0
Rødben (1-10 cm vand) <i>Redshank (1-10 cm of water)</i>	++	++	(+)	0
Stor Kobbersnepe og Klyde (1-15 cm vand) <i>Black-tailed Godwit and Avocet (1-15 cm of water)</i>	++	++	+	(+)
Oversvømmelser Floodings	0	0	X	XX

tilgængelige for de kortbenede vadefugle gennem yngletiden, fremgår af Fig. 5.

En ny slusepraksis blev taget i anvendelse i marts 1987. Formålet var at øge saltholdigheden og vandudskiftningen i fjorden, men den betød også, at vandstandsforholdene på Tipperne blev ændret markant, og at fourageringsforholdene for vadefuglene blev forringet væsentligt. I ynglesæsonerne 1977-1986 var der mere end ni ud af ti dage (i 1978 dog kun otte) vandstande, der gav

gode fourageringsmuligheder for vadefuglene på vaden. I årene 1987-89 var dette kun tilfældet ca hver anden dag (Fig. 5).

Saltholdigheden har i 1979-1990 været tæt knyttet til vandstanden. Den gennemsnitlige sommersaltholdighed (1. juni - 31. august) og yngletidsvandstanden (1. maj - 15. juli) i perioden er stærkt positivt korrelerede ( $r_s = 0,846$ ,  $n = 12$ ,  $p < 0,005$ ).

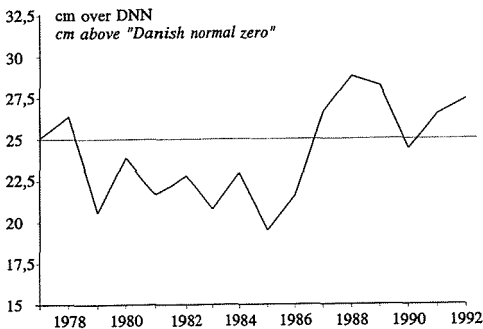


Fig. 4. Gennemsnitlig vandstand i fuglenes yngletid, målt i Tipperhavnen 1. maj til 15. juli 1977-1992. Vandstanden aflæses hver morgen på et vandstandsmål, der nivelleres hvert forår til DNN (= Dansk Normal Nul). Average water level at Tipperne in the breeding season, 1 May to 15 July, 1977-1992 ("over DNN" is above "Danish Normal Zero").

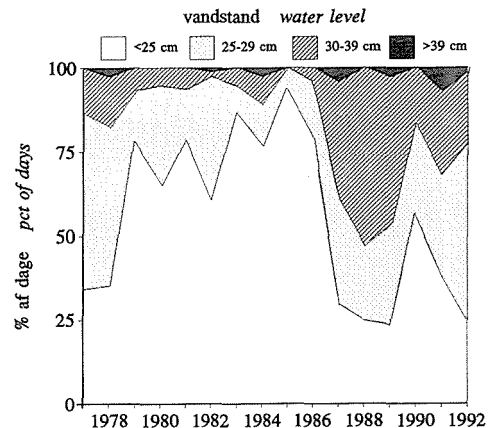


Fig. 5. De daglige vandstande 1. maj til 15. juli 1977-92 opdelt på fire vandstandskategorier. Vedr. betydning for vadefuglene, se Tab. 5. Daily water levels 1 May to 15 July divided into four categories. See Tab. 5 for significance for waders.

**Engenes fugtighedsforhold.** Engenes fugtighedsforhold betyder meget for, hvor tilgængelige invertebraterne er for ynglefuglene. Udtørring af engene bevirker, at mange invertebrater trækker sig dybere ned i jorden og når uden for fuglenes rækkevidde (Rundgren 1975), mens andre bliver helt eller delvis inaktive (Nordström 1975). Desuden bliver jordskorpen hårdere ved udtørring og dermed sværere at trænge igennem for de langnæbbede fugle under fourageringen (Green 1988).

Fjordens vandstand har betydning for fugtighedsforholdene i de lavestliggende dele af engene langs kysten og i de østlige områder Opgrøden og Tipperpold. Når vandstanden regelmæssigt op på 30 cm over DNN eller mere, holdes disse områder bløde og fugtige. De ældre og højereliggende dele (mere end 75% af Tipperengenes areal, Mortensen 1986) påvirkes derimod stort set ikke af fjordens vandstand. Hvis udtøringsdatoen i 1977-1990 for to pandeområder beliggende inde på engen (Klydepanden og V. Rads Pande) sammenholdes med de enkelte ynglesæsoners gennemsnitlige fjordvandstand, ses ingen korrelation overhovedet ( $r_s = -0,160$ ,  $n = 14$ ,  $p > 0,05$ ). Det er således nedbørsforholdene, der afgør, om de højereliggende dele af Tipperne er fugtige eller tørrer ud tidligt i ynglesæsonen. Udtøringsdatoen for de to ovennævnte pander varierede i ynglesæsonerne 1976-1990 mellem ca 10. maj og sidst i juli, mens de to pander i to somre slet ikke tørrede ud. Udtøringsdatoen er positivt korreleret med nedbøren 1. marts - 15. juni ( $r_s = 0,517$ ,  $n = 15$ ,  $p < 0,05$ ).

Langvarige ekstremt lave fjordvandstande, som det sås i 1930'erne, har dog en udtørrende virkning på engene (Tåning 1936, 1941), ligesom voldsomme oversvømmelser i yngletiden vil påvirke fugtighedsforholdene på engene. Bortset fra sådanne ekstremesituationer bestemmes fugtighedsforholdene på engene af en kombination af nedbørsforhold, fordampning, udledning gennem loer og kanaler samt vandets nedsivning i sedimentet.

## Prædation på ynglefuglene og deres æg og unger

Prædation er ofte en begrænsende faktor for bestanden af ynglefugle i et område (f. eks. Jönsson 1988, Berg et al. 1991). Kolonirugende fugle og tætte ynglebestande iøvrigt er særligt udsatte (Timbergen et al. 1967), men jordrugende fugle i åbent terræn er i det hele taget følsomme over for prædation.

Der har gennem årene været tre hovedprædatorer på ynglefuglene (især på æg og unger) på Tip-

perne: Stormmåge, ræv *Vulpes vulpes* og hermelin *Mustela erminea*.

**Stormmåge.** I hvert fald frem til i slutningen af 1950'erne har Stormmågen stået for hovedparten af prædationen på Tippernes ynglefugle (Tåning 1936, Lind 1961). Den store Stormmåge-bestand var forholdsvis nyetableret ved undersøgelsesperiodens start i 1928. I saltvandsperioden 1913-1915 var bestanden helt i bund, og i 1924 blev den anslået til ca 40 par (Tåning 1936). I 1930 taltes 705 reder. Bestanden var fortsat meget stor, til den fik et voldsomt knæk i starten af 1950'erne. De seneste 20-25 år har der kun ynglet enkelte par på Tipperne (Fig. 42 & 43).

De mange ynglende Stormmåger fordelt over de fleste engarealer har påvirket de øvrige fugles ynglesucces negativt og har sikkert også haft en indvirkning på bestandenes størrelse. I Tipperdagbøgerne fra 1930'erne, 1940'erne og 1950'erne er der jævnlige beretninger om prædationen. Og følgende bemærkninger i afhandlinger af hhv. Tåning (1936) og Lind (1961) giver udtryk for omfanget af Stormmåge-prædationen: "Stormmågerne må desværre betegnes som områdets værste, ja, næsten eneste "rovfugle", idet de øvrige ynglende fugles æg og unger aldrig er sikre for disse marodører" (om perioden 1928-1931); og (min oversættelse): "På Tipperne er Stormmågen den vigtigste prædator; den lever af æg og unger" (om perioden 1956-1959).

Efter 1950'erne aftog Stormmågens betydning som prædator formodentlig, da bestanden blev meget lille og lokal, men der mangler konkrete data.

I 1990-1992 fulgtes prædationen i perioder nøje, i et forsøg på at undersøge Stormmåge-prædationens betydning (Thorup 1995a og upubl.). Tre par Stormmåger etablerede sig hvert år på engene i området N. Rad/Ø. Rad/V. Rad i anden halvdel af april.

I april og det meste af maj 1990 fik de på intet tidspunkt fred til at søge føde over engene, men blev tvunget af Viber og Kobbersnepper til at sætte sig eller flyve væk, og ingen af parrene kom på noget tidspunkt igang med at yngle. Frem til slutningen af maj sås stort set ikke Stormmåger over engene. Omkring 29. maj dukkede 6-8 voksne ikke-ynglende fugle op. Disse fugle specialiserede sig øjensynligt på fugleunger og fugleæg, og i de næste halvanden uge fløj 4-5 Stormmåger konstant rundt og søgte efter unger og æg på engen, hvor Viber og Kobbersnepper i visse zoner var ophørt med at bortjage Stormmåger. Under en to timers overvågning af to Stormmåger 30. maj tog disse en lige akkurat flyvedygtig Engpiber-unge, tømte en



Stormmågen er nok den vigtigste prædator for de ynglende vadefugle på Tipperne. Her er det dog en Sølvmåge, der har snuppet en et par uger gammel kobbersneppeunge. Foto: Jan Petersen.

Engpiber- eller Gul Vipstjert-rede og gik tre gange ned og tog æg eller unger fra Rødben-reder. Stormmåge-prædationen, selv om der kun er få individer, er altså ikke helt ubetydelig.

I modsætning til i 1990 var der fødesøgende Stormmåger allerede fra starten af ynglesæsonerne 1991 og 1992. I visse områder med små yngletætheder af aggressive vadefugle søgte de vedholdende efter bl.a. æg og unger. Omfanget af denne prædation er senere beskrevet for Almindelig Ryle og Brushane (se bl.a. Tab. 32).

**Ræv.** I 1970erne og 1980erne blev ræven anset for at være den værste prædator på ynglefuglene (f. eks. Møller 1978, Mortensen 1982). Men også tidligere har pattedyr som ræv og hermelin formodentlig haft betydning for bestandsstørrelse og udbredelse af i hvert fald de kolonirugende fugle som Klyder, måger og terner. Siden 1934 er der regelmæssigt oplysninger i Tipperdagbøgerne om rævefamilier i sommermånederne og om hvor mange kuld rævehvalpe, der er blevet aflivet. Der er angivelser om i alt 25 aflivede kuld, men opgørelsen er muligvis ikke komplet. Først fra 1968 er der angivelser af hvor mange ræve, der er skudt under rævejagterne i januar-februar (hvor stationen normalt var ubemandet frem til 1973); indtil da er den eneste oplysning, at der "gennem tiderne

er afholdt 2-3 årlige jagter i januar og februar, 4-16 ræve er skudt årligt, i gennemsnit ca 10" (Laurids Jensen in litt. 1973). 1968-1978 er der årligt skudt 0-17 (i gennemsnit tre) voksne ræve, i alt 74; heraf 41 (i gennemsnit otte pr år) i årene 1968-72 (Erik Jacobsen i Møller 1978).

Gennem næsten hele undersøgelsesperioden har der været én eller to ynglende rævefamilier på Tipperne, dog var der i perioden med de helt tilvoksede unge i 1968-1973 tre til fire familier (ca 1930-1951 én rævefamilie hvert år, 1952-1959 omkring to, 1960-1966 én, 1968-1973 3-4, 1974-1977 1-2 og siden 1977 én familie de fleste år). Udover de ynglende ræve har der ofte opholdt sig yderligere et antal ræve på reservatet. Antallet synes at svinge i takt med musebestanden.

Data fra hollandske ynglefugleundersøgelser har vist, at prædationen på ynglefuglenes æg er størst året efter, at musebestanden har toppet. Pattedyrprædatorer som f. eks. ræve er i disse situationer nødt til at skifte fra deres primære bytte (musene) til andre fødemærker, f. eks. fugleæg (Beintema & Müskens 1987).

**Hermelin.** Hermelinen fluktuerer sammen med musebestanden på Tipperne. Arten har været på reservatet i hele undersøgelsesperioden, men der vides relativt lidt om bestandstørrelsen. I hvert fald i

1935 blev hermelinen bekæmpet på reservatet: i fælder og ved jagt blev i alt otte aflivet (Tipperdagbøger). I august 1973 registreredes syv hermeliner på et ca 100 ha stort område på N. Rad og Store Tipper. I august 1974, hvor markmusebestanden vurderedes til ca en tyvendedel af bestanden i 1973, fandtes kun én hermelin i samme område (Christensen 1980).

Der er ikke andre kvantitative oplysninger fra reservatet. Et forsigtigt gæt vil være, at der er 4-6 familier i gode år og 1-2 familier i dårlige år. I yngletiden ses hermeliner ofte tage æg og helt små unger fra engens fuglereder. Især helt åbne reder som Vibe- og Klyde-reder synes at være udsatte (Troels Monrad & Jan T. Petersen pers. medd., pers. obs.). Men betydningen af hermelinens prædation er svær at vurdere. Tåning (1936) anså den som den værste pattedyrprædator, mens Lind (1961) ikke mente, at hermelin (og brud) havde nogen større betydning for fuglene. I hvert fald lige efter et knæk i musebestanden er det dog sandsynligt, at hermelinen er af nogen betydning som prædator.

**Andre arter.** Bruden *Mustela nivalis* optræder visse år i ret stort antal. Således registreredes en bestand på 11 dyr på N. Rad og Store Tipper i 1973, der var et muse-topår. Året efter med meget færre mus var der kun tre brude i det samme område (Christensen 1980).

Der findes en lille vildtlevende bestand af brun rotte *Rattus norvegicus*, formodentlig især i de vestlige klitområder. Hvert år aflives 1-4 rotter, når de i vinterhalvåret søger til Tipperhuset for at leve af affald. Den eneste oplysning om prædation på fugle er fra 1978, hvor der var mange rotter. Rotterne mistænkte dette år for at have hærget på ternøerne i Tippetande (Møller 1979).

Forvildet mink *Lutreola vison* er iagttaget med års mellemrum, første gang i 1966. Minken søges bekæmpet på reservatet, og der er endnu ikke konstateret konkrete problemer med prædation på ynglefugle.

Af andre prædatorer forekommer grævling *Meles meles*, ilder *Putorius putorius* og pindsvin *Eriaceus europaeus* regelmæssigt, men ikke i større antal. Ilder og grævling nævnes enkelte år at have taget et ikke ringe antal fugleæg og -unger (Tipperdagbøger). En grævling blev skudt på reservatet i 1979, en ilder i 1980 (Eriksen 1983, Bregnballe 1983). Odder *Lutra lutra* var en sjælden, men regelmæssig gæst på reservatet frem til 1964. I dag er artens optræden i den sydlige del af Ringkøbing Fjord yderst sparsom (Tipperdagbøger).

Hugormen *Vipera berus* har en god stamme på reservatet. Den optræder som prædator især på spurvefuglens unger, men også på æg og helt små dununger af vadefugle (pers. obs.). Frem til 1957 bekæmpedes hugormen ret intensivt, idet mange blev slået ihjel, når de lå sløve, lige efter at de var kommet frem fra deres vinterhi, ved Tipperhuset (Tipperdagbøger). I dag vurderes det, at 100-200 dyr overvintrer i Tipperkrattet fra september til marts, for derefter at sprede sig i terrænet resten af året (pers. obs.).

En række fuglearter udover Stormmågen optræder som mere eller mindre tilfældige prædatorer på ynglefuglene. Sølvmåger og Svartbage *Larus marinus* tager nogle af de tidligste vibe- og kobbersneppekuld, men længere hen på sæsonen er det sjældent, at de vover sig ind over engen. Hættemåger ses af og til snuppe en vadefugleunge (Jan T. Petersen pers. medd., pers. obs.).

Større betydning for ynglefuglene har dog Rørhøge og Krager. Rørhøgen etablerede sig først som ynglefugl på Tipperne i starten af 1970'erne, men har siden 1950'erne ynglet på Værnengene. I ungetiden udgør fugleunger en stor del af føden. I de senere år er bestanden af ynglende vadefugle de fleste steder på Tipperne (især på Fuglepold, N. Rad og Ø. Rad) blevet så tæt, at vadefuglene er i stand til at holde Rørhøgen helt væk i ungeførsperioden (pers. obs.).

I årene 1960-1976 ynglede et par Krager (i 1962 to par) på reservatet. Møller (1978) nævner ikke Kragerne som prædator, skønt han undersøgte ynglefuglene i flere sæsoner, mens Kragerne ynglede her. De fleste Krager, der tilbringer vinterhalvåret i området, forsvinder i april. Strejfere ses dog gennem hele ynglesæsonen, og ind i mellem iagttages fugle, der har specialiseret sig i eftersøgning af f. eks. vadefuglereder. Således sås i 1989 et Krage-par gennem det meste af ynglesæsonen, hvor fuglene i samarbejde var i stand til at finde et større antal vadefuglereder (Thorup 1990b). Kragernes prædation på engfugles æg og unger er velkendt og velundersøgt (Tinbergen et al. 1967, Croze 1970, Green et al. 1990).

Mosehornugle er set tage voksne ynglefugle som Rødben og Brushane, mens Tårnfalk har taget bl. a. voksne Almindelige Ryler (pers. obs.).

Udover de nævnte prædatorer optræder mere tilfældigt rovfugle som Duehøg *Accipiter gentilis*, Jagtfalk *Falco rusticolus*, Vandrefalk *Falco peregrinus* og Dværgfalk *Falco columbarius* i yngletiden, og de tager alle enkelte voksne ynglefugle. Data om prædationen og en vurdering af dens betydning for bestanden gives for de enkelte arter under artsgennemgangen.

## Forstyrrelse af ynglefuglene på grund af menneskelige aktiviteter

Da Tipperne er et lukket reservat, er forstyrrelserne i området stort set kontrollerede. De består af ekskursions- og øvrig publikums-aktivitet, beboelsen (Tipperhuset), landbrugsdriften i området og forskning og naturovervågning.

Reservatet har i en årrække været åbent for publikum på faste tidspunkter en eller to gange ugentligt. Herudover har skoler, foreninger o.a. mulighed for at besøge området efter forudgående aftale. I alt er der 50-100 ekskursioner om året. Det samlede besøgstal i fuglenes yngletid 1. april – 5. juli er omkring 3000 (Lilleør 1989 og in litt.). Publikum kan færdes på Tippervejen, omkring Tipperhuset og på en natursti, der omkranser den nordlige halvdel af Store Tipper. Forstyrrelseeffekten er relativt begrænset på grund af de indskrænkede færdselsmuligheder. Kun i en relativt smal zone på højst 50 m langs Tippervejen undgår ynglefuglene at bygge reder.

Beboelsen synes heller ikke at have den store effekt på udbredelsen af de ynglende vadefugle. Blot 50 m fra huset er rederne fordelt som på det øvrige reservat. Hvor tillidsfulde vadefuglene kan blive over for mennesker ses af følgende: I 1986 og 1989 blev et Vibe-pars rede på N. Rad præderet hhv. to og én gang af hermelin ult. april/pri. maj. Viberne rykkede da ind på parkeringspladsområdet og byggede rede ca 20 m fra Tippetårnet, 40 m fra Tipperhuset og kun et par meter fra besøgs-parkingspladsen. Begge år kom der fire flyvedygtige unger fra reden, noget som ellers kun lykkes få vadefuglepar. Flugtafstanden fra reden over for Tipperobservatørerne var kun 10-15 m (pers. obs.).

Den menneskelige færdsel i yngletiden i forbindelse med driften indskrænker sig til en næsten daglig rundtur med traktor i fennen med kvæg, hvor kreaturerne velbefindende og drikkekarrene kontrolleres. Der er ingen længerevarende ophold på disse runder, og eneste skadelige effekt for ynglefuglene er eventuelle nedkørte reder og unger. Før ca 1980 var rensning, tilskæring og afhentning af rør i yngletiden et problem, men det finder ikke sted i dag.

Anden færdsel i yngletiden indskrænker sig til den, der finder sted i forbindelse med forskning og naturovervågning. I den standardiserede overvågning indgår en totaloptælling af de rastende fugle i gennemsnit hver femte dag. Næsten alle optællinger foregår fra tårne, og herudover er der kun tale om kortvarige ophold ude i terrænet. Eneste effekt af disse optællinger er formodentlig enkelte op-

skræmminger af rugende svømmeænder, hvoraf en vis del ikke vender tilbage til reden, men vælger at lægge om. Herudover foretages der optællinger og kortlægninger af de ynglende fugle (omfanget er nærmere beskrevet i metodeafsnittet). Det er især de egentlige redeoptællinger ynglefuglene er potentielt sårbare over for. Herunder er optællerne nødt til at opholde sig i et begrænset område i længere tid. I dag giver optællingsproceduren snævre anvisninger på, hvorledes afkøling af æg og unger undgås (skift af delområder, tidsbegrænsninger under hensyn til vejret, etc.; Thorup 1988). De eneste længerevarende redekortlægninger foregår på Fuglepod. Det er et yderst sårbart område pga. de store ynglebestande, og optællingsmetoderne vurderes derfor særligt ud fra kontrol af de fundne reders senere succes. I årene 1986-1989 (fire af i alt fem ynglesæsoner, hvor der er foretaget omfattende redeeftersøgninger på øen) var klæknings-succesen for alle arter under ét mellem 80% og 90%. Dette er en af de højeste værdier, der overhovedet er fundet under ynglefugleundersøgelser i strandengsområder, og viser, at redeeftersøgningen ikke har nogen mærkbar negativ effekt på klækningen. Det er dog en betingelse, at optællingsprocedurernes krav til optællingsteknik efterleves.

Siden 1985 afmærkes alle fundne reder med bambuspinde og kontrolleres regelmæssigt (i gennemsnit hver 5. til 7. dag). I forbindelse med et ry-leprojekt, der startedes i 1990 (se senere), undersøgte, om regelmæssige redbesøg havde nogen negativ indflydelse på klækningssuccesen ved sammenligning mellem hyppigt kontrollerede og sjældent kontrollerede reder. Resultatet af denne undersøgelse var, at hyppigt kontrollerede reder havde en lidt større klækningssucces end de sjældent kontrollerede (Thorup 1995a).

Der er i årenes løb foretaget mange specialundersøgelser på Tipperne. Det er et krav til sådanne undersøgelser, at de ikke må forringe fuglenes ynglebetingelser, og det vurderes løbende om disse krav bliver efterlevet. Der har ikke de sidste mange år været kontroversielle sager i den forbindelse.

Alt i alt må det konkluderes, at for ynglefuglene er de menneskelige forstyrrelser på Tipperne så begrænsede, at ynglebetingelserne ikke påvirkes nævneværdigt. En undtagelse kan være særligt sky fugle, som måske undgår at yngle pga. den regelmæssige færdsel. Dette kunne være tilfældet for Rørdrum i Opgrøden, Grågås på Ø. Rad, Rødsandshage og i Opgrøden og Rørhøg, Stor Regnspeve *Numenius arquata* og Mosehornugle på den nordlige halvdel af Store Tipper.

## Forhold uden for yngleområdet af betydning for ynglebestandenes størrelse

**Jagt.** Det er vanskeligt at undersøge, hvilken indflydelse jagten har på ynglebestandens størrelse. At jagt har holdt bestande "unaturligt" lave er dokumenteret for Knopsvane i Danmark (Andersen-Harild 1978) og for tre arter gæs overvintrende i Europa (Ebbing 1991) og er sandsynliggjort for Stor Regnspøve i Europa (Meltøfte 1986).

I de første årtier af århundredet var de fleste større fugle incl. vadefuglene udsat for en voldsom jagt/forfølgelse, også i yngletiden (bl. a. Hedin 1904, Heilmann & Manniche 1929), og bestandene må have været væsentligt under det niveau, yngleområderne ivotrigt kunne bære. Tipperne var på det tidspunkt, hvor området blev fredet og helårsbemandet, et af fuglenes få fristeder (Tåning 1936).

Frem til 1979, hvor de fleste af vadefuglene blev særfredede på naboarealet Værnengene, blev en ret høj procentdel af Tippernes nyudfløjne vadefugleunger skudt her omkring jagtstarten i august. Dette kan konstateres ved adskillige genfund af lokalt skudte ringmærkede ungfugle, og direkte observationer af jagten underbygger dette (Tipperdagbøger, ringmærkningsarkiv). Jagten havde derfor muligvis tidligere en vis betydning for bestanden af ynglende vadefugle som Vibe, Stor Kobbersnepe og Rødben.

I alle træk- og overvintringsområderne for Tippernes ynglende svømmefugle, vadefugle og måger i Vest- og Sydvesteuropa og Nordvestafrika foregår der en intensiv jagt på disse hele vinteren, nogle steder (f. eks. Frankrig) helt frem til 1. marts

(Bertelsen & Simonsen 1986). Den manglende dokumentation af jagtens betydning for ynglefuglebestandene betyder ikke nødvendigvis, at den er betydningsløs. De seneste årtier er specielt jagten på vadefugle blevet mere restriktiv i Nordvesteuropa, men især Frankrig har dog opretholdt en meget intensiv vadefuglejagt (Bertelsen & Simonsen l.c.).

**Habitatændringer på nærliggende vestjyske englokaliteter.** Gennem undersøgelsesperioden er forholdene for strandengsfuglene blevet drastisk forringede i alle Tippernes naboeråder. I perioden 1928-1970 reduceredes strandengsarealet i området omkring Ringkøbing Fjord og Vest Stadil Fjord med 60-80% (Møller 1978). Områder som Filsø/Rolfsø, Velling Mærsk, Bork Mærsk, Vest Stadil Fjord og Skjernådeltaet, der tidligere husede store bestande af strandengsfugle, blev i løbet af perioden inddiget, afvandet og opdyrket, så de i dag kun udnyttes af arter, der kan omstille sig til det opdyrkede land (især Vibe og Sanglærke).

Helt frem til i dag har der fundet en stadig intensivering sted af den landbrugsmæssige udnyttelse af engområderne omkring fjorden, også på naboområdet Værnengene, med dræning og tiltagende anvendelse af kunstgødning, især i forbindelse med et skift fra høslæt til græshøstning til ensilage og grøntpiller.

Det har ikke været muligt at registrere, om disse forringelser i naboeråderne har betydet en immigration af fugle herfra til Tipperne. En eventuel immigration har i hele perioden været usynlig i bestandsudviklingen på Tipperne på grund af de store ændringer i de lokale yngleforhold.

## Metoder og materiale

Tippernes ynglebestande af svømmænder, vadefugle, måger og terner er blevet optalt hvert år siden 1928. Andre arter er blevet optalt mere tilfældigt og ikke årligt. Frem til 1940'erne blev der sideløbende ringmærket et stort antal dununger af vadefugle, måger og terner.

### Ynglefugletællinger

Ved ynglefugletællingerne har der groft set været anvendt to metoder: 1) redeeftersøgning og 2) kortlægning af territoriehævdende og/eller ungevarslende fugle.

### Redeeftersøgning

*1928-1957:* I to-fire uger mellem med. maj og med. juni (Fig. 6) blev alle Tipperengene systematisk gennemgået, og der fandtes så mange reder som muligt af ænder, vadefugle, måger og terner.

*1958-1964:* Redeeftersøgning på det meste af reservatet, men enkelte delområder med tynde bestande af engfugle blev udeladt. Tidsrum og artsudvalg som 1928-1957.

*1965-1982:* Den systematiske redeeftersøgning ophørte, men der blev fortsat talt reder i Klydekolonier og i kolonier af måger og terner.

*1983:* Redeoptælling i kolonierne, og derud-

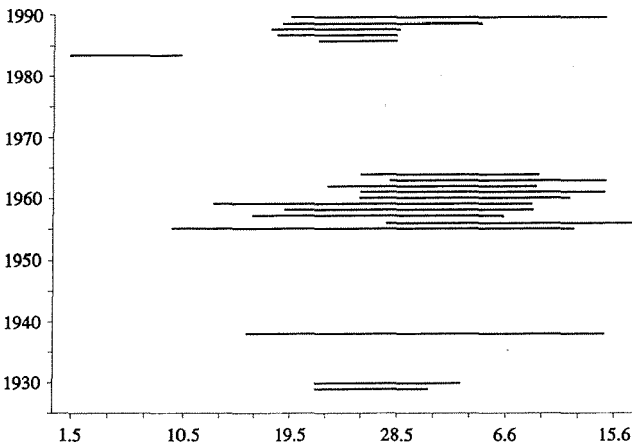


Fig. 6. Tidsrum for redeeftersøgningen på Tipperne i 13 ynglesæsoner, 1928-1964 (Tipperdagbøger og feltkort fra Tipperne), og for redeeftersøgninger på Fuglepold i seks ynglesæsoner 1983-1990 (Mortensen 1984, Thorup 1988, 1990a, 1990b, Seeberg 1991, S. Kjeldsen 1992). *Periods of nest searches in 13 breeding seasons between 1928 and 1964 and of nest searches on the island of Fuglepold in six breeding seasons between 1983 and 1990.*

over redeeftersøgning af alle arter på Fuglepold.

1984-1986: Som 1965-1982.

1987-1990: Fuglepold gennemgået for reder af vadefugle, måger og terner i perioden med. maj - pri. juni (Fig. 6), og herudover redeoptælling i kolonierne.

1991-1992: Redeoptylling i Klyde-kolonierne, men ikke længere i terne- og mågekolonierne på Fuglepold.

Redeefersøgningerne i 1928-1964 blev foretaget ved en systematisk afsøgning af de ca 25 m brede høslætsparceller, der var tydeligt afmærkede i terrænet. En eftersøgning blev udført af to mand mellem ca 15. maj og 15. juni og kunne vare fra to til fire uger. Alle områder blev gennemgået én gang. De præcise optællingsperioder er kun kendt for 13 ynglesæsoner (Tipperdagbøger, feltkort; Fig. 6). Hvis disse år er repræsentative, har hovedperioden næsten hvert år har været mellem ca 21. maj og 9. juni. I hele perioden er der også efter og især før gennemgangen fundet en del reder (Tipperdagbøger, F. Søgaard Andersen in litt.).

I 1983 blev rederne på Fuglepold eftersøgt tidligt i maj. På grund af forårets meget rigelige nedbør lå et stort antal reder koncentreret på de højtliggende dele af øen, som gennemsnitligt grundigt (Mortensen 1984, pers. medd.).

Også i ynglesæsonerne 1987-1990 blev der foretaget redeeftersøgning på Fuglepold. I 1987 dækkedes især den sydlige del af øen grundigt, i 1988-1990 hele øen. Ved hjælp af tove blev arealet opdelt i smalle baner, der blev gennemsnitligt af to-tre observatører, hovedsageligt i anden halvdel af maj og de første junicage. I 1990 trak eftersøgningerne dog ud til midt i juni (Thorup 1990a, 1990b, Seeberg 1991, S. Kjeldsen 1992).

### Territoriekortlægning og optælling af ungevarslende fugle

1928-1957: Ingen territoriekortlægninger.

1958-1964: Usystematiske og ikke-dækkende territoriekortlægninger i de områder, der ikke eftersørgtes reder i.

1965-1971: Ret usystematiske optællinger af varslende fugle og af fugle i sangflugt m.m.

1972-1985: Systematiske territoriekortlægninger på engene i faste kortlægningsperioder, primært i arternes rugetid.

1986-1992: Systematiske territoriekortlægninger i rugetiden og/eller optælling og kortlægning af ungevarslende fugle.

Territoriekortlægninger frem til 1971 er ikke foretaget efter en systematisk optællingsmetodik, og de anvendte kriterier for tilstedeværelsen af ynglear er et stort set ikke beskrevet (Tipperdagbøger, Møller udatt.). I 1958-1971 er bestanden givetvis skønnet ud fra en kombination af redefund, noterede rugende fugle, varslende fugle og fugle i sangflugt.

I 1972 blev der fastlagt en optællingsprocedure (Møller udatt., Mortensen 1982), som i store træk blev fulgt frem til 1985. Manglende bemanning indskrænkede dog nogle år antallet af optællinger eller optællingstidsrummet. Ynglesæsonen var opdelt i tre kortlægningsperioder, og i hver af disse blev reservatet gennemsnitligt tre gange for måger, terner, svømmeænder og territoriale vadefugle. I første periode, 20. april - 10. maj, blev primært Vibe og Stor Kobbersnepe dækket, men også svømmeænder, Dobbeltbekkasin og Strandskade. I anden periode, 11. - 25. maj, dækkedes især Rødben, Strandskade, Klyde, Havterne, Hættemåge og Stormmåge, men tillige Dobbeltbekkasin



I det flade Tipperlandskab betyder dét at kunne komme nogle få meter over terrænet at f.eks. Viber og Store Kobbersnepper i deres territorier kan dækkes væsentligt bedre. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

og Almindelig Ryle. I tredje periode, 5. – 20. juni, kortlagdes yngleurolige Brushøner og Almindelige Ryler. Under en særlig gennemgang 1. – 10. maj af større pander og loer, og gode ynglehabitater iøvrigt, blev reder og yngleurolige hunner af svømmeænder og vandhøns kortlagt. Klyde-, måge- og ternekolonier blev optalt 5. – 10. maj, og kystørbræmmen blev gennemgået for reder af Knopsvane, vandhøns og Toppet Lappedykker 13. – 19. maj. Endelig blev Brushane-dansepladserne grundigt optalt 15. maj – 10. juni (Møller udatt., Mortensen 1982).

Fra 1986 ændredes kortlægningsmetoderne for at få en bedre dækning af de arter (primært vadefugle), der kun er svagt territoriale, eller hvor territorierne er svære at registrere, i rugetiden (Thorup 1988). Vibe, Stor Kobbersneppe og Strandskade blev nu fjernkortlagt i perioden 25. april – 15. maj, fra reservatets tårne, fra traktortag og fra en specialkonstrueret platform påmonteret taget af en personbil. Dobbeltbekkasin og Almindelig Ryle blev kortlagt ved færdsel på reservatet i april-maj, og ved 1-2 kortlægninger af hele reservatet i perioden ca 5. – 17. juni, hvor også ungevarslende Rødben, Brushøner og Gule Vipstjerter blev kortlagt og optalt. Der foretages ikke længere systematiske

eftersøgninger af svømmeændereder. Ved to totale optællinger af svømmeænder hhv. sidste uge af april og første uge af maj optælles ynglende Gråænder og Skeænder ved at alle hanner af de to arter tælles, hvad enten de endnu er i par, ligger som ventehanner i nærheden af hunnen på rede eller ligger i småflokke på vandet; de øvrige svømmeænder noteres gennem hele yngletiden. Andre arter blev stort set optalt som i perioden 1972-1985 (Thorup 1988).

## Materialet

For ynglesæsonerne 1928-1940 og 1950-1964 er der udarbejdet redekort med den eksakte placering af alle fundne reder af ænder, vadefugle og måger/terner. For enkelte arter er der også redekort fra 1941-1948. Kortene fra 1928-1932 er i målestokken 1:20000, fra 1933-1940 (1948) i 1:15000 og fra 1950-1964 i 1:4000 (Møller 1978). Til denne undersøgelse er det kun lykkedes at fremskaffe kortene fra 1950-1961 og 1963-1964 trods adskillige efterlysninger og eftersøgninger i Skov- og Naturstyrelsens arkiver, så de øvrige redekort må frygtes at være bortkommet. Herudover foreligger dog feltkortene fra ynglesæsonerne 1929-1931 og 1937-1939.



Fra alle årene 1928-1970 findes oversigter over det optalte antal ynglepar (reder/territorier) opdelt på delområder.

Hvert år fra 1971 til 1991 er der blevet udarbejdet en ynglefuglerapport med kortbilag over territoriekortlægninger og redefund m.m. for de fleste ynglefuglearter, oftest på kort i målestok 1:15 000 (Møller udat., 1979, Brandt & Eskildsen 1975, Hansen 1977, Rønne 1978, Bolding et al. 1982, Eriksen 1983, Mortensen 1982, 1983, 1984, Christensen 1984, Thorup 1986, 1988, 1990a, 1990b, Seeberg 1991, Kjeldsen 1992 og Hansen & Kjeldsen 1994). 1971-1984 udkom de som interne rapporter, herefter som offentligt informationsmateriale. Udover kortbilag indeholder rapporterne opsummeringer af klimatiske og hydrografiske forhold i ynglesæsonen, hovedpunkter vedr. drift og plejeforanstaltninger, tabeller over arternes fordeling på delområder, og i varierende omfang data om ynglebiologiske forhold og en præcis beskrivelse af optællingsmetodikken det enkelte år.

## Bearbejdning af materialet

Hovedformålet med dette projekt har været at dokumentere og analysere bestandsændringerne hos de enkelte ynglefuglearter, at undersøge Tippeternes betydning nationalt og internationalt for den enkelte art, og at vurdere Tipperne som ynglested for arten. Herudover kan analyserne, der ofte er baseret på et stort og kvalificeret datamateriale, hjælpe med til at be- eller afkræfte hypoteser om, hvilke årsagssammenhænge der er mellem f.eks. landbrugsdrift/pleje eller prædation og bestandsstørrelser og ynglesucces hos engfugle.

Bestandstallene fra undersøgelsesperioden er indsamlet ved flere forskellige metoder. Før bestandsudviklingen kan vurderes, skal tallene gøres sammenlignelige. Derfor må de enkelte optællingsmetoders dækning af de forskellige arter afklares. Dækningsgraden for en art afhænger f.eks. af, hvordan artens ynglefænologi er i forhold til optællingsstedet, hvor synkront arten yngler, og hvor synlig arten er i forskellige perioder af ynglecycklus.

Til at vurdere Tippeternes egnethed som ynglested undersøges artens habitatvalg, generelt og specielt på Tipperne, en arts yngletæthed på Tipperne sammenholdes med tætheder andre steder i udbredelsesområdet, og ynglesuccessen undersøges, hvor det er muligt.

For Almindelig Ryle præsenteres de første resultater fra en større specialundersøgelse omkring artens ynglebiologi.

**Ynglefænologi.** Ynglefænologien er yngleforløbet placering og udstrækning i tid. Ud over mere generelle oplysninger om ynglefænologi i Tipperdagbøger mm er der indsamlet data i to perioder, der kan benyttes til at give et præcist billede af en række ynglefugles fænologi.

I de første 20 år af undersøgelsesperioden forsøgte man at finde så mange dununger som muligt for at ringmærke dem. Ved mærkningen vurderedes ungerens alder (ringmærkningsarkivet). For en række vadefugle har jeg for hvert kuld mærket i årene 1928-1947 regnet tilbage til datoen for æglægningens start ved at fratække ungerens alder, den gennemsnitlige rugetid og æglægningsperioden fra ringmærkningsdatoen. At ungerne tilhører samme kuld, er enten angivet af ringmærkeren selv, eller det kan ses ud fra oplysningerne i ringlisterne. Ikke alle kuld har dog kunnet "rekonstrueres" med sikkerhed, og de anførte antal kuld er ikke helt præcise.

I 1985 oprettedes et redekartotek (Thorup 1988), hvor alle oplysninger fra redefund og redekontroller bliver registreret. Fra perioden 1985-1992 kendes der derfor et stort antal fuldlægnings- og klækkedatoer, der ved tilbageregning giver oplysning om startdatoen for kullet. Til denne undersøgelse er anvendt alle kuld, hvor usikkerheden af datoen for æglægningsstart er på højst ti dage ( $\pm$  én femdagesperiode). Ved bearbejdningen af enkelte arter med få redefund er også medtaget en række redefund med en større usikkerhed på datoer.

Også data fra de standardiserede linietakseringer, foretaget hver femte dag siden 1978, er for enkelte arter benyttet til at beskrive ynglefænologien.

For de arter, hvor det kan lade sig gøre, er ynglefænologien i de to perioder (1928-1947 og 1985-1992) sammenlignet. Da oplysningerne er baseret på hhv. ungekuld (altså udelukkende klækkede kuld) og alle ægkuld, er det nødvendigt at korrigere for den lavere klækningssucces, der ses hos de tidligste ægkuld (Beintema & Müskens 1987, denne undersøgelse), når fænologien i de to perioder skal sammenlignes. Fænologi for 1985-1992 er derfor omregnet til "fænologi for ægkuld med forventet klækningssucces". Den gennemsnitlige klækningssucces i forskellige delperioder på Tipperne beregnes, og baseret på denne beregnes for de enkelte reder, puljet i fem-dages perioder, hvor stor en del, der kan forventes at klække. Andel startede kuld pr fem-dages periode ganget med deres forventede klækningssucces benyttes til at afbilde fænologien for succesfulde ægkuld.

Resultatet af denne sammenligning af vadefug-

lenes ynglefænologi på Tipperne for ca 50 år siden og i dag sammenlignes med en tilsvarende undersøgelse fra Holland (Beintema et al. 1985).

**Optællingsmetodernes dækningsgrad.** Dækningsgraden i perioden 1928-1963 er vurderet ud fra en sammenligning af artens ynglefænologi med redeeftersøgningsperioden, og ud fra hvor svært det er at finde artens reder.

Dækningsgraden efter 1972 er vurderet ved at sammenligne ynglefænologi og kortlægningsperiode. Desuden er det undersøgt, hvor stor en del af fuglene, der er synlige på et givet optællings-tidspunkt, baseret både på udenlandske undersøgelser og på egne undersøgelser og erfaringer.

Et ynglepar defineres her som et par, der når at lægge mindst ét æg. Fugle, der ikke får lagt æg, betragtes som ikke-ynglende. Ved vurdering af dækningsgraden er der taget hensyn til, hvor god metoden er til at få alle ynglepar med, og hvor god den er til at undgå at medregne ikke-ynglende fugle som ynglefugle.

**Bestanden.** Baseret på den skønnede dækningsgrad er der for en række arter både angivet den optalte ynglebestand og en vurderet ynglebestand.

Til at vurdere Tippernes betydning som ynglested for en art er Tippernes ynglebestand set i forhold til den samlede danske bestand, og hvor det er interessant, er den også sat i et internationalt perspektiv.

For flere arter vurderes de nyest publicerede bestandstal at være uaktuelle eller forkerte, og disse bestandstal er derfor forsøgt opdateret eller korrigeret ved brug af de nyest tilgængelige data.

**Habitatvalg.** Flere arters redehabitat er beskrevet fra perioden 1928-1931 af Tåning (1936). Herudover er redehabitater for Brushane beskrevet fra 1940'erne af Andersen (1948) og for Vibe, Stor Kobbersnepe og Rødben af Møller (1978) og Mortensen (1988) (hhv. fra 1973-1976 og 1981-1983).

I forbindelse med denne undersøgelse er der indsamlet supplerende data om flere ynglefugles habitatvalg, især for Brushane og Almindelig Ryle.

**Ynglesucces.** En arts ynglesucces i en ynglesæson kan beskrives som antal flyvedygtige unger produceret pr voksen ynglefugl.

Antallet af flyvedygtige unger i et område kan dog sjældent optælles, og ynglesuccesen må derfor vurderes ud fra en række forhold, der kan undersøges. Det er især redernes klækningssucces, omfan-

get af omlæg og omfanget af ungernes overlevelse.

Gennem hele undersøgelsesperioden 1928-1992 er der systematisk indsamlet data om antallet af ynglefugle. Derimod er der ikke konsekvent indsamlet data om andre ynglebiologiske forhold.

Der findes relativt usystematiske data om arternes klækningssucces i nogle ynglefuglerapporter (f. eks. Rønnest 1978, Mortensen 1982), og for nogle arter er der udført specialundersøgelser (Andersen 1944, 1948, 1951, Lind 1961). Men først efter at redekartoteket blev startet i 1985, er det muligt at følge arternes klækningssucces mere systematisk (Thorup 1988, 1990a, 1990b, Seeberg 1991, denne undersøgelse). I redekartoteket er der for hver rede angivet: placering (med reference til feltkort 1:4000), dato, ægantal og status iverdigt ved fund og kontroller. Ofte er det også anført, hvis en forældrefugl er set på/ved reden.

Derimod er der ingen data fra Tipperne om omlægsrater eller ungernes overlevelse med undtagelse af et spinkelt materiale om Strandskade-ungers overlevelse (Lind 1965) og om omlægsrate og ungeoverlevelse hos Almindelig Ryle (Thorup 1995b, 1997a og upubl.).

Selvom vigtige parametre således mangler, er redernes klækningssucces dog en vigtig indikator for områdets kvalitet som ynglested for de enkelte arter. En undersøgelse af år-til-år variationen i hhv. redeoverlevelse og ungeoverlevelse hos Almindelig Ryle på Tipperne viser, at der er langt større udsving i redeoverlevelsen end i ungeoverlevelsen (Thorup 1995b, 1997a). Dette tyder på, at det er prædationen af æg, der er langt den største enkeltfaktor for nogle af engfuglenes mulighed for ynglesucces på Tipperne. Hos Klyden er forholdene dog muligvis anderledes (Hötter 1995 og pers. medd., Tab. 14).

I engområder er der normalt især tre forhold, der er af stor betydning for klækningssuccesen (bl. a. Beintema & Müskens 1987): 1) omfang af redetab under landbrugsdriften (på Tipperne stort set udelukkende kreaturnedtrampning af reder), 2) oversvømmelser og 3) prædation.

Omfanget af kreaturnedtrampning er på Tipperne kun undersøgt systematisk for Almindelig Ryle (Thorup 1997a og upubl.), men undersøgelser under tilsvarende forhold er udført i Holland for Strandskade, Vibe, Stor Kobbersnepe og Rødben (Beintema & Müskens 1987), i Storbritannien for Dobbeltbekkasin (Green 1988) og i Tøndermarsken for Vibe (Nielsen 1996a, 1996b). Undersøgelsen af engfuglenes klækningssucces 1985-1992 dækker derimod forhold som prædation og oversvømmelser.

Traditionelt er klækningssuccessen beregnet ud fra andelen af de undersøgte reder, der klækkede ("den tilsyneladende klækningssucces"). Som bl.a. Mayfield (1961, 1975) som en af de første påpegede, medfører denne beregningsmetode en, til tider voldsom, overvurdering af klækningssuccessen. Reder, der er gået tabt uden først at være fundet, vil sjældent blive registreret, og tabene fra æglægningssstart til det gennemsnitlige tidspunkt i rugetiden, hvor rederne findes, indgår derfor ikke i beregningerne (se også Beintema 1995 for en detaljeret behandling af dette spørgsmål).

**Mayfield-metoden.** Mayfield (1961, 1975) udviklede en metode, hvor den gennemsnitlige klækningssucces bliver beregnet ud fra rederens gennemsnitlige daglige overlevelse. Redesuccessen (= klækningssucces) kan beregnes til  $o^{\text{æ}}$  (o ganget med sig selv æ gange), hvor o er den daglige overlevelseshastighed og æ ægtidens (æglægningsperiode + rugetid) længde i dage. Overlevelseshastigheden  $o = 1-t$ , hvor t er tabsraten beregnet som antal redetab divideret med antal rededage (én rede fulgt én dag er én rededag). For reder, der ikke kontrolleres dagligt, antages et eventuelt redetab eller en klækning at have fundet sted på den midterste dag mellem de to sidste redekontroller. Med metoden er det muligt også at inddrage data fra reder, der kun bliver fulgt en del af ægperioden.

Mayfield-metoden er siden blevet testet på simulerede data af Johnson (1979) og Hensler & Nichols (1981), der også angav formler til beregning af standardafvigelsen, og af Beintema (1992, 1995), der viste, at metoden gav pålidelige resultater i en række realistiske situationer, hvor "den tilsyneladende klækningssucces" overvurderede klækningssuccessen voldsomt. Beintema (1992) undersøgte også beregningernes præcision ved forskellige størrelser af datamateriale og redeoverlevelseshastigheder.

Johnson (1979) viste, at hvor der er mere end 15 dage mellem redekontrollerne, fås bedre resultater ved at anvende datoen 40% henne i tidsintervallet mellem de to sidste besøg som dato for klækning eller tab i stedet for midterdatoen (Mayfield-40%-metoden).

Mayfield-metoden giver de bedste resultater, hvor omfanget af redetab ikke varierer for meget inden for den undersøgte periode, eller hvor materialet er stort. Metoden giver derimod fejlagtige resultater, hvor der er en forholdsvis begrænset mængde data, og hvor hovedparten af redetabene finder sted som få "katastrofer" (f. eks. som i tætte kolonier, hvor besøg af rovdyr eller oversvømmelser ofte betyder, at næsten alle reder går tabt på en gang; Johnson & Shaffer 1990, Beintema 1992).

I denne undersøgelse er klækningssuccessen fra hele perioden præsenteret med den "tilsyneladende succes", da materialet fra før 1985 ikke leverer andre muligheder, og da mange undersøgel-

sesresultater andre steder fra er præsenteret på denne måde. Herudover er den gennemsnitlige klækningssucces i de kreaturfrie fælder 1985-1992 beregnet, og den er opdelt på ynglesæsoner og delperioder i det omfang, materialet kan bære det.

En redes klækningssucces er ikke ensbetydende med et ynglepars klækningssucces i en sæson, da de fleste ynglefugle på Tipperne er i stand til at lægge tidligt mistede reder om.

Ved indsamling af data om ynglesucces har der været lagt vægt på, at resultater fra redekontroller blev grundigt og systematisk indsamlet. Var der æg eller unger i reden noteredes antallet. Var der ikke længere æg eller unger noteredes alle tegn ved reden i form af skalrester, eller størknede ægresten på redetabunden. Desuden blev redematerialet gennemgået grundigt efter små rester af ægskaller (klækskaller) eller æghinder, også under et eller to forladte eller præderede æg, da nogle æg i reden kan være klækket, mens ét eller to æg er forblevet uklækkede og evt senere er præderet.

Ved redekontroller er anvendt følgende kriterier til vurdering af redens skæbne:

En rede er betragtet som *forladt*, hvis den ved kontrolbesøg indeholdt samme antal eller færre æg end ved forrige besøg (mindst to dage tidligere), og æggene var kolde eller fugtige.

En rede er betragtet som *oversvømmet* (og forladt), hvis den er fundet oversvømmet, hvis æggene tydeligvis har været oversvømmet og var dækket af en hvidlig belægning, eller hvis reden lå i en zone, der havde været oversvømmet, og æggene ikke var i reden.

En rede er betragtet som *præderet*, hvis der fandtes rester af præderede æg i eller ved reden, uden at der samtidig var klækskaller i redetabunden, eller hvis der ingen skalrester fandtes overhovedet trods gennemgang af redematerialet.

En rede er betragtet som *klækket*, hvis der fandtes skalrester i eller ved reden, der syntes at stamme fra et klækket æg (indersiden med en snavsetgullig hinde, med størknede rester fra tynde blodårer), eller hvis der i redematerialet fandtes mindst to små klækkeskaller.

Normalt fjerner forældrefuglene de fleste skalrester fra reden, men enkelte skalstumper forsvinder så godt som altid ned i redematerialet (Green et al. 1987). En analyse af redekontroller mellem 1985 og 1996 af reder der hhv. vides at være præderet (ikke ruget længe nok) eller vides at være klækket (unger set i rede) viste, at helt tomme reder i 99% af tilfældene var præderede (egne upubl. data). Denne undersøgelse understøtter altså de kriterier, der har været anvendt på Tipperne i perioden (Thorup 1988).

## Artsvis gennemgang

Ynglefuglene er i det følgende gennemgået artsvis, grupperet efter hvordan de udnytter Tipperne. Den største gruppe, og den gruppe, der gennem årene er ofret mest opmærksomhed på ved ynglefuglearbejdet, er *Engfuglene*. Som engfugle er medtaget de arter, der i yngletiden er tilknyttet enghabitaten, og som yngler spredt i engområderne. De kolonirugende *Måger og terner* er en anden stor gruppe, der er forsøgt grundigt optalt gennem hele undersøgelsesperioden. *Rørskovsfuglene* er de arter, der på Tipperne udelukkende yngler i

rørskovsområder. I modsætning til de to foregående grupper blev rørskovsfuglene ikke ofret megen opmærksomhed gennem de første 45 år af undersøgelsesperioden. Til sidst i artsgennemgangen er behandlet nogle smågrupper af ynglefugle, der falder uden for hovedgrupperne: *Svømmefugle, der lever af bred- og undervandsvegetation, Svømmefugle, der lever af fisk og invertebrater*, og de *Antropogene arter*, der udelukkende yngler i forbindelse med bygningerne og i Tipperkrattet.

## Engfugle

### Pibeand *Anas penelope*

Der opholder sig hvert år Pibeænder på Tipperne gennem hele yngletiden, deriblandt også enlige par i pander og loer. Der er imidlertid ingen ynglebeviser i form af redefund eller ungførende hunner, hverken fra Tipperne eller fra Ringkøbing Fjord iøvrigt, og arten er næppe ynglefugl i området.

Pibeanden har i de sidste årtier etableret en fast bestand i Danmark både i Vejlerne (J. P. Kjeldsen 1992) og i Vadehavet (bl.a. Christensen 1990, Gram et al. 1990).

### Knarand *Anas strepera*

Knaranden er en forholdsvis nytillkommet ynglefugleart på Tipperne. De første observationer af stationære fugle i yngletiden er fra 1975 (Brandt

1978), og det første ynglebevis er fra 1979, hvor en ungførende hun blev iagttaget (Eriksen 1983). Siden har Knaranden ynglet næsten årligt, men med en stærkt svingende bestand (Fig. 7).

For 17 af de 38 registrerede "sikre" ynglepar i 1975-1992 er der fundet reder eller set ungførende hunner. Tilbagegning viser, at de fleste æg lægges i maj og juni (Tab. 6). Tippermaterialet er lidt usikkert, med få redekotroller og få angivelser af ællingestørrelser, men der er god overensstemmelse med fænologien i Loch Leven i Skotland (Newton & Campbell 1975, Tab. 6).

Knaranden yngler skjult, og det må derfor være en begrænset andel af parrene, der registreres med ynglebevis ved de optællingsmetoder, vi anvender på Tipperne. Kriteriet for ynglepar er regelmæssige forekomster af par i april-maj og af ventehanner i maj og første halvdel af juni. Da næsten hvert andet "sikkert" ynglepar af Knarand er dokumenteret med rede- eller ællingefund, er det virkelige antal ynglepar nok noget større end det registrerede (Fig. 7). Knarændernes æglægning er koncentreret til i maj (Tab. 6), og det anvendte optællingstidsrum må derfor være velvalgt.

Knaranden har i Ringkøbing Fjord et af sine ældste tilholdssteder i Danmark. Rambusch (1900) nævner den som ynglende i slutningen af 1800-tallet, og på Klægbanken dokumenterede erfarne observatører fra Tipperne i 1933 den første ynglen af Knarand i Danmark, da de fandt tre reder (Tåning 1936). Arten synes at have ynglet her regelmæssigt siden (Tåning 1943, Gregersen 1974, Thorup 1990a, S. Kjeldsen 1992).

Knaranden udviser voldsomme svingninger i udbredelse og bestandsstørrelse (Bauer & Glutz von Blotzheim 1968). Gennem de sidste godt hundrede år har den udvidet sin yngleudbredelse i i hvert fald tre bølger. Den første fandt sted i 1866,

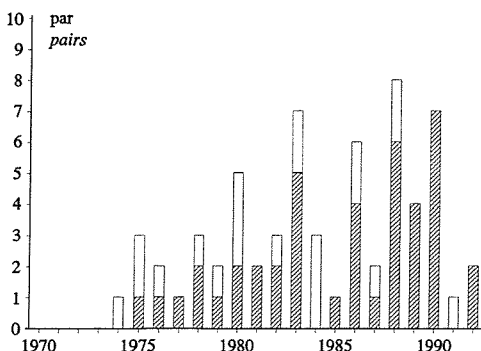


Fig. 7. Knarand. Ynglepar optalt på Tipperne 1970-1992, opdelt i "sikre" ynglepar (skraverede søjler) og "mulige" ynglepar (åbne søjler). Før 1970 er der ingen yngleobservationer fra området.

*Gadwall pairs on Tipperne 1970-1992 divided into "certain" (hatched bars) and "possible" breeding pairs (white bars). There are no breeding records prior to 1970.*

Tab. 6. Svømmeændernes ynglefænologi; hovedperiode (centrale 80%) og mediandato for æglægningsstart for æg- og ungekuld på Tipperne 1971-1992 (for Krikand og Atlingand 1928-1992) og for ægkuld i Loch Leven, Skotland 1969-1973 (data fra Newton & Campbell 1975). Ved tilbageregning af Tipperdata, hvor den faktiske værdi ikke er kendt, er anvendt:

ællingealder: Gråand, Spidsand og Skeand 7 dage, Krikand og Atlingand 5 dage  
 kuldstørrelse: Knarand, Krikand, Gråand, Spidsand og Atlingand 9 æg, Skeand 10 æg  
 rugetid (dage): Knarand 26, Krikand 22, Gråand 28, Spidsand 21, Atlingand 22 og Skeand 23 dage  
 æglægningsperiode: ét døgn pr æg

(gennemsnit iflg. Bauer & Glutz von Blotzheim 1968, Bengtsson 1972, Newton & Campbell 1975, Duebbert et al. 1983, denne undersøgelse). For Spidsand og Skeand på Tipperne er kuld, hvor fænologien er kendt med 0-8 dages usikkerhedsmargin vist særskilt ("0-8 d margin").

*Breeding phenology for dabbling ducks; main period (central 80%) and median date of start of laying on Tipperne 1971-1992 (Common Teal and Garganey 1928-1992) and from Loch Leven, Scotland 1969-1973. Estimated using average figures of clutch size, egg period etc. from literature and from this study. For Pintail and Shoveler nests/broods on Tipperne with laying or hatching dates known with a margin of less than 9 days are shown seperately ("0-8 d margin").*

	Æglægningsstart <i>Start of laying</i>		reder <i>nests</i>	ungekuld <i>broods</i>	reder + ungekuld <i>nests &amp; broods</i>
	Hovedperiode <i>Main period</i>	Mediandato <i>Median</i>			
<b>Tipperne</b>					
Knarand <i>Gadwall</i>	3.5-18.6	18.5	11	6	
Krikand <i>Common Teal</i>	22.4-21.6	14.5			18
Gråand <i>Mallard</i>	29.3-27.5	25.4			113
(reder <i>nests</i> )	3.4-18.5	28.4	54		
(ungekuld <i>broods</i> )	26.3- 6.6	18.4		59	
Spidsand <i>Pintail</i>	12.4-30.5	3.5			91
(reder <i>nests</i> )	11.4-24.5	30.4	64		
(ungekuld <i>broods</i> )	15.4- 9.6	7.5		27	
(0-8 d margin)	8.4- 8.6	3.5			14
Atlingand <i>Garganey</i>	27.4-30.5	11.5	16	6	
Skeand <i>Shoveler</i>	22.4-26.5	6.5	78	17	
(0-8 d margin)	21.4-28.5	8.5	16	5	
<b>Loch Leven</b>					
Knarand <i>Gadwall</i>	1.5- 5.6	18.5	162		
Gråand <i>Mallard</i>	26.3-20.5	21.4	1759		
Skeand <i>Shoveler</i>	28.4-26.5	10.5	162		

hvor Knaranden nåede til Island og Mellemsverige. Under den anden, i 1930'erne og 1940'erne, steg bestandene i landene lige syd for Danmark voldsomt (Bauer & Glutz von Blotzheim l.c.), og de første sikre ynglefund blev gjort i Ringkøbing Fjord. Og for ca 20 år siden begyndte Knarandbestanden i Danmark igen at stige, fra nogle "få par" i 1960'erne til 80-100 par i 1978-81 (Dybbro 1985). I 1988 og 1989 anslog DOFs rapportgruppe bestanden til hhv 150 par og mindst 182 par (Christensen et al. 1990, Munk et al. 1991). Gruppens tal er dog udelukkende baseret på lokaliteter, der er optalt det pågældende år, og hvor data er indsendt til lokalrapporterne.

I de bedste ynglear for Knarand (1986, 1988 og 1989) har vi på Tipperne og andre steder i den sydlige del af Ringkøbing Fjord optalt i alt ca 15 par (Thorup 1988, Seeberg 1991 og upubl.), og det samlede antal ynglear i fjorden disse år vurderes til ca 25. Fra nogle af de bedste Knarand-områder

i det øvrige Danmark foreligger følgende bestandstal fra slutningen af 1980'erne: Vejlerne ca 30 par (J.P. Kjeldsen 1991), Tøndermarsken ca 10 par (Gram et al. 1990), Fyn med omliggende øer ca 75 par (E. Ehmsen pers. medd.) og Storstrøms Amt ca 100 par (Jørgensen 1989). Ud fra disse tal vurderer jeg den danske Knarandbestand i de gode ynglear sidst i 1980'erne til (mindst) 280-300 par, heraf knap 10% i Ringkøbing Fjord og 2-3% på Tipperne.

Der er ikke nogen korrelation mellem antal frostdøgn i april og ynglebestanden (antal "sikre" par) 1981-90 ( $r_s = 0,093$ ,  $n = 10$ ,  $p > 0,05$ ), mens der i samme periode er en tydelig negativ korrelation mellem antal frostdøgn i maj og ynglebestanden ( $r_s = -0,759$ ,  $n = 10$ ,  $p < 0,05$ ). Årsagen er formodentlig, at hovedparten af april månedens frostdøgn ligger så tidligt på måneden, at de er uden betydning for Knarænderne, mens frostdøgn i maj er et mål for forårets strenghed i Knarændernes etableringsfase.

Der er også en signifikant positiv korrelation mellem ynglebestanden og nedbøren på Tipperne 25. marts – 30. april 1981-90 ( $r_s = 0,591$ ,  $n = 10$ ,  $p < 0,05$ ), men da denne er negativt korreleret med antallet af frostdøgn i maj ( $r_s = -0,718$ ,  $p < 0,05$ ), har den måske ingen selvstændig betydning for bestandssvingningerne. Det kan konstateres, at Knarandebestanden er størst i ynglesæsoner med en mild og fugtig vejrtype i april/maj.

De nuværende driftsformer på Tipperne forhindrer ikke Knarænderne i at yngle med en god bestand. Den tiltagende slåning fra 1984 medførte ikke et fald i bestanden (Fig. 7).

### Krikand *Anas crecca*

Krikanden har været en meget fåtallig, men sandsynligvis regelmæssig ynglefugl på Tipperne gennem hele undersøgelsesperioden.

En omtrentlig ynglefænologi kan beregnes ud fra fund af i alt ni ægkuld og fem ællingekuld fra 1972-1992 og yderligere ét ægkuld og tre ællingekuld fra før 1972 (Tab. 6).

De fleste ynglesæsoner, hvor Krikanden er registreret ynglende, er angivet et eller to ynglepar. Bestandsopførelsen i perioden 1928-1964 er baseret på redefund (Fig. 8) under den årlige redefeftersøgning sidst i maj og først i juni. Da Krikandens ynglecyklus er udstrakt over en stor del af foråret og sommeren (Tab. 6), kan det kun være en mindre del af rederne, der er blevet fundet.

I perioden 1972-1992 er bestanden af Krikænder vurderet ud fra fund af reder og ungeførende hunner, og ud fra faste forekomster af urolige par eller hunner gennem længere perioder (Fig. 8). Regelmæssige forekomster af sene forårstrækfæster, oversomrende fugle og fugle på fældningstræk, der betyder, at der er mange ikke-ynglende Krikænder på reservatet gennem hele yngletiden, gør det vanskeligt at udskille ynglefugle, og alt i alt må Krikandebestanden formodes at blive underestimeret. Antallet af redefund i forhold til den skøn-

Tab. 7. Redefund pr optalt ynglepar ("sikre" og "sandsynlige") af svømmeænder på Tipperne 1975-1990, og andelen af rederne der fandtes i de delområder (Fuglepold, N. Rad og Ø.Rad, nord og syd), hvor der var intensive redefeftersøgninger og vegetation var kortest (årlig slåning eller intensiv nedgræsning).

*Found nests per breeding pair of dabbling ducks on Tipperne 1975-1990, and the percentage of the nests found in sub-areas, where most nest searching were carried out and where the vegetation was shortest (annual mowing and intensive grazing).*

	Redefund pr ynglepar	Andel redefund (%) i velundersøgte, kortgræssede omr.
	<i>Nests found per breeding pair</i>	<i>Pct of nests in best covered areas (short veg.)</i>
Knarand <i>Gadwall</i>	0,31	38
Gråand <i>Mallard</i>	0,38	27
Krikand <i>Common Teal</i>	0,32	25
Atlingand <i>Garganey</i>	0,12	27
Spidsand <i>Pintail</i>	0,68	67
Skeand <i>Showeler</i>	0,45	56

nede bestand er dog ikke større end hos Gråanden (Tab. 7). Arterne har nogenlunde samme habitatkrav på Tipperne, og hos Gråanden forvirres billedet ikke i samme grad af ikke-ynglende fugle. Dette tyder på, at en eventuel underestimering af Krikænderne ikke er særlig betydelig.

Den samlede danske bestand af Krikand er på ca 400-600 ynglepar (Dybbro 1985). Tipperbestanden er derfor kun af marginal betydning for arten. Hovedparten af den danske bestand er tilknyttet næringsfattige moser og søer (Dybbro 1985), men arten yngler også spredt i mere næringsrige moser, søer og strandsumpe. Krikanden har kun en marginal tilknytning til strandengsmiljøet i Danmark og deler kun perifert habitatkrav med de egentlige strandengs-svømmeænder og -vadefugle. I de øvrige store strandengsmiljøer i Danmark som Vejlerne og Tøndermarsken yngler Krik-

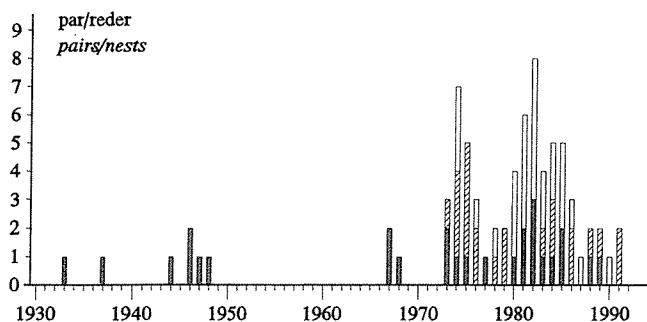
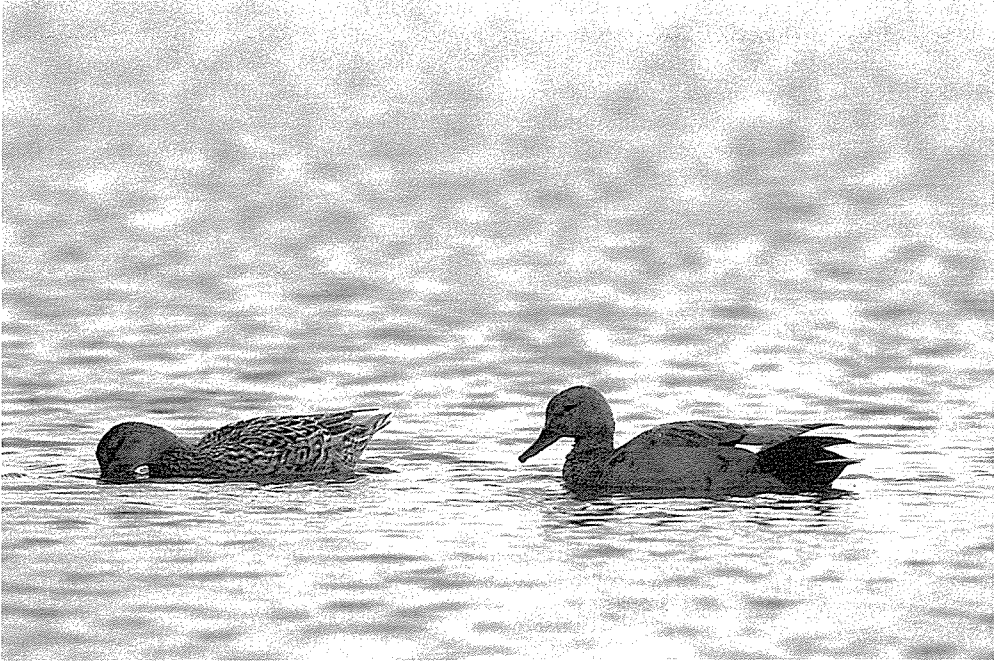


Fig. 8. Krikand. Ægkuld og ællingekuld fundet på Tipperne 1930-1992 (sorte søjler). For 1971-1992 er desuden angivet yderligere kortlagte ynglepar opdelt i "sikre" (skraverede søjler) og "mulige" ynglepar (åbne søjler).

*Common Teal clutches and broods found on Tipperne 1930-1992 (black bars). For 1971-1992 are also shown additional mapped pairs divided into "certain" (hatched bars) and "possible" (white bars) breeding pairs.*



Knaranden er en ret ny ynglefugl i Danmark, og de første ynglefund i landet er fra Ringkøbing Fjord. I dag yngler ca 25 par i fjorden, flest i milde og fugtige forår. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

anden ligeledes med helt små bestande (Gram et al. 1990, J.P. Kjeldsen 1992).

De få redefund på Tipperne er fra kraftig tæt vegetation i kontrolområdet (3 reder) og langs kysterne (3 reder). Herudover er 2 reder fundet i tagrørsområder, mens kun 3 redefund er fra tuer på de mere åbne enge, der udgør ca 75% af arealet, og hvor mere end 90% af observatøernes færdsel i yngletiden foregår.

Det er svært at analysere bestandssvingningerne hos en art, der yngler så fåtalligt og er så svært registrerbar som Krikanden. Den meget lave frekvens af redefund i perioden før 1964, hvor der blev foretaget omfattende redeeftersøgninger, sammenlignet med i årene 1971-1984 (Fig. 8), hvor redeeftersøgningsaktiviteten var væsentligt lavere, viser dog, at Krikanden ynglede noget mere almindeligt i den sidste periode. I 1985-1992 blev der kun fundet i alt én Krikande-rede mod 11 (0,8 pr sæson) i 1971-1984. Dette kunne tyde på, at den mere omfattende slåning siden 1984 har haft en negativ indflydelse på ynglebestanden.

### Gråand *Anas platyrhynchos*

Gråanden var en fåtallig ynglefugl på Tipperne fra undersøgelsesperiodens start og frem til midt i 1960'erne. Igennem 1960'erne opbyggedes en stør-

re bestand, og de seneste 20-25 år har der ynglet mellem ca 30 og 45 par.

### Ynglefænologi

Fra starten af marts ses ynglepar spredt på engene, og sidst på måneden starter æglægningen. Starten på æglægningen kan beregnes for 54 reder (primært fra 1985-1992) og for 59 ællingekuld fundet 1971-1990 (Tab. 6). Der ses en noget længere hovedæglægningsperiode for ællingekuldene end for ægkuldene. Dette skyldes vel primært manglende redeeftersøgninger i yderperioderne i marts og april og sent i juni og juli.

Der ses en stor overensstemmelse mellem ynglefænologien på Tipperne og ved Loch Leven i Skotland (Newton & Campbell 1975, Tab. 6).

### Optællingernes dækningsgrad

Antal redefund er de eneste oplysninger om ynglebestandens størrelse i perioden 1928-1971. Flest reder blev fundet i 1928-1964 i forbindelse med redeeftersøgningerne i anden halvdel af maj og første halvdel af juni. En stor del af Gråænderne havde allerede ællinger på dette tidspunkt. En klækket anderede er temmelig iøjnefaldende, men om man i perioden har medregnet klækkede reder (og har været i stand til at henhøre dem til art) er uvist. De fleste angivne reder er henført til art, men

enkelte år (1953, 1962 og 1963) udgør ikke-artsbestemte andereder en stor andel. Selv om bestanden vel blev underestimeret i denne periode, var den givetvis lille. Kun i 1934-1936 var den noget større.

1972-1986 optaltes bestanden ved, at par og hanner blev kortlagt og optalt gennem en længere periode tidligt i ynglesæsonen i forbindelse med andet optællingsarbejde. Usikkerheden vurderes at være ret stor, da nogle områder af reservatet kun blev besøgt ganske få gange, og da Gråandeparrene ofte ligger skjult i rørbrømmer og lignende og derfor kun bliver opdaget, hvis de eftersøges systematisk. Flere af ynglefugletællerne fra perioden giver også udtryk for en stor usikkerhed i forbindelse med optællingerne, og i flere ynglesæsoner er angivet op til 50% usikre par (f.eks. Møller 1979, Bolding et al. 1982, Eriksen 1983, Mortensen 1983). Frem til 1984 blev optællingerne suppleret med en redeeftersøgning i de bedste ynglehabitater i april, og denne forbedrede nogle år dækningen. Eftersøgning af andereder blev stoppet i 1985, fordi mange hunner ikke vender tilbage til rederne.

1987-1992 ændredes metoden, så hele reservatet blev gennemgået på én dag af flere observatører indenfor nogle få timer. En sådan gennemgang blev foretaget én gang i sidste uge af april og én gang i første uge af maj. Metoden giver væsentligt mere præcise tal for forekomsten af par og ventehanner, også fordi optællingerne er koncentreret om ænderne.

Da ynglecyklus er så udstrakt for Gråanden (Tab. 6), kunne hannerne til de tidlige ynglehunner mistænkes for at forlade området før de nordlige trækgæster, og før de sidst startende ynglepar indfinder sig på reservatet. Men i flere ynglesæsoner, hvor Gråandehannerne blev optalt med ca en uges mellemrum omkring månedsskiftet april-maj, var antallet temmelig stabilt mellem de to optællinger (Thorup 1990a, 1990b), og hannerne afrejse til fældeområderne påbegyndes altså senere.

I bestande af svømmeænder er der ofte registreret et vist overskud af hanner ( $\delta:\text{♀} = 1,07:1$  i Holland (Eygenraam 1957),  $1,19:1$  (incl. en mindre andel ventehanner) i Storbritannien (Tuite & Owen 1984)), så en optælling af ynglefugle baseret på antallet af hanner vil overestimere bestanden lidt. Det er ikke på optællingstidspunktet muligt at skelne mellem ventehanner og overskudshanner, men andelen af enlige hanner på optællinger sidst i april (Thorup 1986, 1988, 1990a, 1990b, S. Kjeldsen 1992) er dog kun en anelse højere end andelen af reder, der ifølge ynglefænologi skulle findes på dette tidspunkt (denne undersøgelse).

Andelen af overskudshanner må derfor være forholdsvis lille.

Når ynglebestanden baseres på forekomsten af alle Gråænder i et område, bliver ikke-ynglende fugle også medregnet som ynglepar. I en undersøgelse i Mývatn, Island, var i gennemsnit 7,4% af de tilstedeværende Gråænder ikke-ynglende (Bengtson 1972). Andelen af ikke-ynglende fugle på Tipperne kendes ikke.

Benyttes værdier fra andre nordvesteuropæiske undersøgelser kan ca 15-20% af de optalte ynglepar/hanner på Tipperne forventes at være ikke-ynglende par og overskudshanner.

Gråanden koncentrerer ofte sin ynglen på øer fri for pattedyrprædatorer, hvor der er en meget højere klæknings succes end på fastland (Newton & Campbell 1975, Duebbert et al. 1983, Hill 1984). Præferencen for ynglen på øer betyder, at der kan være op til 3 km mellem yngleterritorium og redested (Newton & Campbell l.c., Duebbert et al. l.c.). Inden for 3 km fra Tipperne findes flere gode yngleøer for Gråænder, bl.a. de nordligste af Poldene i Nymindestrømmen (især Grønødde Pold) og Vinterleje Pold nordvest for reservatet. Der er dog gjort relativt mange redefund de seneste 20 år på Tipperne, især i 1972-1984, hvor anderederne eftersøgte systematisk, f.eks. 19 reder i 1978 og 15 reder i 1973 og 1983 (Møller 1979, udat., Mortensen 1984). Det svarer til mellem halvdelen og to tredjedele af de optalte ynglepar de pågældende år. Hvis 15-20% af de optalte hanner antages at være overskudshanner eller fra ikke-ynglende par, kan det optalte antal par kun inkludere et ubetydeligt antal par, der yngler uden for Tipperne.

### Bestanden

Antallet af fundne reder (Fig. 9) er det bedste mål for bestanden i perioden 1928-1971, selv om det reelle antal ynglepar må have været lidt højere, især i 1965-1971. I 1972-1992 antages den reelle ynglebestand at være lidt lavere end den optalte (Fig. 10).

Den danske bestand på mange tusind par er en blanding af udsatte fugle og en naturlig bestand. Tipperne har kun marginal betydning for arten. Heller ikke fuglene på Tipperne udgør i øvrigt en naturlig bestand, da "fejlfarvede" fugle er set ved adskillige lejligheder.

### Habitatvalg

Gråanden er meget lidt specialiseret i sit habitatvalg og yngler stort set alle steder, hvor der er beskyttede vandområder og rigelig vegetation til rededække (Bauer & Glutz von Blotzheim 1968).



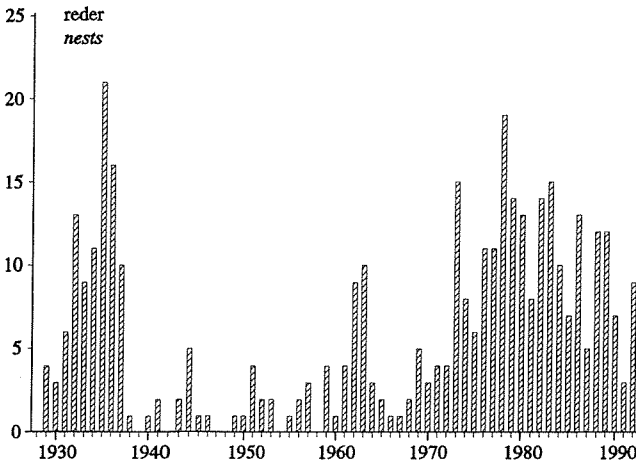


Fig. 9. Gråand. Redefund på Tipperne 1928-1992. I 1928-1964 blev bestanden optalt ved redefund; efter 1972 har redefund kun været et supplement til andre optællinger, og siden 1985 er redessøgning så vidt muligt undgået. Enkelte ynglesæsoner indgår svømmeandere, der ikke med sikkerhed har tilhørt Gråander.

*Mallard nests found on Tipperne 1928-1992. Breeding population was counted by nest searches 1928-1964; since then nest searches have only been used as a supplement to counts and mappings, and since 1985 nest searching was minimized to avoid disturbance.*

Hovedparten af Gråanderne på Tipperne yngler i områder uden landbrugsmæssig drift som på Store og Lille Tipper og i rørskovsområderne især i Oprøden, men også hist og her i den tørre del af kystbræmmevegetationen. Optællerne færdes ikke så ofte i disse områder. I ynglesæsoner 1973-1984, hvor Gråande-rederne blev eftersøgt mere systematisk her, fandtes der op til seks reder på Store/Lille Tipper (i 1978 og 1980; Møller 1979, Bolding et al. 1982) og op til seks reder i Oprøden (i 1976; Hansen 1977).

Som nævnt findes de største tætheder af ynglende Gråander på øer uden rovpattedyr. På Tipperne besøges Fuglepold væsentligt sjældnere af rovpattedyr end de øvrige dele af reservatet, især efter at der i 1980 gravedes en kanal mellem øen og fastlandet. Dette har dog ikke betydet, at Gråanderne er søgt herud. Trods omfattende redeeftersøgninger på Fuglepold i årene 1987-1990 blev der i gennemsnit kun fundet 1,0 Gråande-rede pr sæson mod f.eks. 8,3 Spidsande-reder og 6,8 Skeande-reder. Fuglepold bliver slået hvert år og vegetationen vokser meget langsomt. Denne åbne engtype er øjensynlig uegnet for Gråanden.

### Ynglesucces

Der er ikke mange data til belysning af ynglesuccesen på Tipperne, da der har været yderst få redekontroller af de fundne Gråande-reder. Yngleresultatet kendes for 54 reder fra 1973-1992 (diverse ynglefuglerapporter, redekartotek). Heraf klækkede 30%, 26% konstateredes forladte, 40% fandtes præderede og 4% oversvømmede. Adskillige af de præderede reder kan have været forladt først; dette er umuligt at konstatere ved redekontroller.

Ved anvendelse af "Mayfield-40%-metoden"

(se metodeafsnittet) på data fra redekartoteket 1985-1992 fås en gennemsnitlig klækingsprocent på kun 5%. Materialet er dog alt for lille (19 reder, 129 rededage) til, at resultatet kan tillægges nogen betydning (Hensler & Nichols 1981, Beintema 1992), og det spinkle materiale domineres af forladte og præderede reder fundet under æglægningen.

En klækning på ca 30% svarer til værdier, fundet i et større antal nordamerikanske vandfugleområder (Balsler et al. 1968). Registrerede klækingsprocenter varierer i øvrigt mellem 10% i et engelsk grusgravsomsråde med regelmæssige over-

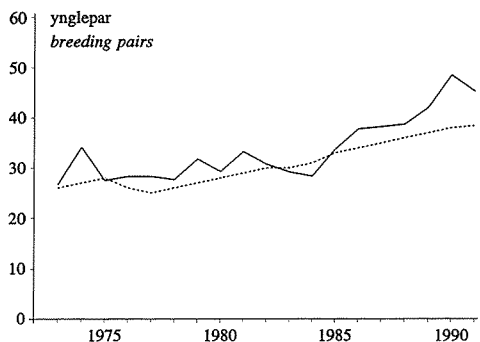


Fig. 10. Gråand. Ynglepar og hanner optalt eller kortlagt på Tipperne 1972-1992 (optrukket linie; tre-års glidende gennemsnit), og de par, der skønnes reelt at have ynglet i samme periode (punkteret linie). Som kortlagte par/hanner er medregnet alle "sikre" plus halvdelen af de "mulige" ynglepar.

*Mallard. Breeding pairs/males counted on Tipperne 1972-1992 (three-year sliding average; solid line) and the estimated actual population size (dashed line).*

svømmelser og pattedyrprædation (Hill 1984) til 70-85% på yngløer uden pattedyrprædation (Dwernychuk & Boag 1972, Newton & Campbell 1975, Duebbert et al. 1983). En klækningssucces fremfundet vha. redekontroller er generelt ringere end klækningssuccesen under uforstyrrede forhold. Således fandt Newton & Campbell (1975) og Livezey (1980), at mellem 6% og 20% af alle fundne reder blev forladt på grund af observatørers redebesøg.

### **Tipperne som yngleområde for Gråand**

Før 1960 ynglede der kun få Gråander på Tipperne (Fig. 9). Vegetationen var formodentlig alt for intensivt udnyttet til at kunne give et rimeligt rededække. Kraftig vegetation omkring reden er essentielt for Gråander (Schrank 1972, Newton & Campbell 1975), især i områder med et større prædationstryk (Dwernychuk & Boag 1972, Hill 1984). Allerede Tåning (1936) nævnte de åbne, udstrakte strandenge som hovedårsag til, at så få svømmeænder ynglede på Tipperne.

I årene 1934-1936 sås dog en kort opblussen i Gråande-bestanden. I de svulmende Hættemågekolonier på Anholt og på Tipperpold fandtes årligt

10-11 Gråande-reder (også på Klægbanken tiltrak Hættemågerne en større bestand af Gråander; Tåning 1943). I 1936 havde Tippernes Hættemågekolonier flere besøg af ræve i yngletiden, og Gråanderne opgav at yngle. I 1937 fandtes kun én Gråande-rede i kolonierne, og i 1938 var også de fleste Hættemåger forsvundet.

Med den aftagende landbrugsdrift gennem 1950erne voksede engene efterhånden til. Det havde en gavnlig effekt på Gråanderne, og der blev således fundet 10 reder i 1963. Fra 1965 til 1971 blev der ikke indsamlet systematiske data, men i 1972 var bestanden på mindst 15-25 par, og i 1973 på 30-60 par, og der fandtes 15 reder (Møller udat.). Dette bestandsniveau har holdt sig siden.

Den voldsomme ændring af Tipperlandskabet siden starten af 1970erne har ikke ændret bestandens størrelse, men har koncentreret Gråandernes ynglen i de tilbageværende områder med kraftig vegetation. Om denne koncentration f.eks. har ført til øget prædation, vides ikke. Andre steder er det konstateret, at prædatorer er i stand til at udvikle søgebillede, der har betydet en overprædation i de ivotrigt bedste redelabitater (Dwernychuk & Boag 1972, Livezey 1981).



Spidsanden yngler i Danmark kun på helt kortgræssede enge, og Tipperne huser mere end ti procent af den danske bestand. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

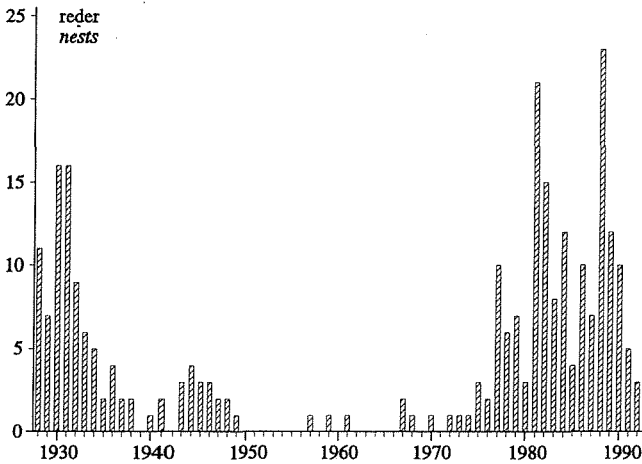


Fig. 11. Spidsand. Redefund på Tipperne 1928-1992. I 1928-1964 blev bestanden optalt ved redefund; efter 1964 er redefund mere tilfældige. 1987-1990 blev der foretaget en total redeeftersøgning på Fuglepold, og her stammer hovedparten af Spidsanderederne fra disse år (se desuden Fig. 13).

*Pintail nests found on Tipperne 1928-1992. Intensive nest searches were carried out 1928-1964 in the entire reserve. In 1987-1990 intensive nest searches were carried out on the island of Fuglepold and here most of the nests were found (see also Fig. 13).*

## Spidsand *Anas acuta*

Spidsanden var en ret almindelig ynglefugl på Tipperne i starten af undersøgelsesperioden med omkring 15-25 ynglepar i begyndelsen af 1930'erne. Fra midten af 1930'erne gik bestanden tilbage og frem til begyndelsen af 1970'erne yngede kun enkelte par. Efter at engene igen blev åbne pga kreaturgræsning og slåning genetablerede Spidsanden en bestand på ca 15-25 par.

### Ynglefænologi

1973-1992 fandtes 164 reder. Fra årene 1985-1992 er der fænologidata fra 52 reder. Herudover er der publiceret data fra 12 reder fra 1976-1984 og oplysninger om 27 ællingekuld fra 1976-1990 i diverse ynglefuglerapporter. Kun for 14 reder/ællingekuld er der så præcise data, at æglægningsstarten kan bestemmes med en margin på 0-8 dage. For de øvrige 77 reder/ællingekuld kan datoen bestemmes med en margin på 14-21 dage (Tab. 6). At der tilsyneladende er flere sene ællingekuld end ægkuld, der er startet i slutningen af maj og i juni, skyldes formodentlig især, at der stort set ikke er søgt efter reder efter midten af juni, mens ællingekuld registreres hele sommeren igennem på de standardiserede optællinger.

I årene 1928-1931 startede Spidsænderne æglægningen ca 12. april, og der blev ofte fundet sene omlægskuld (Tåning 1936), altså svarende til forholdene i dag.

### Optællingernes dækningsgrad

Bestanden blev udelukkende optalt ved redefund i årene 1928-1964 (Fig. 11). De fleste reder fandtes under redeeftersøgningen i slutningen af maj og starten af juni. På dette tidspunkt var mere end

halvdelen af rederne formodentlig klækket (iflg. Tab. 6). Klækkede andereder er forholdsvis nemme at finde, men kladdekortene for ynglesæsonerne 1929-1931 viser, at klækkede reder næppe indgår i materialet i større udstrækning. 29 af 36 reder er fundet med æg i, heraf 26 af de 31 reder fundet under den systematiske redeeftersøgning. At kun 5 af 31 reder fundet under redeeftersøgningen var tomme (1 klækket, 4 præderede) må betyde, at et stort antal tomme reder ikke er blevet registreret.

Det må derfor være misvisende, når Tåning (1936) satte antallet af ynglepar lig med antallet af fundne, succesfulde reder. Op til 12 succesfulde reder fandtes på et år (1931), og bestanden må have været på mindst 15-25 ynglepar. Hvis dækningen i 1929-1931 er typisk for hele perioden 1928-1964, skal der til antallet af redefund lægges mindst 40% og måske op til 100% for at få det reelle antal ynglepar.

1964-1971 blev arten ikke optalt systematisk. Parantallet er derfor ikke kendt, men bestanden var meget lille.

Siden 1972 er ynglebestanden optalt ved kortlægning af stationære par og ventehanner. Parret ses ofte i yngleterritoriet længe før æglægningen, og hannerne kan blive her et stykke tid efter, at hunnen er begyndt at ruge (Jørgensen 1989, P. Hald-Mortensen pers. medd., pers. obs.). Dette øger muligheden for at registrere parret. Derimod betyder den meget langstrakte yngleperiode, at fuglene begynder at yngle noget før, de sidste nordlige trækgæster forlader Tipperne omkring 1. maj (Lilleør 1989). Overlappet i tid giver mulighed for fejlurderinger, men tællingerne vurderes de fleste år ikke at inkludere trækgæster i noget større omfang.

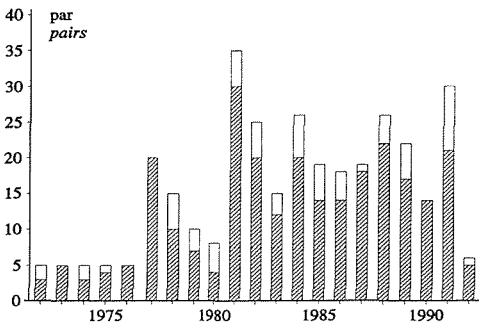


Fig. 12. Spidsand. Ynglepar optalt eller kortlagt på Tipperne 1972-1992, opdelt i "sikre" (skraverede søjler) og "mulige" ynglepar (åbne søjler).

*Pintail. Pairs counted on Tipperne 1972-1992 divided into "certain" breeding pairs (hatched bars) and "possible" breeding pairs (white bars).*

I yngletiden er der ofte et overskud af hanner hos svømmeænder (bl.a. Bengtson 1972). Men optællinger tidligt i ynglesæsonerne 1987, 1989 og 1990 (S. Kjeldsen 1992, pers. obs.) viste, at andelen af overskudshanner af Spidsænder på Tipperne er helt ubetydelig.

Andelen af ikke-ynglende par på Tipperne kendes ikke, men ser de fleste år ud til at være ganske lav. F.eks. er der i flere ynglesæsoner i perioden 1975-1992 fundet et antal reder svarende til mellem 70 og 105% af de optalte "sikre" ynglepar.

Optællingerne 1972-1992 giver sandsynligvis et ganske godt billede af bestanden i området.

### Bestanden

De første år (1928-1932) ynglede der formentlig mellem 15 og 25 par. Herefter faldt bestanden, og mellem 1935 og 1976 er der højst fundet fire reder på en sæson. Bestanden var næppe oppe på 10 par noget år. Efter 1948 ynglede Spidsanden de fleste år med et enkelt par.

I 1977 steg bestanden kraftigt, og siden har der de fleste år ynglet 15-25 par, undertiden op til 25-30 par (Fig. 12).

Christensen (1990) anslag den samlede danske bestand af Spidsænder i 1988 til 200-250 par. De nyeste bestandstal fra de bedste danske yngleområder underbygger, at denne bestandsvurdering er god. Der ynglede ca 65 par i Storstrøms Amt 1985-1989 (Jørgensen 1989), ca 30 par på Agger og Harboør Tønder 1988 (Christensen l.c.), ca 20 par i det øvrige Thy (Christensen l.c., J.P. Kjeldsen 1992), ca 20 par i Nissum Fjord 1983 og 1988 (Christensen 1984b, 1990) og ca 40 par i Ringkøbing Fjord

1981 og 1988 (Mortensen 1983, Seeberg 1991).

Bestanden på Tipperne udgør således i dag 10-15% af den danske bestand, mens den sydlige og østlige del af Ringkøbing Fjord rummer i alt næsten 20% af landsbestanden. De vigtigste lokaliteter i Ringkøbing Fjord udover Tipperne er Klægbanken og Hans Madsens/Hans Lønnes Pold i Nymindestrømmen (Seeberg 1991).

Tipperne er altså en vigtig lokalitet for den danske bestand af Spidsænder, hvor 50-75% er fordelt på kun ca 10 lokaliteter.

### Habitatvalg

Spidsanden anbringer sin rede i en lav tue på den iøvrigt helt kortgræssede og åbne eng, og arten er den eneste svømmeand her. Denne redehabitat har været benyttet i hele undersøgelsesperioden og blev allerede påpeget af Tåning (1936).

Redehabitaten er dog ikke på noget tidspunkt blevet systematisk registreret. I Tab. 7 ses, at to tredjedele af rederne 1975-1990 blev fundet i delområderne Fuglepold, N. Rad og de kortgræssede dele af Ø. Rad. I alle disse områder bliver vegetationen hvert år slået eller helt nedgræsset. Andelen af fundne Spidsænder-reder i disse områder er væsentligt større end for de øvrige svømmeænder. Kun Skeanden ses også at have en vis præference for de helt kortgræssede områder.

Et karakteristisk valg af redested på Tipperne er en enkeltstående tue af f.eks. lysesiv eller mosebunke med vidt udsyn til alle sider (Mortensen 1983, pers. obs.).

En canadisk undersøgelse af redehabitater for andefugle på en yngleø viste, at Spidsænderne anbragte deres reder væsentligt mere synligt end de øvrige andefugle, og mere end halvdelen af rederne blev registreret som "helt synlige" (Dwernychuk & Boag 1972). De andre arter var Gråand, Knarand og Amerikansk Pibeand *Anas americana*, og hos disse arter placerede kun ganske få procent af yngleparrene deres reder "helt synlige".

### Ynglesucces

I ynglesæsonerne 1928-1931 klækkede 27 af 50 reder (54%) (Tåning 1936). Årsagen til, at de øvrige reder mislykkedes, er ikke oplyst. På kladdekortene fra ynglesæsonerne 1929-1931 er redens skæbne angivet i 24 tilfælde: 8 var klækket, 6 forladt og 10 præderet. Disse oplysninger overvurderer de mislykkede reder, da reder, der indeholdt rugede æg på eftersøgningstidspunktet, ikke senere blev kontrolleret.

I 1977-1992 kontrolleredes 53 reder efter rugetidens ophør; heraf klækkede 33 (Tab. 8). I 1989 lå

Tab. 8. Skæbnen for reder af Spidsand og Skeand fundet på Tipperne 1977-1992 og kontrolleret efter rugetidens ophør.

Fate ("apparent hatching success") of Pintail and Shoveler nests on Tipperne 1977-1992.

	Antal reder <i>No. of nests</i>	Klækket <i>Hatched</i>	Præderet <i>Predated</i>	Oversvømmet <i>Flooded</i>	Kreaturnedtrampet <i>Trampled by cattle</i>	Forladt <i>Deserted</i>
<b>Spidsand Pintail</b>						
1977-1992	53	33 (62%)	13 (25%)	0	2 (4%)	5 (9%)
1977-1988, 1990-1992	46	33 (72%)	6 (13%)	0	2 (4%)	5 (11%)
1989	7	0	7 (100%)	0	0	0
<b>Skeand Shoveler</b>						
1986-1992	28	13 (46%)	9 (32%)	1 (4%)	0	5 (18%)

alle syv kontrollerede reder på Fuglepold, hvor en ræv indfandt sig midt i rugetiden. For 24 reder fundet og kontrolleret 1985-1992 er det muligt at beregne klækningssuccessen ved anvendelse af "Mayfield-40%-metoden" (Tab. 9).

Begge metoder giver en klækningssucces på 50-60% (70-85% hvis 1989 udelades). Det er en meget høj klækningsprocent for svømmeandere der i områder med pattedyrprædation, og succesen på Tipperne (excl. 1989) ligner klækningsprocenter, der er registreret i områder uden rovpatte dyr (f.eks. Bengtsson 1972, Dwernychuk & Boag 1972, Newton & Campbell 1975). Hovedparten af de overvågede reder lå på Fuglepold.

Spidsanden er mindre sårbar over for forstyrrelse end de øvrige svømmeænder, og kun fem af de 53 fundne og kontrollerede reder 1977-1992 blev forladt, og heraf kun én af 20 kontrollerede reder i perioden 1985-1992.

### Kuldstørrelse

Kuldstørrelsen for 21 fuldlagte kuld fremgår af Tab. 10. Den gennemsnitlige kuldstørrelse på 9,0 æg på Tipperne er lidt større end gennemsnittet på 8,0 æg for 17 fuldlagte kuld fra Holland og Østreg (Bauer & Glutz von Blotzheim 1968).

Tab. 10. Kuldstørrelse på 21 Spidsande-kuld og 16 Skeandekuld fuldlagte på Tipperne 1985-1992.

Clutch-size in 21 full clutches of Pintail and 16 full clutches of Shoveler on Tipperne 1985-1992.

	Kuldstørrelse Clutch size						
	7	8	9	10	11	12	13
Spidsand Pintail	3	5	5	6	2	0	0
Skeand Shoveler	2	1	4	7	1	0	1

### Tipperne som yngleområde for Spidsand

Der synes to gange at være sket ændringer på Tipperne, der har haft væsentlig indflydelse på bestanden. Midt i 1930'erne forsvandt Spidsænderne i løbet af få år fuldstændigt fra området, og sidst i 1970'erne steg bestanden næsten eksplosivt.

To forhold kan have været af afgørende betydning for de ynglende Spidsænder i 1930'erne. I efteråret 1931 lukkedes fjordens naturlige afløb, og Hvide Sande-slusen etableredes. Det medførte, at man kunne holde vandstanden i fjorden meget lav, og det skete i ekstrem grad i maj og juni i 1932-1937, hvor vaderne omkring Tipperne lå tørre i lange perioder (Tåning 1936, Meltofte 1987). Un-

Tab. 9. Gennemsnitlig daglig overlevelsesrate og klækningssucces for 24 Spidsandere der og 31 Skeandere der kontrolleret på Tipperne 1985-1992 ("Mayfield-40%-metoden", se metodeafsnit; ynglebiologiske parametre, se Tab. 6). Daily survival rate and calculated hatching success of 24 Pintail nests and 31 Shoveler nests controlled on Tipperne 1985-1992, using the "Mayfield-40%-method", and a clutch size of nine eggs (Pintail) or ten eggs (Shoveler), a laying interval of one day between eggs and an incubation period of 21 days (Pintail) or 23 days (Shoveler) (average according to Bauer &amp; Glutz von Blotzheim 1968, Newton &amp; Campbell 1975 and this study).

	År <i>Years</i>	Rededage <i>Nest days</i>	Redetab <i>Losses</i>	Daglig overlevelsesrate <i>Daily survival rate</i>	Klækningssucces (%) <i>Hatching success (%)</i>
Spidsand Pintail	1985-1992	227	5	0,9780	52
	1989	51	4	0,9216	9
	1985-1988 & 1990-1992	176	1	0,9943	85
Skeand Shoveler	1986-1992	389	7	0,9820	56

gøføringen hos Spidsanden må have været vanskelig i disse år, da kystbræmmen ikke var vanddækket.

Ved undersøgelsesperiodens start var Stormmågebestanden under voldsom ekspansion. Prædationstrykket må have været stort, som en klækningssucces på kun 33% i 1929-1931 også antyder. På en ø i Loch Leven, Skotland, ynglede store koncentrationer af svømmeænder. Her var ingen rov-pattedyr, men en stor bestand af Alliker *Corvus monedula*, der plyndrede andereder i stort omfang, når ynglehunnerne var væk. I en undersøgelse vurderedes 10-30% af alle reder at gå tabt pga. observatøraktiviteter, da forstyrrelserne betød en kraftig overprædation af de reder, hunnerne blev opskræmt fra (Newton & Campbell 1975). Den store Stormmågebestand på Tipperne kan have haft en tilsvarende betydning for de ynglende ænder, og observatøraktiviteterne kan samtidigt, som i Skotland, have påvirket Spidsændernes ynglesucces i denne periode.

Omkring 1940 ophørte den slusepraksis, der medførte de meget lave vandstande i maj-juni, men Spidsanden genindvandrede dog ikke. Stormmågebestanden var stadig meget stor gennem 1940'erne. Først i starten af 1950'erne faldt den drastisk, men samtidigt begyndte engene at vokse til, og fra omkring 1950 til 1976 har de tilgroede enge næppe opfyldt Spidsandens krav til redehabitat. I starten af 1970'erne blev kreaturgræsning og slåning genindført i begrænsede områder, og fra 1976 blev omfanget udvidet. Hovedårsagen til den kraftige bestandsstigning efter 1977 er givetvis den omfattende ændring i vegetationsstrukturen.

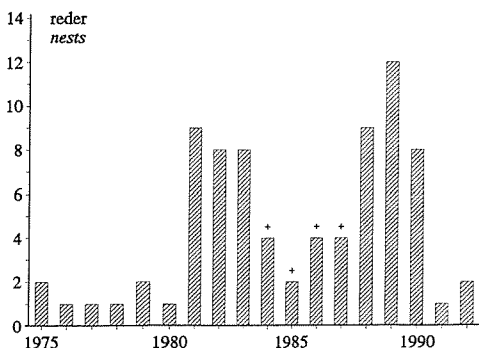


Fig. 13. Spidsand. Redefund på Fuglepold 1975-1992. Gravning af en kanal i vinteren 1980/81 omdannede Fuglepold til en ø. Der eftersøgte ikke reder 1984-1987. *Pintail nests found on Fuglepold 1975-1992. A canal established in winter 1980/81 separated Fuglepold from the mainland. No systematic nest searches were carried out in 1984-1987.*

Også gennemgravningen af den smalle landtange mellem N. Rad og Fuglepold i vinteren 1980/81, der ændrede Fuglepold fra halvø til ø, begrundede bestanden. Her blev et større antal Spidsandereder fundet gennem 1980'erne (Fig. 13), med et maksimum i 1989, hvor mindst 10-12 par ynglede på øen. Denne ø-effekt blev bragt til afslutning i 1990 og 1991, hvor en ræv opholdt sig på Fuglepold gennem en stor del af yngletiden. Selv om øen de efterfølgende år var rævefri, genableder den store Spidsandebestand sig ikke på ny (Thorup 1997c).

Der ses store år-til-år svingninger i den optalte ynglebestand på Tipperne. Bestanden (antal "sikre" plus halvdelen af de "mulige" par) har siden 1980 svinget mellem over 30 og kun godt 5 par. Bestanden er ikke korreleret med gennemsnitstemperaturen i Danmark i marts-april ( $r_s = -0,2$ ,  $n = 10$ ,  $p > 0,05$ ), men negativt med nedbøren på Tipperne 25. marts - 30. april ( $r_s = -0,648$ ,  $n = 10$ ,  $p < 0,05$ ). Det er ikke muligt at afgøre, om denne sammenhæng skyldes, at yngleforholdene er bedre på Tipperne i tørre år, eller om Spidsænderne fra mere ustabile yngleområder f.eks. i Centraleuropa bliver presset sammen her.

Spidsanden er afhængig af rigelige forekomster af invertebrater i tiden før og under æglægningen (Krapu 1974), og formodentlig er ællingerne det også i den første periode efter klækningen. Biomassen af små invertebrater er øget de seneste årtier (denne undersøgelse), og også bestanden af dansemyg må forventes at være blevet mangedoblet med eutrofieringen af fjorden. Fødegrundlaget for Spidsænderne i spidsbelastningsperioder må være blevet forbedret og kan være en medvirkende årsag til bestandsstigningen. Hvad et øget saltindtag i fjorden vil betyde for de forskellige invertebrater, og dermed for de ynglende andefugle som Spidsanden, er uklart.

### Atlingand *Anas querquedula*

Atlinganden har været en fåtallig ynglefugl på Tipperne gennem det meste af undersøgelsesperioden. Bestanden var de fleste år på under fem par, de senere år dog op til 10-20 par.

Som for de øvrige ænder er der kun sparsomme data til belysning af ynglefænologi. Fra årene 1972-1992 er der oplysninger fra 11 reder og seks ællingekuld (diverse ynglefuglerapporter, redekartotek). I Tipperdagbøgerne er der yderligere oplysninger fra fem reder 1950-1968 (Tab. 6).

Bestanden blev frem til 1964 optalt ved redefund. Engene blev gennemført for reder i slutningen af maj og begyndelsen af juni, hvor største-

parten af Atlingænderne har æg. 1972-1992 er bestanden optalt ved kortlægning af par og hanner i maj-juni. I sæsonerne 1987-1992 er fuglene optalt ved gennemgang af hele reservatet inden for nogle få timer to gange i ynglesæsonen, hhv. ult. april og pri. maj. Navnlige disse år må optællingerne være ret præcise, især tallene fra den sidste andefuglegennemgang. Nogle år er det dog iagttaget, at en del Atlingænder først ankommer i maj (bl.a. Thorup 1988).

De seneste års optællinger er baseret på den lidt diffuse størrelse "fugle i yngleterritorier", der indbefatter et ukendt antal ikke-ynglende fugle og overskudshanner. Grundlige optællinger på Tipperne i månedsskiftet april-maj i årene 1983-1990 antyder en kønsratio hun:hun på ca 1:1,25 (bl.a. Jensen 1984, Thorup 1990a, 1990b, S. Kjeldsen 1992). Danmark udgør artens nordgrænse for ynglen, og en sådan marginalbestand kan indeholde en ret stor pulje af ikke-ynglende fugle. Dette synes at være tilfældet på Tipperne, da antal redefund pr ynglepar er væsentligt lavere hos Atlinganden end hos de andre svømmeænder (Tab. 7).

Andelen af par, der skrider til ynglen, synes ikke at have nogen sammenhæng med bestandens størrelse. Antallet af "ynglebeviser" (fund af reder og ællingekuld) i forhold til de registrerede par er næsten det samme i "normale" år, hvor der registreres 3-6 "sikre" ynglepar (0,19) og i de fire ynglesæsoner (1972, 1983, 1989, 1990) med mere end 10 registrerede par (0,21). Ud fra disse overvejelser antages det, at ca halvdelen af de optalte par i perioden 1972-1992 (Fig. 14) har ynglet.

Før 1972 er bestandsangivelserne mere usikre. Måske ynglede der enkelte par allerede i 1930'erne, hvor der hvert år var fugle tilstede gennem yngletiden. Første redefund er fra 1950, men frem til 1972 har der næppe ynglet over fem par noget år.

Atlinganden udviser store år-til-år variationer i bestandens størrelse (Fig. 14). Bestandsstørrelsen 1981-1990 er signifikant positivt korreleret med gennemsnitstemperaturen marts-april i Danmark ( $r_s = 0,661$ ,  $n = 10$ ,  $p < 0,05$ ) og med nedbøren 1. marts -15. maj på Tipperne ( $r_s = 0,588$ ,  $n = 10$ ,  $p < 0,05$ ). Disse to faktorer har en vis indbyrdes korrelation ( $r_s = 0,315$ ,  $p > 0,05$ ). Der ses altså mange Atlingænder i år med høje forårstemperaturer og rigelig forårsnedbør. Det er da også kendt, at Atlinganden i perioder med lunere forårsklima udvider sin yngleudbredelse mod nord, og indskrænker den igen i perioder med køligere vejr (Bauer & Glutz von Blotzheim 1968).

For en art med så svingende forekomster er det svært at fastlægge ynglebestandens størrelse. Dyb-

bro (1985) anslog for 1978-1981 en samlet bestand i Danmark på 250-350 par, mens Asbirk et al. (1989) skønnede, at der i 1987 kun var 112-148 par, hvilket blev tolket som en tilbagegang. Årlige optællinger i nogle af Danmarks bedste Atlingande-områder (Vejlerne, Ringkøbing Fjord, og Tøndermarsken; J.P. Kjeldsen 1990, 1991, 1992, Gram et al. 1990, denne undersøgelse) viser dog, at bortset fra 1980 (der var et "middelgodt" yngleår) var alle de øvrige ynglesæsoner i begge undersøgelser "bundår" for Atlinganden. I gode yngleår som f.eks. 1983 og 1989 må den samlede danske bestand være på et stykke over 500 par, mens den i de dårligste måske er helt nede på 100 par. Disse tal er antal par/hanner, der kan iagttages stationært i yngleområderne gennem yngletiden. Som det er argumenteret ovenfor, er det måske kun halvdelen af disse par, der skrider til ynglen.

Tippernes andel af den danske bestand er omkring 2-4%. Yderligere 3-5% yngler i Tippernes naboområder i den sydlige del af Ringkøbing Fjord (Thorup 1990a, Seeberg 1991).

Atlinganden yngler i næringsrige vådområder med rigelig vegetation til rededækning (Bauer & Glutz von Blotzheim 1968). På Tipperne er Atlinganden fundet ynglende spredt på alle engene, dog ikke i kontrolområdet Store og Lille Tipper, der i dag er tilvokset med hede/klitmosebevoksning. Atlinganden hører ikke til de arter, der foretrækker de regelmæssigt slåede områder (Tab. 7), men foretrækker de kreaturgæssede områder med kraftig tuebevoksning af flerårige græsser og halvgræsser.

Mangelen på passende redevegetation har måske været hovedårsagen til, at Atlinganden ikke fandtes ynglende før 1950. Det intensivt udnyttede

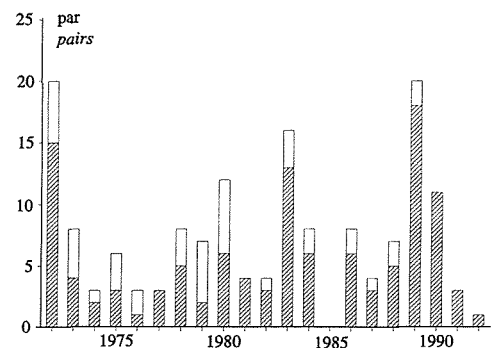


Fig. 14. Atlingand. Ynglepar optalt på Tipperne 1972-1992, opdelt i "sikre" ynglepar (skraverede søjler) og "mulige" ynglepar (åbne søjler).

*Garganey pairs on Tipperne 1972-1992 divided into "certain" (hatched bars) and "possible" breeding pairs (white bars).*



Bestanden af Atlingænder svinger virkelig meget mellem årene. Det er tilsyneladende den art på Tipperne, hvor der er den største andel af ikke-ynglende fugle. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

de landskab med en ensartet kortgræsset vegetationsflade langt hen i yngletiden gav næppe mange redemuligheder for arten.

På trods af meget omfattende slåning siden 1984 er bestandsniveauet ikke blevet lavere. 1972-1984 optaltes i gennemsnit 5,2 par pr år, 1985-1992 optaltes 5,9 par pr år.

### **Blåvinget And *Anas discors***

I 1986 slog et par af denne amerikanske svømmeand sig ned på Tipperne og yngede med held. Det var første spontane ynglefund uden for Nordamerika (Cramp & Simmons 1977, Lewington et al. 1991). Parret ankom sammen med nogle sent ankomende Atlingænder i begyndelsen af maj. Æglægningen startede kort før 1. juni, og hannen forblev på reservatet til 21. juni. 29. juni iagttoges den ungeførende hun mere end en km fra redestedet, og 8. og 10. august blev 4-5 flyvedygtige unger set på reservatet. Ynglefundet er nærmere beskrevet af Thorup (1988).

Der sås ingen tegn på, at fuglene oprindeligt stammede fra fangenskab, og der er da også genfundet mindst 10 fugle i Europa, der oprindeligt ringmærkedes i Amerika, ud af godt 200 europæiske forekomster (Lewington et al. 1991). Spredningspotentialet for arten er derfor stort.

Ud over ynglefundet er der kun en observation af Blåvinget And fra reservatet, en han der sås 31. maj og 1. juni 1965.

### **Skeand *Anas clypeata***

Fra undersøgelsesperiodens start til en gang i 1960erne yngede Skeanden kun uregelmæssigt og fåtalligt på Tipperne. Herefter er der opbygget en større bestand, og i flere ynglesæsoner i 1980erne yngede mere end 30 par.

### **Ynglefænologi**

De få ynglende Skeænder på Tipperne i 1928-1931 havde en meget udstrakt yngleperiode; de tidligste ællinger sås 14. maj (svarende til æglægningsstart senest 10.-15. april), mens der blev fundet nylagte kuld til hen i juli (Tåning 1936).

Gennem årene er der angivelser om funddatoer m.m. for 17 ællingekuld og 78 ægkuld (diverse ynglefuglerapporter, Tipperdagbøger m.m.). Af de 78 ægkuld er 64 fra årene 1985-1992. Den beregnede omtrentlige æglægningsstart er vist i Tab. 6. Bl.a. fordi redekontroller er undgået i rugetiden, er der kun 21 kuld (15 ægkuld fra 1986-1992, et ældre ægkuld og fem ællingekuld), hvor æglægningsstarten kan beregnes med mindre end 9 dages usikkerhed. Fænologi for disse afviger ikke nævneværdigt fra resten af materialet (Tab. 6).

Skeanden starter sin ynglen ca en uge tidligere på Tipperne, end ved Loch Leven, Skotland (Newton & Campbell 1975, Tab. 6), men iøvrigt har arten stort set samme yngleperiode i de to områder. Skeænderne i disse "nordatlantiske" områder yngler øjensynligt væsentligt tidligere, end de gør længere sydpå. I en række centraleuropæiske yngle-





Sidst i 1980erne ynglede op til 40 par Skeænder på Tipperne, men bestanden trues muligvis i dag af øget saltindtag i Ringkøbing Fjord. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

områder forekommer æglægning kun undtagelsesvist før midt i maj, og hovedæglægningsperioden er fra midt i maj til først i juni (Bauer & Glutz von Blotzheim 1968).

### Optællingernes dækningsgrad

I perioden 1928-1964, hvor bestandsstørrelsen udelukkende er vurderet ud fra antal redefund, ynglede Skeanden kun med få par. Hvis ynglefænologien (Tab. 6) har været den samme i hele perioden, har hovedparten af Skeænderne ligget på æg i redeeftersøgningsperioden i anden halvdel af maj og første halvdel af juni, og det kan næppe være mange par, der er blevet overset.

1965-1971 blev der ikke foretaget systematiske optællinger af de ynglende ænder. I denne periode voksede bestanden, fra enkelte par de første år i 1960'erne til de 10-17 par, der fandtes i 1972.

1972-1992 er ynglebestanden blevet optalt ved kortlægning og optælling af mere eller mindre stedfaste par og ventehanner. 1972-1984 søgtes så mange reder som muligt fundet som supplement til kortlægningerne. Siden 1985 er der kun eftersøgt reder i 1987-1990 på Fuglepold.

Da Skeænderne i perioden 1972-1986 blev kortlagt over en længere periode i april og starten af maj sammen med bl.a. vadefugle, er der den usikkerhed på bestandstallene, at omkringflyvende par eller hanner kan blive dobbeltregistreret eller kan undgå registrering, og fugle i rørskovsområder m.m., hvor der ikke yngler vadefugle, kan i

et vist omfang have undgået registrering. I denne periode har der antageligt fundet en mindre underestimering sted. Efter kortlægningerne i 1987-1992 blev koncentreret til to gennemgange af reservatet, begge inden for nogle få timer, er dækningen blevet meget bedre. Omkringflyvende enlige hanner har dog givet visse optællingsproblemer (f.eks. Seeberg 1991).

Ynglebestande af svømmeænder har ofte et overskud af hanner (bl.a. Bengtson 1972, se desuden under Gråand). Optællinger på Tipperne af Skeænder i april de senere år antyder, at der her er store variationer i antallet af overskudshanner fra år til år. I 1987 og 1990 sås kun ganske enkelte enlige hanner tidligt på sæsonen (bl.a. Thorup 1990a, S. Kjeldsen 1992), mens der i 1988 og 1989 var mange (Thorup 1990b, M. Seeberg pers. medd.); 9. april 1989 (altså før hunnerne starter rugningen) var således 15 af i alt 52 hanner enlige. Da andelen af overskudshanner varierer så meget, er det umuligt at angive en fast korrektion til omregning fra optalte hanner til par; i stedet må den bestemmes fra år til år.

Andelen af ikke-ynglende Skeænder på Tipperne kendes ikke. I islandske undersøgelser (Bengtson 1972) var der ca 10%.

### Bestanden

Som nævnt antages antal redefund 1928-1964 (Fig. 15) at dække hovedparten af yngleparrene, mens tallene for perioden 1972-1992 (Fig. 16)

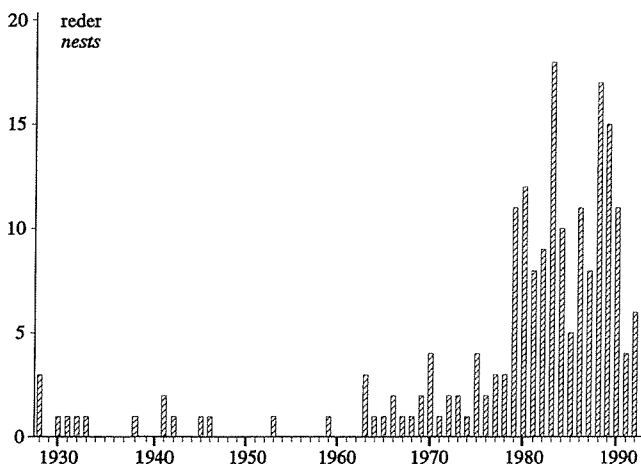


Fig. 15. Skeand. Redefund på Tipperne 1928-1992. I 1928-1964 blev bestanden optalt ved redefund; siden er redefund mere tilfældige. 1987-1990 blev der foretaget en total redeeftersøgning på Fuglepold, og her stammer en stor del af Skeande-rederne fra disse år (se desuden Fig. 17).

*Shoveler nests found on Tipperne 1928-1992. Intensive nest searches were carried out 1928-1964 in the entire reserve. In 1987-1990 intensive nest searches were carried out on the island of Fuglepold and here most of the nests were found (see also Fig. 17).*

måske overestimerer bestanden med 10-20%.

I de seneste 20-25 år har Tipperne, med 30-50 ynglear i de bedste år, været et af de bedste ynglearområder for Skeanden i Danmark.

Dybbro (1985) vurderede den danske bestand til at være på ca 700 par i starten af 1980'erne. Asbirk et al. (1989) anslået den i 1987 til ca 600 par, men disse bestandstal må være væsentligt under den samlede bestand i gode (fugtige) ynglear. Således er der i de bedste ynglear 1983-1989 registreret op til 800 par alene i de bedste ynglearområder Vejlerne (J.P. Kjeldsen 1990), Nissum Fjord (Christensen 1984b), Ringkøbing Fjord (Mortensen 1984, Thorup 1990a, Seeberg 1991), Tøndermarsken (Gram et al. 1990) og Storstrøms Amt (Jørgensen 1989).

Anslås bestanden i Danmark til 1200-1500 par i de bedste år, udgør bestanden på Tipperne 3-4%,

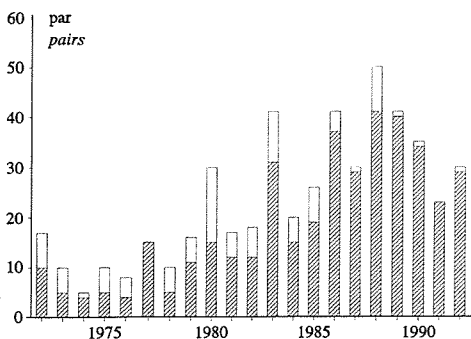


Fig. 16. Skeand. Ynglear optalt eller kortlagt på Tipperne 1972-1992, opdelt i "sikre" (skraverede søjler) og "mulige" ynglear (åbne søjler).

*Shoveler. Pairs counted on Tipperne 1972-1992 divided into "certain" breeding pairs (hatched bars) and "possible pairs" (white bars).*

mens bestanden i hele Ringkøbing Fjord udgør 10-12%.

### Habitatvalg

Skeanden yngler i fugtige engområder. På Tipperne er den fundet ynglende spredt i hele reservatet, dog kun undtagelsesvist i tættere rørskov i Opgården og i hede/klitmoseterrænet på Store og Lille Tipper (Eriksen 1983, Mortensen 1984, diverse ynglefuglerapporter).

Vurderet ud fra redefundene 1985-1992 indtager Skeanden en mellemposition mellem Spidsanden og Gråanden i valget af redehabitat. Oftest findes den i større klumper af kraftig, tuet vegetation, f.eks. af lysesiv, på den ellers åbne eng, eller i den inderste kant af kystbræmmen. Mere end halvdelen af redefundene 1975-1990 er gjort i områderne Fuglepold, N. Rad og de kortgræssede dele af Ø. Rad (Tab. 7), så Skeanden er i høj grad tilknyttet de kreaturgræssede og slåede områder.

I en større hollandsk undersøgelse er Skeandens præferencer i yngletiden analyseret og relateret til en række forhold omkring landbrugsdrift og naturtyper (Musters et al. 1986). Skeanden foretrak de enge, hvor der var vandhuller og brede grøfter, samt enge med en stor variation i højde og tæthed af vegetationen. Skeande-rederne havde en større overlevelseschance i kreaturfenner end vadefuglere (men ikke i slåede områder), formentlig fordi Skeanden vælger redested i habitater, der ikke i særlig høj grad opsøges af kreaturerne, eller fordi dens adfærd ved reden begrænser nedtrampning.

### Ynglesucces

De få redefund i perioden 1928-1971 fortæller ikke noget om artens ynglesucces. Fra 1972-1985 er

yngheresultatet kendt for 17 af 90 fundne reder. Af disse blev 9 forladt. Kun én rede klækkede, mens fire fandtes præderede og tre kreaturnedtrampede.

Fra årene 1986-1992 kendes resultatet for 28 af 72 fundne reder (Tab. 8). Den gennemsnitlige klækningssucces for 31 reder fra 1986-1992 kan også beregnes ved hjælp af "Mayfield-40%-metoden" (Tab. 9). 40-45% af de fundne reder klækkede. Hovedparten af de forladte reder kan givetvis tilskrives observatørforstyrrelsen (Newton & Campbell 1975, Livezey 1980), så klækningssuccessen i uforstyrrede reder vurderes til at være 55-60%. Det er en ret høj klækningssucces for svømmeænder i områder med pattedyrprædatorer.

At mindst 14% af alle kontrollerede reder er blevet forladt umiddelbart efter fundet af reden viser, at Skeanden er temmelig sårbar over for forstyrrelse. Det er dog interessant, at fire ud af de fem reder, der er konstateret forladte 1986-1992, er fra 1988. Dette år blev 36% af alle kontrollerede reder forladt, mens kun én kontrolleret rede (4%) blev forladt i de øvrige seks år. I en nordamerikansk undersøgelse af observatørens indflydelse på svømmeænders ynglesucces fandt Livezey (1980), at hovedparten af de reder, ænderne forlod efter opdagelsen af reden, kun indeholdt få æg, og at en større andel af de fundne reder blev forladt, hvis der var mere end en person ved reden. Observatørens negative effekt på ynglesuccessen hos svømmeænder som Skeand synes derfor at kunne reduceres ved, at redeeftersøgning i gode andeområder undlades tidligt på sæsonen, og ved at kun én observatør går til en rede.

### Kuldstørrelse

Kuldstørrelsen kendes i mindst 16 fuldlagte kuld 1986-1992 (Tab. 10). En gennemsnitlig kuldstørrelse på 9,5 æg på Tipperne er lidt mindre end de 10,0, der fandtes for 16 reder ved Loch Leven i Skotland (Newton & Campbell 1975).

### Tipperne som yngleområde for Skeand

Tipperne blev først et yngleområde af betydning for Skeanden engang i 1960'erne. Hovedårsagen må være, at de tidligere intensivt udnyttede enge med slåning og eftergræsning ikke gav redemuligheder. Den eksplosive vækst i Stormmåge-bestanden i starten af undersøgelsesperioden synes på den anden side ikke, som f.eks. for Spidsanden, at have haft den store betydning for Skeanden. Angivelser fra de første årtier i århundredet og tidligere, hvor Stormmåge-bestanden endnu var lille, tyder ikke på, at antallet af ynglende Skeænder var større end ved undersøgelsesperiodens start (Rambusch 1900, Tåning 1936).

Den ganske store og tætte bestand af Skeænder i de senere år har udnyttet stort set hele området, selvom de egentlige rørskovsområder og kontrolområderne har været tyndt besat. Der er ikke sket den koncentreret af bestanden på Fuglepold, efter at kanalen blev gravet i vinteren 1980/81, som skete for Spidsænderne (Fig. 13). Kun i ynglesæsonerne 1986, 1988 og 1989 sås tendenser til kolonidannelse her (Fig. 17). Den meget begrænsede udbredelse af kraftig vegetation på øen har formodentlig gjort den mindre attraktiv for Skeænderne.

Bestanden vedblev at stige til sidst i 1980'erne. Præcis hvor stor indflydelse den forbedrede metodik siden 1986 har haft på tallene er uvist. År-til-år variationerne er ret store. Bestandsstørrelsen 1981-1990 ("sikre" ynglear plus halvdelen af de "mulige") er positivt korreleret med nedbøren 25. marts - 30. april på Tipperne ( $r_s = 0,624$ ,  $n = 10$ ,  $p < 0,05$ ). Der er ikke nogen tilsvarende tendens til øget nedbør gennem disse år ( $r_s = 0,2$ ), så billedet af såvel en stigende bestand som af en særlig stor bestand i våde forår må anses for at være reelt.

Selv i de tørreste forår huser Tipperne i dag omkring 15 par Skeænder. Herudover udnytter et større antal Skeænder Tipperne som yngleområde, når der er tilstrækkelig fugtigt. Enhver form for dræning eller afledning af vand synes derfor at være bestandsbegrænsende for arten.

Den mere omfattende slåning efter 1984 og ekstensivering af kreaturgræsningen ser ikke ud til at have haft nogen negativ effekt på Skeandebestanden, idet bestandsstigningen fortsatte nogle år herefter.

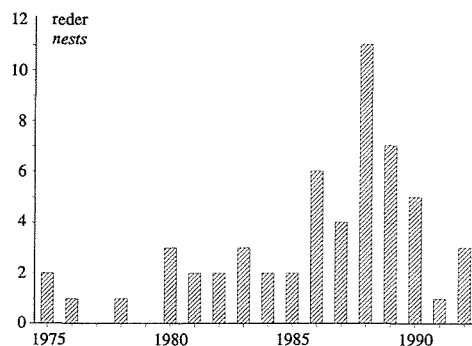


Fig. 17. Skeand. Redefund på Fuglepold 1975-1992. Gravning af en kanal i vinteren 1980/81 omdannede Fuglepold til en ø. Der eftersøgte ikke reder 1984-1987. *Shoveler nests found on Fuglepold 1975-1992. A canal established in winter 1980/81 separated Fuglepold from the mainland. No systematic nest searches were carried out in 1984-1987.*

### Agerhøne *Perdix perdix*

Der har ynglet Agerhøns på Tipperne i en række år i undersøgelsesperioden. Normalt ynglede ét par, enkelte år to eller tre par.

Agerhønen sås første gang på reservatet i 1933, og 9. august sås et par med kyllinger. Herudover er der frem til 1972 nævnt ynglefugle fra 1935, 1938, 1941, 1946-1951 og 1957-1961. Der er kun få redefund, de fleste ynglefund er fra sensommeren af familier med fuldvoksne unger (Tipperdagbøger).

I 1973-1978 var der igen ynglende Agerhøns, i 1975 to og i 1977 tre par. I vinteren 1978/1979 uddøde arten på reservatet, og først i efteråret 1991 genindvandrede den; i 1992 ynglede der to par. Også i 1993 og 1994 ynglede der Agerhøns, men i løbet af en periode af efteråret 1994 blev familien præderet væk. En Duehøg sås prædere en Agerhøne (Thorup 1997c).

### Strandskade *Haematopus ostralegus*

Strandskaden er en almindelig ynglefugl på salt- og brakvands-enge i Danmark og har i anden halvdel af dette århundrede også bredt sig som ynglefugl til intensivt udnyttede landbrugsområder.

På Tipperne har der gennem undersøgelsesperioden ynglet en bestand på oftest 20-40 par, undtagelsesvist op til 60 par midt i 1930'erne. Igennem 1960'erne forsvandt det meste af bestanden dog i forbindelse med stærkt aftagende høslæt, og i 1970'erne ynglede kun mellem nul og otte par. Med genindførelsen af omfattende høslæt er der gennem 1980'erne opbygget en bestand på ca 20 par.

### Ynglefænologi

Der er et temmelig omfattende materiale om Strandskadens ynglefænologi fra perioden 1929-1947, hvor der blev ringmærket 119 ungekuld, og ungenes alder blev vurderet (Fig. 18). Materialet fra de senere år er noget mere spinkelt. I 1985-

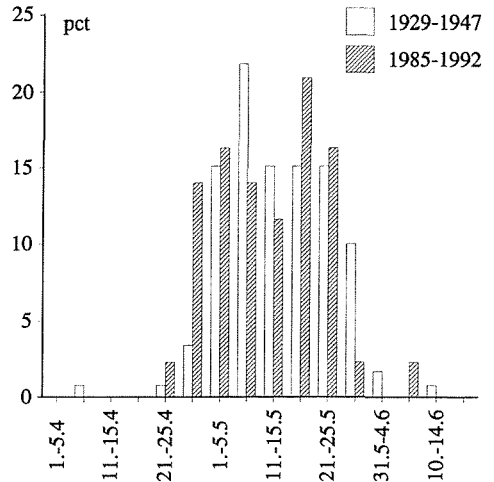


Fig. 18. Strandskade. Æglægningsstart på Tipperne (5-dages perioder) for 119 ungekuld ringmærket 1929-1947 og 43 ægekuld fundet og kontrolleret 1985-1992. Ved tilbageberegning er anvendt en rugetid på 27 dage (Glutz von Blotzheim et al. 1975), et læggeinterval mellem hvert æg på 24 timer (Cramp & Simmons 1983) og for ungekuldene en kuldstørrelse på 3 æg (denne undersøgelse). *Oystercatcher. Start of laying on Tipperne (5 day periods) for 119 broods ringed 1929-1947, and 43 controlled nests 1985-1992. Calculated using a laying interval of 24 hours between the eggs and an incubation period of 27 days.*

1992 blev der i alt fundet 74 reder. Af disse kendes datoen for fullægning og/eller klækning ret præcist for 24, mens den kan beregnes med en margin på 3-10 dage for yderligere 19 reder (Fig. 18).

Mediandato for start på æglægningen 1929-1947 var 13. maj og hovedperioden 2.-27. maj. For 1985-1992 var mediandatoen 12. maj og hovedperioden 28. april-24. maj. Ynglefænologien har altså ikke ændret sig i undersøgelsesperioden. I Holland har Beintema et al. (1985) tilsvarende

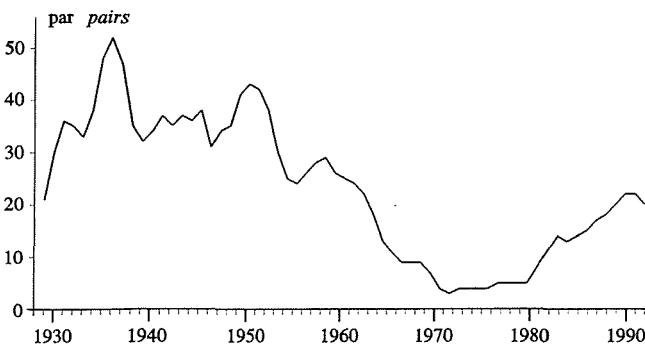


Fig. 19. Strandskadepar optalt på Tipperne 1928-1992, vist som tre-års glidende gennemsnit. *No. of Oystercatcher pairs on Tipperne 1928-1992 (three-year sliding average).*

konstateret, at ynglefænologi for Strandskader på naturlige eller ekstensivt udnyttede enge ikke har ændret sig nævneværdigt gennem dette århundrede; derimod yngler Strandskaderne på intensivt udnyttede arealer i dag i gennemsnit 14 dage tidligere end i begyndelsen af århundredet.

Ynglefænologi er ikke udelukkende klimatisk betinget. På Poldene i Nymindestrømmen, 2-4 km syd for Tipperne, har der gennem 1980erne ynglet 30-40 par Strandskader, og 30 af 32 undersøgte kuld herfra er påbegyndt 6.-22. april, altså 1-3 uger før de første kuld startes på Tipperne (Bolding et al. 1982, Mortensen 1982, 1983, 1984, Thorup 1986, 1988). På Poldene yngler Strandskaderne i Sølvmåge-kolonier, men det vides ikke, om deres tidlige ynglen har nogen sammenhæng med dette forhold eller skyldes en tilpasning til de lokale fourageringsområder, der først og fremmest er i kunstgødet og/eller drænet landbrugsland.

### Optællingsmetodernes dækningsgrad

Strandskaden er den af Tippeternes vadefugle, der er lettest at optælle, da den er relativt fåtallig, er meget synlig og har en lidet skjult rede.

I perioden 1928-1963, hvor bestanden blev optalt ved redefund, er de allerfleste par formodentlig blevet registreret. Dels har 80-90% af bestanden haft reder med æg i perioden ult. maj-pri. juni, hvor rederne blev eftersøgt, dels er tidlige og sene reder eftersøgt særskilt. Så en optællingsusikkerhed på under 10%, som erfarne observatører fra dengang vurderer (f.eks. F. Søgaard Andersen in litt.), synes at være en rimelig vurdering. I 1964-1980 var bestanden kun enkelte år oppe på 10 par, og optællingen har næppe givet de store usikkerheder.

I 1981-1992 var Strandskade-bestanden i stadig stigning, og nogle år kan de sent etablerede ynglepar (efter 20.-25. maj) være blevet dårligt dækket, og bestanden kan være blevet underestimeret med 15-30%.

### Bestanden

Den optalte bestand er afbilledet i Fig. 19. Stigningen i bestanden de seneste 10 år er nok lidt større, end det fremgår af figuren.

Den danske bestand er sikkert væsentligt større, end de 4-6000 par Dybbro (1981) angav for 1981. Bestandstæthederne i f.eks. forlandsområderne i Vadehavet er tidligere blevet undervurderet (bl.a. B. Hälterlein pers. medd.). Fleet et al. (1994) angav 2000 par for det danske Vadehav i 1991, mens der i 1996 vurderes at være ca 2900 par (Thorup 1997b).

Tippeternes bestand på 20-25 par udgør kun en ubetydelig del af den danske bestand.

### Habitatvalg

Strandskaden yngler i kortgræssede eller næsten vegetationsløse områder. Ungerne behøver dog dækningsmuligheder i opvækstperioden (Glutz von Blotzheim et al. 1975).

På Tipperne var bestanden relativt stabil i 1940-1960, og opvæksten af kystbræmmerne i 1940erne og 1950erne synes ikke at have påvirket bestanden (bl.a. Lind 1965). Først engenes tilgroning i 1960erne fik betydning, og bestanden forsvandt næsten mellem 1965 og 1970.

De første 6-8 år havde den genoptagne kreaturgræsning og begrænsede slåning ikke den store effekt på Strandskade-bestanden; den begyndte først at stige i 1981, samtidigt med at slåningen af enge blev stadig mere omfattende.

Hovedparten af rederne anbringes 50-100 m fra kysten, som regel på højereliggende "gammelt" land, mens de lavtliggende kystzoner undgås, formodentlig pga risikoen for oversvømmelse (diverse ynglefuglerapporter).

### Tætheder

Tippeternes rørskovsområder og Store og Lille Tipper er uegnede som Strandskade-ynglehabitat. På engene (545 ha) har der i de seneste år ynglet omkring 20 par, svarende til en tæthed på ca 4 par pr km<sup>2</sup>. I 1928-1960 var bestandstætheden på 4-8 par pr km<sup>2</sup>, i 1935-1937 dog på 10-13 par pr km<sup>2</sup>.

Strandskaden har de største bestandstætheder nær kysten. I forskellige habitater i Friesland i Holland er der væsentligt større tætheder end på Tipperne; på forlandsmarsk således 50 par pr km<sup>2</sup>, på græsland inden for digerne 25-30 par pr km<sup>2</sup> og i agerland nær kysten ca 10-15 par pr km<sup>2</sup>. Derimod er der på enge inde i landet kun ca 7-10 par pr km<sup>2</sup> (Glutz von Blotzheim et al. 1975). De største ynglekoncentrationer findes på små øer i Vadehavet, f.eks. Norderoog (ca 180 par på små 8 ha; Glutz von Blotzheim et al. 1975) og Langli (ca 140-180 par på 83 ha; Rasmussen & Jakobsen 1985, Christensen & Jakobsen 1991). Tippeternes brakvandsenge er altså ikke en optimal habitat for arten.

### Ynglesucces

Der er kun et spinkelt materiale om ynglesuccesen på Tipperne. Lind (1965) fulgte i årene 1958-1959 i alt 7 par Strandskader på N. Rad, mens han undersøgte deres ungefodring. I fire reder klækkede der unger, og 2-3 unger (fra 2-3 territorier) blev flyvefærdige.

1985-1992 fandtes i alt 74 Strandskade-reder, hvoraf 60 blev kontrolleret (Tab. 11). Materialets

Tab. 11. Strandskade. Gennemsnitlig daglig overlevelsrate og beregnet klækningssucces for 60 kontrollerede reder i kreaturfrie fænger på Tipperne 1985-1992. Beregningsmetode efter Mayfield (1961,1975). Der er anvendt en gennemsnitlig ægtid på 29 dage.

*Daily survival rate and expected hatching success of 60 controlled nests of Oystercatcher on Tipperne 1985-1992 (from fields without cattle, only). Calculations according to the Mayfield-method. Total laying and incubation time is 29 days.*

Periode <i>Period</i>	Rededage <i>Nest days</i>	Redetab <i>Losses</i>	Daglig overlevelsrate <i>Daily survival rate</i>	Klækningssucces (%) <i>Hatching success (%)</i>
1985-1992	844,5	9	0,9893	73
april	2	1	–	–
maj	521,5	3	0,9942	85
juni	321	5	0,9844	63

størrelse tillader ikke en opdeling på år, men der er en tendens til, at prædationen var lav i årene 1985-1987 og lidt større de seneste år. At 73% af rederne klækkede i kreaturfrie fænger er en høj værdi for Strandskader (jfr. Ens et al. 1996).

Hollandske undersøgelser (Beintema & Müskens 1987) viser, at Strandskade-reder er mindre udsat for kreaturnedtrampning end reder af de øvrige undersøgte engfugle. Den daglige nedtrampningsrate i fænger med ungkreaturer (som på Tipperne) er således ca 4 gange større for Stor Kobbersneppe og Rødben end for Strandskade. Alligevel bliver en del reder af en så sent ynglende fugl nedtrampet på Tipperne, især i de vestlige fænger, hvor kreaturerne udsættes allerede midt i maj.

Ungedødeligheden fra klækningen til ungerne bliver flyvefærdige kendes ikke fra Tipperne, bortset fra Linds (1965) sparsomme data.

På øen Mellum i Vadehavet fandt Schnakenwinkel (1970) en årlig voksendødelighed på 6%, en dødelighed fra flyvefærdighed til ynglestart på 62%, at Strandskadens alder ved ynglestart i gennemsnit var 5,6 år, og at den forventede levealder for ynglefugle var 16,2 år. Hvis disse værdier også er repræsentative for Tipper-fuglene, producerede en ynglefugl i 1958-1959 iflg. Linds data i hele sin levetid 0,6-0,9 unge, der nåede yngledygtig alder. Den forbedrede klækningssucces i 1985-

1992 (73% af rederne med succes, 2,66 unge pr klækket rede; denne undersøgelse) betyder, at en ynglefugl i dag skulle kunne producere 1,2-2,0 unge, der når yngledygtig alder. Balanceværdien for en bestand er 1,0 unge.

Hvad reproduktionen angår, er Tipperne altså et udmærket område for Strandskader i dag, i hvert fald i områder, der er upåvirket af kreaturnedtrampning. Beregningerne om ungeproduktionen 1985-1992 er dog udelukkende baseret på data om klækningssucces. Det vides ikke om ynglesucces fra klækning til flyvefærdighed stadig er på niveauet fra Linds undersøgelser.

#### Kuldstørrelse

Gennemsnitsstørrelsen af 58 fuldlagte ægkuld i 1985-1992 var på 3,2 æg (19 kuld med 4 æg, 30 med 3 æg og 9 med 2 æg).

#### Tipperne som yngleområde for Strandskaden

Strandskader på øne nær vadeflader opretholder udover yngleterritoriet et fourageringsterritorium på vaden, der enten kan indeholde en kystbræmme eller kan ligge helt ude på vaden (Lind 1965, Ens et al. 1989, 1996). På øen Schiermonnikoog i det hollandske Vadehav var ungeoverlevelsen langt størst, hvor fourageringsterritoriet indeholdt en kystbræmme, så ungerne kunne føres hertil efter klækningen. Ungedødeligheden var stor hos

Tab. 12. Strandskade. 15 territorier anvendtes i 5-8 ynglesæsoner mellem 1984 og 1991. For et antal ynglesæsoner mellem 1931 og 1961 er angivet, hvor mange af disse 15 territorier, der blev benyttet af Strandskader det pågældende år.

*15 territories of Oystercatchers on Tipperne were occupied more than half of the years 1984-1991. The table shows how many of these territories which were also occupied in seven years between 1931 and 1961.*

Ynglesæson <i>Year</i>	1931	1937	1954	1955	1956	1960	1961
Territorier anvendt <i>No. of territories occupied</i>	8	11	7	7	9	10	12
Procentdel af de 15 <i>Pct of the 15 territories</i>	53	73	47	47	60	67	80
Antal ynglear i alt <i>Total no. of breeding pairs</i>	41	47	22	24	25	21	24



Strandskaden yngler i helt kort vegetation især nær kystlinjen. År efter år opretholdes de samme territorier på Tipperengen. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

Strandskader, der måtte flyve ind over land til ungerne med fødeemnerne (Ens et al. l.c.).

På Tipperne ligger hovedparten af rederne langs kysten. Af 149 yngleterritorier kortlagt i alt i 1984-1991, var 134 (90%) kystnære, mens kun 15 var placeret inde på engene. Også før engene voksede til, lå de fleste territorier langs kysten, i syv undersøgte ynglesæsoner (1931, 1937, 1954-1956 og 1960-1961) mere end 80%.

Territorierne har haft en meget fast placering. Således var fire territorier besat i alle 8 år i 1984-1991, yderligere fem i 6-7 år og ni i 4-5 år. 71% af de kortlagte territorier var altså benyttet mindst halvdelen af ynglesæsonerne, selvom bestanden svingede mellem 12 og 25 par.

Der er maksimalt kortlagt 38 kystbræmmeterritorier i én sæson (1937). Af disse lå de syv i det nuværende tilgroede kontrolområde på Store og Lille Tipper. I årene 1985-1991 registreredes i alt fugle i 32 forskellige kystbræmmeterritorier. Der er en høj grad af overlap i territorier tidligt i undersøgelsesperioden og i dag. Af de 15 territorier, der anvendtes mere end halvdelen af årene 1984-1991, blev mindst syv (47%) anvendt som yngleterritorier i hver af de undersøgte ynglesæsoner tidligere i undersøgelsesperioden (Tab. 12). Helt tilbage i 1937, var 11 af dette års 40 yngleterritorier sammenfaldende med 11 af de 15 mest benyttede yng-

leterritorier ca 50 år senere. Strandskaden er i sandhed en konservativ fugl!

Måske er der på Tipperne i dag i størrelsesordenen 35-40 potentielle kystbræmmeterritorier, mens der i 1928-1960 var i størrelsesordenen 45-50. I hvilket omfang de indlandsynglende fugle konsekvent har et fourageringsterritorium ved kystbræmmen (som Lind (1965) registrerede i ét tilfælde), og derfor også skal inkluderes i antallet af par, "der er plads til", vides ikke.

Fødemængden til ungerne er muligvis en bestandsbegrænsende faktor og kan være medvirkende til at afgøre, hvor mange af de potentielle kystbræmmeterritorier, der benyttes det enkelte år. I to delområder er der sammenlignelige data for bunddyrfaunaen i perioden med mange ynglepar i 1920'erne og 1930'erne og i dag (1987-1989). Ungerne mades stort set kun med større børsteorme. Kun hvor ungerne går sammen med den/de fouragerende voksne, mades de også med andre og mindre fødeemner, f.eks. slikkrebs (Lind 1965). Biomassen af børsteorme er fordoblet fra 1921 til 1987-1989 i Tippetse og øst for Opgrøden og tredoblet fra 1937-1939 til 1987-1989 på Tippergrunden nord for N. Rad. Den gennemsnitlige individstørrelse af børsteorme er den samme i de to perioder nord for N. Rad, mens den gennemsnitlige individstørrelse var 3,5 gange større i 1921 end i

1987-1989 i Tippetande-området (Tab. 2). På nordkysten af N. Rad/Fuglepold ynglede der i 1937 otte par, i 1987-1989 i gennemsnit seks par, i Tippetande (syd for Per Smeds) ynglede der i 1930-1931 i gennemsnit ni par, i 1987-1989 tre par. At individerne af børsteorme i gennemsnit er væsentligt mindre i dag i de mest lavvandede områder, kan være noget af forklaringen på, at bestandsniveauet af Strandskader her er meget lavere nu end for 50-60 år siden. De voksne Strandskader bringer kun et byttedyr ad gangen til ungerne (Lind 1965), og hvis Strandskaderne er tvunget til at fouragere et stykke fra ungerne (der skal være i nærheden af dækning), er manglende muligheder for at finde større børsteorm muligvis et problem ved opfostringen af ungerne, især når disse bliver større. Ens et al. (1989, 1996) fandt en stor dødelighed blandt store unger, hvor de voksne fugle var nødt til at flyve en længere strækning med fødeemnerne.

I 1930erne fandtes sandmuslingen endnu i Tippetaderne (Tab. 2), mens den uddøde i årtierne herefter. Sandmuslingens betydning som fødeemne for ungerne i 1930erne kendes ikke; men hvis den har kunnet udnyttes, vil dette relativt store dyrs forsvinden have forringet Strandskadens fourageringsmuligheder afgørende.

Fødeemnernes tilgængelighed er formodentlig et andet afgørende forhold. Dybdeforholdene på Tipperne er aldrig blevet kortlagt i detaljer, men Fischer (1986) kortlagde frekvensen af tørblæsninger i 1982. Områderne med den største biomasse af børsteorm i 1970erne og 1980erne lå ud for vestkysten af Tipperne, og disse områder er i dag utilgængelige for vadefugle og har normalt 20-30 cm's vanddække. I årene 1931-1937, hvor Strandskade-bestanden nåede sit højeste niveau overhovedet, var der en meget lav juni-vandstand i Ringkøbing Fjord (gennemsnit ca 14 cm over DNN). Frem til 1960 var juni-vandstandene lave, i gennemsnit lidt under 20 cm over DNN. I 1972-1982 steg den gennemsnitlige vandstand i juni til ca 25 cm over DNN (Meltofte 1987) og er siden yderligere steget ca 3-5 cm (Thorup 1990b, denne undersøgelse). Denne vandstandsstigning på 10-15 cm i ungeføringstiden betyder meget for Strandskadens fødemuligheder, især langs vestkysten af Tipperne, hvor der i dag sjældent er mere end en 5-10 m's bræmme langs kysten tilgængelig for fouragerende vadefugle, men hvor væsentligt større flader må have været tilgængelige under de lave forsommervandstande i perioden 1931-1960. Hvis alle ynglepar af Strandskade vest for Tippervejen har haft et fourageringsterritorium langs

vestkysten af Tipperne, var der i 1931 og 1937 en frekvens på 3,8 par pr km kystlinie, mens der tilsvarende i 1986-1991 var 1,1 par pr km kystlinie (kontrolområdets kystlinie ikke medregnet). På trods af, at der er meget store fødemængder tilstede på vadefladerne vest for Tipperne, er det her den store tilbagegang har fundet sted fra 1930erne til i dag. I 1931 og 1937 ynglede her 18 og 25 par, i 1986-1991 i gennemsnit fire par (2-6 par årligt).

De meget lave vandstande omkring Tipperne, der synes at have været favorable for arter som Strandskade og Klyde, betød samtidigt en voldsom udtørring af Tipperengene (Tåning 1936). Forhold, der forbedrer Strandskadernes muligheder for ynglen, er altså til en vis grad i modsætning til kravene hos langt mere sårbare strandengsarter som Skeand, Spidsand, Brushane og Alm. Ryle.

### **Klyde *Recurvirostra avosetta***

Danmark ligger på nord- og vestgrænsen for artens udbredelse. Alligevel udgør den danske bestand i dag næsten 20% af den samlede vesteuropæiske bestand på ca 20000 par (Piersma 1986).

Fra 1920erne og frem til midt i 1940erne ynglede der mellem 250 og 500 par på Tipperhalvøen de fleste år, og det var på dette tidspunkt hovedparten af den danske bestand. Herefter faldt bestanden til 50-150 ynglepar frem til midt i 1970erne. Tilbagegangen i 1940erne faldt sammen med en kraftig prædation fra rovpattedyr på de kolonirugende fugle, og efterhånden som engene voksede til i 1950erne og 1960erne blev habitatene uegnet for ynglende Klyder. Umiddelbart efter at man begyndte at slå områder som Fuglepold og Oprøden midt i 1970erne, genindvandrede Klyderne i stort tal. Bestandsniveauet er i dag 400-500 par, altså lige så højt som i starten af undersøgelsesperioden, men Tippeternes relative betydning for Klyden i Danmark er dog væsentligt mindre nu, hvor landsbestanden er meget større.

### **Ynglefænologi**

Klydens fænologi på Tipperne er velundersøgt (Meltofte 1987, Salvig 1990). Ynglefænologien har ændret sig lidt i undersøgelsesperioden: De første kuld påbegyndes i dag 6-7 dage tidligere end i 1930erne, mens mediandatoen for æglægningen ikke har ændret sig (Salvig l.c.).

Ynglefænologien er beregnet ud fra mærkningsdatoer for 3256 unger mærket 1933-1988 på Tipperne, Poldene i Nymindestrømmen og Værnengene (Fig. 20, Tab. 13). Ved tilbageregning er anvendt en ungealder på tre dage (jvf. Salvig 1990).



I 1987 blev både Klyde-rederne på en række polde ved Opgrøden og på Fuglepold fulgt ret nøje. J.C. Salvig (in litt.) optalte rederne på polde- ne 7-8 gange i fuglenes rugetid (mod normalt 1-2 gange), og på Fuglepold kontrolleredes en række reder under seks besøg i slutningen af rugetiden (17. maj -10. juni, O. Thorup unpubl.). Fra dette år er der derfor et ret præcist billede af Klydernes ynglefænologi. Der kunne ikke konstateres væsentlige forskelle mellem delområderne (Tab. 13).

Sene omlæg udgør kun en ret lille del af kulde- ne fra hele perioden (Fig. 20), og kun en meget lille del i 1987 (Tab. 13). Nogle ynglesæsoner, hvor mange kuld går tabt tidligt på sæsonen, kan et større antal fugle dog findes med sene omlægs- kuld, der er startet sent i maj og i juni. I 1975 og 1982 blev der således oprettet kolonier i anden halvdel af maj på poldene øst for Opgrøden (Brandt & Eskildsen 1975, Mortensen 1982). I 1988 blev flere af ynglepoldene øst for Opgrøden oversvømmet gentagne gange, og på tre polde her fandtes 8. juli 30 reder med varme æg. På de sam- me polde fandtes mere end halvanden måned tid- ligere (17. maj) 43 reder med æg (Salvig 1990).

I forbindelse med totaltællingerne ses det stør- ste antal Klyde-unger på vaderne normalt mellem 10. og 25. juni, men i 1989 sås 200 unger på va- derne så sent som 8. juli (Thorup 1986, 1988, 1990a, 1990b). De unger, der optælles ude på va- derne, er ca 4-20 dage gamle (yngre unger er end- nu inde i vegetationen, og ældre overses normalt på afstand på grund af deres lighed med de voksne fugle). En stor del af ungerne i 1989 må derfor stamme fra kuld, der blev påbegyndt efter ca 20. maj. Endnu 22. juli sås 20 (store) unger (Thorup 1990b). Det vides ikke, hvad der afgør, hvilke år Klyderne kan starte disse sene omlæg.

Baseret på mærkningsdata er hovedperioden for start på æglægningen mellem 18. april og 17. maj (Tab. 13). Sene omlæg startet efter 17. maj er

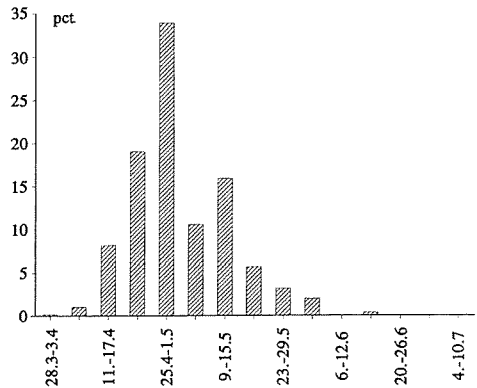


Fig. 20. Klyde. Æglægningsstart på Tipperne, Værnengene og Poldene i Nymindestrømmen (i 7-dages peri- oder), beregnet ud fra mærkningsdatoer for 3256 unger 1933-1988 (efter Salvig 1990). Det er antaget, at unger- ne i gennemsnit er mærket tre dage gamle, at rugetiden fra fullægning er 24 dage, og at æglægningsperioden er fem dage.

*Avocet. Start of laying on Tipperne and in two neighbour- ing areas (7 day periods). Based on ringing dates of 3256 chicks in 1933-1988, assuming an average age of the ringed chicks of three days, a laying period of five days and an incubation period of 24 days.*

måske underrepræsenterede i materialet, fordi om- fanget af eftersøgning af unger til ringmærkning sikkert er aftaget hen på sommeren, hvor der er færre unger af andre vadefugle at mærke, og hvor ynglefuglearbejdet i øvrigt er overstået.

En hovedperiode for æglægning på 29 dage er kun halvt så lang som hovedperioden i marais d'O- lonne, Vestfrankrig, der var 14. april - 12. juni i 1977-1983 (fra Girard & Yésou 1989).

Ifølge Meltofte (1987) er der sket en markant ændring af Klydens ankomst til Tipperne, således at hovedparten i dag ankommer de første dage af april, mens de i 1930'erne først ankom sidst på

Tab. 13. Klyde. Hovedperiode (centrale 80%) og mediandato for æglægningsstart for reder i tre delområder på Tip- perne i 1987 (J.P. Kjeldsen, J.C. Salvig og O. Thorup unpubl.) og for alle ringmærkede unger 1933-1988 (data fra Sal- vig 1990; se tekst ved Fig. 20).

*Main period (central 80%) and median date of start of laying for Avocet nests in three subareas of Tipperne in 1987, and for all Avocet pulli ringed in 1933-1988 (see text at Fig. 20).*

	Polde i Tippetande	Polde øst for Opgrøden	Fuglepold	Tipperne, alle ringm. unger 1933-1988 All ringed pulli, 1933-1988
n	114	115	105	3256
Hovedperiode	25.4 - 13.5	21.4 - 9.5	26.4 - 10.5	18.4 - 17.5
<i>Main period</i>				
Median Median	30.4	29.4	1.5	2.5

måneden (Tåning 1936, 1941). De første fugle ankom i 1930'erne sjældent før 1. april, mens de i dag normalt ankommer tidligt i marts (Meltofte l.c.). 1973-1984 ankom de første fugle 28. februar – 16. marts, i gennemsnit 9. marts (Thorup 1987a). Salvig (1990) tilbageviste Meltoftes resultater, men det er primært sket ved at sætte lighedstegn mellem forekomstfænologi og ynglefænologi, hvilket synes ubegrundet.

De forhold, der betinger/muliggør Klydernes væsentligt tidligere ankomst i dag, har åbenbart ikke tilladt en tilsvarende tidlig start på ynglesæsonen.

### Optællingsmetodernes dækningsgrad

I modsætning til de øvrige vadefuglearter, hvor optællingsmetoderne har skiftet gennem undersøgelsesperioden, er den kolonirugende Klyde i hele perioden optalt ved redefund. Dagbogsnotater i 1930'erne og 1940'erne tyder på, at de større Klydekolonier blev fulgt nøje og søgt optalt på det tidspunkt, hvor flest fugle havde æg. Der var således taget højde for, at fænologien kan forskydes fra det ene år til det andet. Med en hovedperiode for æglægning på kun 29 dage (se ovenfor) må det være relativt få reder, der enten er klækket eller endnu ikke startet på det tidspunkt, hvor flest reder bliver ruget.

Der er især to forhold, der gør det vanskeligt at optælle bestanden på Tipperne. Klydekolonierne

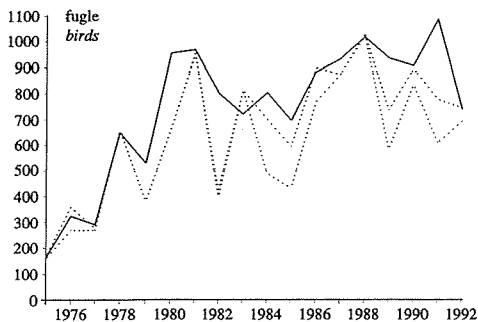


Fig. 21. Klyde. Maksimumantal optalt på Tipperne i perioden april - med. maj 1975-1992 (optrukket linie), og antal af registrerede ynglefugle samme år (antal ynglepar  $\times$  2) på Tipperne (underste punkterede linie) og på Tipperne + Klægbanken (øverste punkterede linie). I 1978-1980 blev ynglefuglene på Klægbanken ikke optalt; i 1982 indgår fugle optalt i Værnsande i maksimumtallet (Mortensen 1982).

*Avocet. Maximum no. counted on Tipperne in April and May 1975-1992 on Tipperne (solid line), and no. of breeding Avocets (pairs  $\times$  2) counted in the same years on Tipperne (lower dotted line) and on Tipperne plus the island Klægbanken north of Tipperne (upper dotted line).*

er meget sårbare over for besøg af rov pattedyr, der i løbet af ét besøg kan ødelægge en hel koloni. Samtidigt gør den hyppige redeplacering på nydannet, lavtliggende land kolonierne meget sårbare over for oversvømmelser. Ved ødelæggelse af en koloni ved prædation eller oversvømmelse midt i yngletiden flytter hele kolonien ofte til et nyt sted og etablerer sig her (Glutz von Blotzheim et al. 1977). Hvis bestanden optælles over en længere periode, er der derfor en risiko for, at de samme ynglepar tælles to gange i to forskellige kolonier. En undersøgelse af redekort og dagbøger fra år, hvor der er sket en pludselig bestandsstigning (f.eks. 1944-1945, 1981, 1988) viser dog, at stigningen ikke skyldes en sådan dobbeltregistrering (det har dog ikke kunnet undersøges for 1955).

Gentagen prædation eller flere oversvømmelser pr sæson gør det meget svært eller umuligt at optælle alle de ynglende Klyders reder, mens der er æg i dem. Sådanne år vil optællingsresultatet underestimere antallet af ynglepar voldsomt.

Problemet kan illustreres med data fra marais d'Olonne i Vestfrankrig. Hovedæglægningsperioden er her på 59 dage og er så lang, fordi der er en stor andel af omlæg i anden halvdel af maj og i juni (Girard & Yésou 1989). I tre ynglesæsoner rugede maksimalt hhv. 80%, 80% og 50% af yngleparrene på samme tidspunkt, og dette optimale tælletidspunkt var af kort varighed (nogle få dage) og uforudsigeligt og lå i to ynglesæsoner så langt fra hinanden som 28. april og 8. juni (Yésou & Girard 1988). Heller ikke en optælling af det totale antal voksne fugle gav på noget tidspunkt et billede af bestanden i to af de tre undersøgelsesår, især fordi fuglene, når de ikke rugede, opholdt sig udenfor området (Yésou & Girard l.c.).

På Tipperne synes en sådan optælling dog mere velegnet. Yngletiden er her mere synkroniseret, og der er ca 35 km i luftlinie til den nærmeste tidevandsvade. Ved de fleste vandstande er Tipperreservatet om foråret det eneste Klyde-fourageringsområde af betydning i Ringkøbing Fjord. Kun ved meget lave vandstande blottlægges større vadeblader ved Klægbanken, og antallet af Klyder i Værnsande er de fleste forår meget begrænset (Meltofte 1981, Kjeldsen 1987b, Lilleør 1989, S. Kjeldsen 1990). Siden 1974 er der foretaget en totaloptælling af fuglene på Tipperne hver femte dag. I Fig. 21 er vist maksimumtallet af Klyder i april - med. maj i årene 1975-1992 sammenholdt med de optalte ynglefugle på Tipperne og Klægbanken. De fleste år stemmer tallene meget fint overens. Men det gælder kun, så længe der ses på det maksimale registrerede antal. For 11 tilfældigt



Klydernes sociale adfærd omkring kolonierne gør dem i stand til at holde de fleste flyvende prædatorer væk. Men mod en besøgende ræv er de næsten magtesløse. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

udvalgte år 1975-1992 er differencen mellem det største og det næststørste tal optalt på totaltællingerne i gennemsnit 89 fugle, mens der kun for 7 af de 18 ynglesæsoner er en forskel på mere end ca 10% mellem maksimumtallet og ynglefugletallet. I disse syv år er ynglefugletallet væsentligt mindre end maksimumtallet, og i seks af de syv år er der tale om en kraftig nedgang i antallet af optalte ynglepar i forhold til det foregående år (i gennemsnit en tilbagegang på 28%, variation 13-55%).

I årene 1975-1992 skyldtes år-til-år tilbagegang i de optalte ynglepar altså ikke, at fuglene ikke var til stede i området, men at yngleforholdene har været så dårlige, at der ikke har kunnet konstateres reder med æg for en stor del af de tilstedeværende fugle. Også før 1975 skyldes de fleste pludselige bestandsnedgange utvivlsomt sådanne problemer med optælling.

Med den nuværende optællingsfrekvens ser det maksimalt optalte antal Klyder i april – med. maj ud til at give et udmærket estimat af bestanden. Ved en halvering af tællefrekvensen ville man få en ret voldsom underestimering på op til 20-30%. Så længe Klyderne går på vaden eller står på engen bliver så godt som alle fugle set ved en totaltælling, men en del af de fugle, der ruger, vil blive overset. Data tyder på, at det kun er i en ganske kort periode hele bestanden er synlig.

I Oostvaardersplassen i Holland fandtes i tre ynglesæsoner (1973-1975) ensartede tal ved redetællinger og totaltællinger af ynglefugle. Siden er bestanden i området blevet vurderet ved totaltællinger af tilstedeværende fugle (Bie & Zijlstra 1985).

### Bestanden

Det optalte antal ynglepar må forventes at ligge væsentligt under den reelle ynglebestand i år med dårlig ynglesucces, og pludselige tilbagegange fra år til år antages snarere at skyldes dårlig ynglesucces det pågældende år end en egentlig tilbagegang i antallet af ynglefugle (se ovenfor). Et bestandsniveau i en femårsperiode på det gennemsnitlige antal ynglepar i de tre bedste af årene må derfor være tættere på den reelle bestand end det optalte antal ynglepar (Fig. 22).

Der har været en stor Klyde-bestand i to perioder. I 1930-1946 ynglede der de fleste år mellem ca 300 og 500 par. Herefter faldt bestandsniveauet voldsomt. Siden 1978 har bestanden igen været på ca 400 par.

I 1920'erne var den danske bestand helt i bund. Oordt vurderede den i 1926 til 700-750 par, hvoraf knap halvdelen ynglede på selve Tipperne, og ca 600 par (80-85% af landsbestanden) ynglede på eller ved Tipperhalvøen (Dybbro & Jørgensen

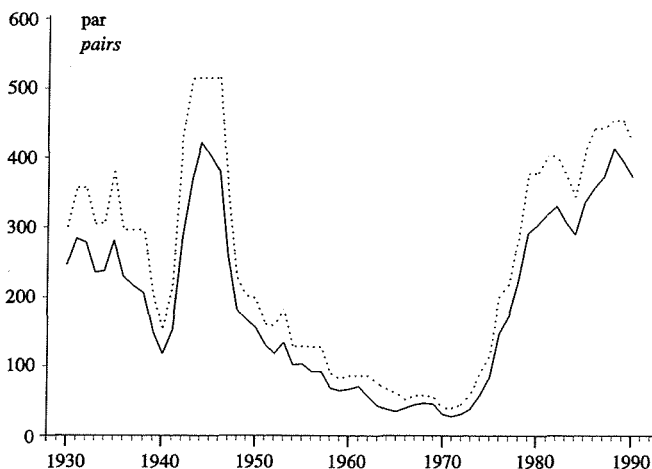


Fig. 22. Klyde. Ynglebestanden på Tipperne 1928-1992. Med optrukket linie er vist det optalte antal ynglepar som fem-års glidende gennemsnit, med punkteret linie et vurderet bestandsniveau (se teksten).

*Avocet. Breeding population on Tipperne 1928-1992: no. of counted pairs (five-year sliding average; solid line) and the estimated population size (dotted line).*

1971). Bl.a. pga. fredning af arten steg bestanden til ca 2500 par i 1970 (Dybbro & Jørgensen l.c., Dybbro 1976) og ca 3500 par i 1980 (Hansen 1985).

Dynamikken i bestanden på selve Tipperreservatet skal vurderes i tæt sammenhæng med bestanden på de øvrige ynglepladser i Ringkøbing Fjord. Som nævnt samles hele bestanden på Tippernes vadeflader lige efter ankomsten i april, hvorfra de fordeles på de enkelte ynglepladser. I de seneste ca 15 år har Klægbanken været den eneste betydende yngleplads i fjorden udover Tipperne.

Tidligt i undersøgelsesperioden (1928-1957) ynglede der også mange Klyder på Poldene i Nymindestrømmen og på Værnengene. På Poldene i Nymindestrømmen har der været næsten årlige optællinger i undersøgelsesperioden. Bestanden

svingede stærkt mellem 1930 og 1957, fra ganske få ynglepar til næsten 200. En stærkt stigende bestand på Poldene fra det ene år til det næste faldt ofte sammen med en stor tilbagegang på Tipperne (f.eks. 1933 til 1934 og 1946 til 1947; Fig. 23). Efter 1957 har Klyden været en fåtallig og uregelmæssig ynglefugl i Nymindestrømmen, måske på grund af stigningen i sommervandstanden i fjorden (Meltofte 1987), der vanskeliggør fouragering.

Fra Værnengene er der kun ynglefugletal fra 1920'erne og 1930'erne og fra enkelte år i 1970'erne og 1980'erne. Tidligt i århundredet ynglede der op til 200-400 par. Sidste optællingsår var 1934 med 194 ynglepar (Tåning 1936, Tipperdagbøger). I løbet af de næste 35 år synes Værnengene at have ændret sig, så det ikke længere var et attraktivt yngleområde; i syv optællingsår i 1970'erne og 1980'erne fandtes kun mellem 0 og 25 ynglepar.

Fra Klægbanken er der kun optællinger fra 1932 og 1933 og fra 16 år i perioden 1974-1992. Også her varierede antallet af ynglepar fra år til år, ofte sammenfaldende med modsatte bestandsændringer på Tipperne. Fra 1931 til 1932 gik ynglebestanden på Tipperne ned med 170 par (fra 342 til 172), og derfor eftersøgte arten andre steder i fjorden. På Poldene i Nymindestrømmen fandtes 110 par, på Klægbanken 150 par (Tåning 1936). I 1933 steg Tipperbestanden med 229 par; på Poldene i Nymindestrømmen og Klægbanken ynglede dette år kun hhv. 53 og 3 par, altså en tilsvarende nedgang på godt 200 par (Tåning l.c., Tipperarkivet). En lignende sammenhæng ses for 1974-1992 (Fig. 24).

Det ovenstående underbygger, at bestanden i Ringkøbing Fjord fungerer som en sammenhængende bestand. Der må dog også være en vis, men

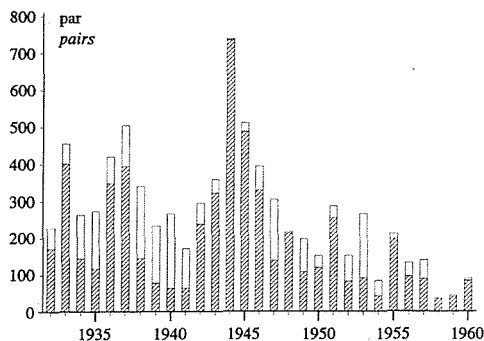


Fig. 23. Klyde. Optalte ynglepar på Tipperne (skraverede søjler) og Poldene i Nymindestrømmen (åbne søjler) 1932-1960.

*No. of Avocet pairs counted on Tipperne (hatched bars) and on the islands "Poldene in Nymindestrømmen" a few km south of Tipperne (open bars), 1932-1960.*

tilsyneladende ikke særlig stor, udveksling mellem denne bestand og Vadehavsbestanden, da der er set enkelte farvemærkede Klyder på Tipperne, der er farvemærket som ynglefugle i det tyske Vadehav ved Husum (Sabine Dietrich & Hermann Hötker pers. medd.)

Fra i starten af 1930'erne at have udgjort ca 45% af den danske Klyde-bestand er Tipperbestandens relative betydning faldet til i det seneste tiår at udgøre i størrelsesordenen 10-15%. Den samlede vesteuropæiske bestand vurderes i 1986 at være på ca 20.000 par (Piersma 1986), og af denne udgør Tipperbestanden i dag 2-2,5%. Reservatet er således af international betydning for arten.

### Habitatvalg

Som redehabitat vælger Klyden vegetationsløse flader eller områder med meget kort, åben vegetation (Glutz von Blotzheim et al. 1977, Bie & Zijlstra 1985). Redestedet ligger normalt tæt på vade-flader, hvor ungerne straks efter klækningen kan søge føde. Det kan være pander og loer inde på kortgræsset strandeng eller større vade-flader i laguner eller ved kysten.

På Tipperne yngler Klyderne på de kortgræsede enge nær kysten eller i tilknytning til større pandeområder og på små polde midt på vaden (Tåning 1936, diverse ynglefuglerapporter). Hvor der findes rovpattedyr, undgår Klyderne områder, hvor højere vegetation forhindrer et vidt udsyn under rugningen, og arealet af anvendelig enghabitat på Tipperne indskrænkedes derfor stærkt fra midt i 1950'erne til midt i 1970'erne.

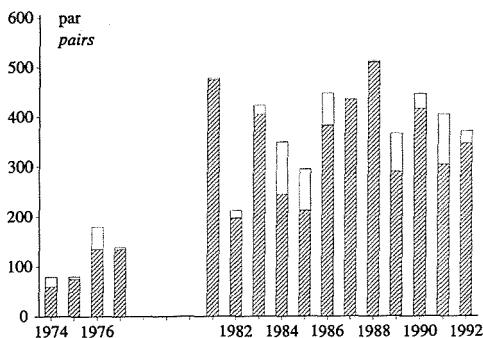


Fig. 24. Klyde. Optalte ynglepar på Tipperne (skraverede søjler) og Klægbanken (åbne søjler) 1974-1992. År uden tællinger på Klægbanken er ikke medtaget. No. of Avocet pairs counted on Tipperne (hatched bars) and on the island Klægbanken 11 km north of Tipperne (open bars), 1974-1992. Years without counts on Klægbanken are excluded.

### Tætheder

På de bedst beliggende ynglepolde kan Klyde-rederne ligge meget tæt. På den østligste og den sydøstligste pold øst for Oprøden, der begge næppe er 50 m<sup>2</sup>, er optalt op til hhv. 44 og 64 reder (Thorup 1990b). Her ligger rederne ofte med mindre end en halv meters afstand (pers. obs.).

Hvor Klyderne ikke er presset sammen på små polde, er yngletætheden ikke nær så stor. På Fuglepold er der fundet op til knapt 400 par ynglende på ca 35 ha eng, og f.eks. i 1988 var der i den største koloni på Fuglepold ca 225 reder på lidt over 1 ha (Thorup 1991).

### Ynglesucces

Der er meget få systematisk indsamlede data om Klydernes ynglesucces. Tåning (1936, 1941) nævner, at rederne oftest lægges nær vandlinien, hvor de er i fare for oversvømmelse. I Tipperdagbøgerne er der ofte berettet om oversvømmelser af Klyde-kolonier, og fra hele undersøgelsesperioden er der beretninger om måge- og ræveprædation af rederne. Men det er umuligt ud fra disse oplysninger at danne sig et billede af oversvømmelsernes og prædationens omfang og betydning.

Det vides dog, at ræve nogle år tvang Klyderne væk fra deres traditionelle ynglesteder. På Tipperpold, f.eks., var der 415 reder i 1945 og 200 reder i 1946, men efter at en lokal rævegrav blev beboet i 1947, forsøgte kun fem par at yngle her dette år. Fuglepold var rævefri i maj i 1988 og 1990, og her fandtes der hhv. 366 og 288 Klydepar. I 1989 og 1991 var der derimod ræv på øen i maj, og da fandtes kun hhv. 80 og 100 par (Thorup 1990b, 1991, Kjeldsen 1992, Hansen & Kjeldsen 1994).

I forbindelse med de standardiserede totaltællinger er de synlige Klyde-unger ude på vaden blevet optalt i 1984-1992. Det maksimale antal registrerede unger kan benyttes som et udtryk for ynglesuccessen (Tab. 14). Antallet af synlige unger afhænger dog også af andre forhold end antallet af unger, som f.eks. vandstand, prædatorer og observatørernes koncentration om emnet. I 1984 blev der således ved en målrettet indsats fundet og ringmærket 140 unger, mens der højst sås 48 unger på en totaltælling. Det er dog næppe karakteristisk, at der kan findes tre gange så mange større unger, som der maksimalt optælles på en totaltælling, og resultaterne (Tab. 14) svarer til det generelle indtryk, ynglefugletællingerne har haft af ynglesuccesen de pågældende år (diverse ynglefuglerapporter, pers. obs.). De årlige udsving er store og afspejler de ynglende Klyders store sårbarhed over for rovpattedyr, vandstande og klimaet under ungerens opvækstperiode.

Tab. 14. Klyde. Maksimalt antal optalte unger på totaltællinger på Tipperne 1984-1992 og optalte ynglepar det pågældende år (Christensen 1984a, Thorup 1990b).

*Avocet. The annual maximum number of chicks counted during standardized counts on Tipperne 1984-1992, and number of recorded pairs.*

	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1991	1992
Maksimalt antal optalte unger <i>Max. number of chicks</i>	48	127	417	130	116	238	8	81
Ynglepar <i>Pairs</i>	245	213	383	435	510	290	304	346
Unger pr ynglepar <i>Chicks per pair</i>	0,2	0,6	1,1	0,3	0,2	0,8	0,03	0,2

Hötker (i foredrag 1997) har sammenstillet ynglesuccessen i en række yngleområder, og fandt en tæt sammenhæng mellem ynglesuccessen på Tipperne og i det tyske Vadehav. Denne sammenhæng underbygger, at vejrforhold har større indflydelse end lokale prædationsforhold.

I årene 1975-1991 er ynglesuccessen vurderet i de årlige ynglerapporter. Her ses et vist sammenfald mellem ungeproduktionen og bestandsændringen to og tre år senere (Klyden bliver yngle-dygtig i en alder af to eller tre år; Cadbury & Olney 1978, Hill 1986). Sammenhængen er tydelig for 7 af de 13 undersøgte år og nogenlunde klar yderligere et år. Dette på trods af, at Klyden er meget lidt stedtro over for sit fødested (Cadbury & Olney l.c., Hill l.c., H. Hötker pers. medd.).

### Tipperne som ynglested for Klyden

Et optimalt ynglested for Klyde har begrænset prædation, tilgængelige vadeflader for ungerne i opvækstperioden, tilstrækkelige fødemængder i området for voksne og unger og en redehabitat med tilstrækkeligt udsyn for de rugende fugle i nærheden af vaden og beliggende over maksimalt højvande.

Flyvende prædatorer er normalt ikke af afgørende betydning for Klyden, i hvert fald ikke i rugetiden. Hvis blot kolonien er stor nok, vil Klydernes størrelse og aggressive adfærd begrænse prædationen. Engelske Klyde-kolonier beliggende ved større Hættemåge-kolonier blev dog præderet ret voldsomt (Cadbury & Olney 1978, Hill 1986), og mågeprædation kan have været af betydning på Tipperne frem til starten af 1950'erne. Desuden kan Tårnfalk være en betydende prædator på Klyde-unger (Hill l.c.), og en enkelt specialiseret Tårnfalk stod et år for ca 20% af den totale ungedødelighed i marais d'Olonne (Watier & Fournier 1980).

Placeringen af beboede rævegrave bestemmer hvor og hvor mange Klyder, der kan yngle i et område. Som nævnt boede en rævefamilie i 1947 midt i det område, hvor hovedparten af Klyderne de fo-

regående år havde ynglet, og niveauet fra årene 1944-1946 blev først nået igen mange år senere. 1952 var ifølge Tipperdagbøgerne det første år, hvor der yngledes to rævefamilier på reservatet. Nedgangen i Klyde-bestanden fra 1951 til 1952 var på godt 150 par, og bestandsgennemsnittet 1952-1959 var på 85 par mod 167 par i 1947-1951. Nedgangen er statistisk signifikant ( $U=3$ ;  $p<0,05$ , Mann-Whitney U-test). Bestandsnedgangen gennem anden halvdel af 1940'erne og 1950'erne skete i ryk og kan godt være foranlediget af flytninger i og ændringer af rævebestanden. Fra sidst i 1950'erne voksede hele arealet til og levnedede ikke mange ynglesteder for Klyden. På dette tidspunkt havde prædationen vel kun en sekundær betydning for den fortsatte bestandsnedgang, mens manglen på egnet ynglehabitat var afgørende.

De seneste 10-15 år er Klyde-bestanden favoriseret af, at der er dannet små øer på vadefloden, hvor slåningen bibeholder en kort vegetation. I vinteren 1980/81 fik et større engområde med lav vegetation på Fuglepold nærmest østatus ved, at der blev gravet en dyb kanal gennem en dæmning til fastlandet. Da mellem 40% og 75% af de ynglende Klyder de seneste 15-20 år har ynglet på Fuglepold, har det stor betydning for yngleresultatet, om der bor ræv på øen eller ej i fuglenes rugetid. De seneste 11 år (1982-1992) har der kun boet ræv i hele yngletiden i 1991, mens der i 1985 og 1989 var ræv på øen i Klydernes etableringsfase.

I de sidste 20 år har prædationen dog ikke været af afgørende betydning for yngleresultatet. I årene 1975-1991 var ynglesuccessen dårlig i syv sæsoner, men ikke et eneste år var prædationen eneårsag. I seks af årene var der tale om dårligt vejr og/eller voldsomme oversvømmelser, i det syvende (1977) angives kreatur nedtrampning som hovedårsag til den manglende ynglesucces. Og trods dårlig ynglesucces i 7 af 17 ynglesæsoner har bestanden gennem hele perioden været i stigning.

Mens det er simpelt at registrere en høj vandstands betydning for klækningssuccessen, er det langt sværere at registrere vandstandens betydning



Klydeungernes bedste fourageringsområder er blottede vadeflader, og ved lavvande har Tippetvaderne plads til 1000 ungefamilier. Høje vandstande giver derimod problemer. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

for Klyde-ungernes fourageringsmuligheder. I områder med begrænsede føderessourcer oprettholder hvert forældrepar mobile fødeterritorier, hvor andre ungefamilier holdes borte (Adret 1983, 1984, Sueur 1985, Claireaux & Yésou 1986, Yésou & Girard 1988, Salvig 1990). På Tipperne er en sådan intraspecifik territorialitet også konstateret (Salvig l.c.). 90% af de ikke-flyvefærdige unger går på vadeflader, hvor vandstanden er lavere end 1,5 cm (Claireaux & Yésou l.c.). På Tipperne er arealet af sådanne vadeflader meget afhængig af fjordvandstanden. Vadefladerens niveau er aldrig blevet præcist kortlagt, men arealet af blotlagte vadeflader varierer fra i størrelsesordenen 200-300 ha ved en vandstand på 20 cm over DNN, mens der kun er ganske få ha ved en vandstand på 30-35 cm over DNN (denne undersøgelse).

Et fourageringsterritoriums størrelse afhænger af ungerens alder, kuldets størrelse og fødens rigelighed. Salvig (1990) fandt på Tipperne territoriestørrelser på fra 250 m<sup>2</sup> til 3000 m<sup>2</sup>, mindst for kuld med næsten nyklækkede unger. Hvis 1-2000 m<sup>2</sup> sættes som en gennemsnitlig territoriestørrelse, er der ved vandstande på 30-35 cm over DNN næppe plads til mere end 10-30 ungefamilier på Tippetvaderne, mens der ved vandstande på ca 20 cm over DNN er plads til over 1000 ungefamilier. Det er sandsynligt, at de senere års forsøg med

højere vandstand i Ringkøbing Fjord i yngletiden (som beskrevet i vandstandsafsnittet; Fig. 4 & 5) indebærer en risiko for stærkt forringede overlevelsesmuligheder for Klyde-ungerne og på længere sigt for bestanden i området.

### Stor Præstekrave *Charadrius hiaticula*

I den første del af undersøgelsesperioden ynglede der enkelte par på Tipperne; 3-4 par i årene 1928-1931 og 1-3 par årligt i årene 1940-1949.

I Tipperdagbøgerne er redestedet angivet for i alt 11 af de 29 reder, der er fundet i perioden. De lå alle på menneskeskabte, vegetationsløse flader. Især fandtes præstekraverederne på grusvejene i området (der ikke var nær så befærdede i yngletiden som i dag), men også ved "havneanlægget" i Tipperhavnen og i en "grusgrav" ved Tipperhuset blev der fundet præstekravereder. Præstekraverne lagde æg i maj, og ynglefuglene forsvandt fra området efter ungerens opvækst mellem ca 5. og 20. juli (Tåning 1936, 1941).

Tipperne har næppe i undersøgelsesperioden haft naturlige velegnede områder for ynglende Store Præstekraver. De hører hjemme i et landskab, hvor vegetationsløse flader veksler med områder med lav vegetation (Glutz von Blotzheim et al. 1975).

### Vibe *Vanellus vanellus*

Viben var en almindelig ynglefugl på Tipperne i hele undersøgelsesperioden. Bestanden har de fleste år ligget på i størrelsesordenen 100-150 ynglepar. Den var noget mindre i de allerførste år og i slutningen af 1960'erne og starten af 1970'erne, hvor vegetationen på engene mange steder var blevet for høj og kraftig for Viberne. De seneste år er bestanden steget til omkring 200-275 par.

Viben har stadig store bestande i landbrugslandskabet i Danmark. Ekstensivt drevne engområder som Tippeternes er dog Vibens kerneområder. Her findes de største tætheder, og det er også her fuglene har god ynglesucces (Ettrup & Bak 1985, Berg et al. 1991a, 1991b).

### Ynglefænologi

Der er et stort materiale om Vibens ynglefænologi på Tipperne. 1928-1947 ringmærkedes 403 ungekuld. Ungerne var i gennemsnit noget ældre ved ringmærkningen end f.eks. de ringmærkede unger af Stor Kobbersnepe, Brushane og Rødben, og aldersangivelserne i ringmærkningsarkivet er derfor næppe helt præcise. Nogle dages usikkerhed forstyrrer dog ikke det generelle billede af ynglefænologien (Fig. 25). 1985-1992 blev der fundet 676 Vibe-reder på Tipperne. For 158 kendes fuldægning- og/eller klækkedato ret præcist, mens datoen kendes med en margin på 3-10 dage for yderligere 111 reder (Fig. 25).

For at gøre de to sæt data sammenlignelige kan ægkuldene fra 1985-1992 omregnes til "reder med succes" ved anvendelse af den daglige overlevelsesrate i hver delperiode (Tab. 15). Efter denne korrektion for den større prædation tidligt på ynglesæsonen ses Viben at have haft samme ynglefænologi gennem hele undersøgelsesperioden.

Ud fra ringmærkningsdata viste Beintema et al. (1985), at Viben i dag gennemsnitligt yngler to-tre uger tidligere, end den gjorde i 1920'erne i det meste af Holland. Materialet er primært indsamlet i

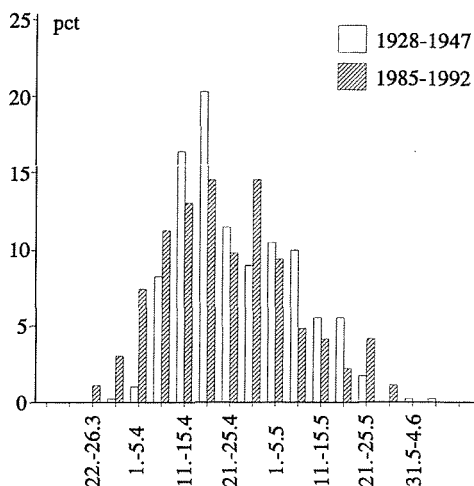


Fig. 25. Vibe. Æglægningsstart på Tipperne (5-dages perioder) for 403 ungekuld ringmærket 1928-1947 og 269 ægkuld fundet og kontrolleret 1985-1992. Ved tilbage-regning er anvendt en rugetid på 28 dage og en æglægningsperiode på 5 dage (Cramp & Simmons 1983, Ettrup & Bak 1985).

*Lapwing. Start of laying on Tipperne (5 day periods) for 403 broods ringed in 1928-1947 and 269 controlled nests 1985-1992. Calculated using a laying period of 5 days and an incubation period of 28 days.*

agerlandet, hvor der har fundet en voldsom intensivering af landbrugsdriften sted, f.eks. med omfattende dræning og brug af store mængder af kunstgødning. At en tilsvarende ændring af fænologien ikke har fundet sted på Tipperne i samme periode underbygger, at ændringen primært skyldes disse ændringer af landbrugsdriften fremfor f.eks. en mere generel ændring af forårsklimaet.

Ettrup & Bak (1985) undersøgte Vibens ynglefænologi i Danmark ud fra det samlede danske ringmærkningsmateriale 1924-1978 og ud fra egne data. Undersøgelsen skelnede ikke mellem intensivt og ekstensivt udnyttet agerland. De fandt

Tab. 15. Vibe. Hovedperiode (centrale 80%) og mediandato for æglægningsstart på Tipperne, for ringmærkede ungekuld 1928-1947, for ægkuld kontrolleret 1985-1992, og for disse efter omregning til "ægkuld med succes" (beregnet ud fra gennemsnitlige redeoverlevelser, Tab. 20).

*Lapwing. Main period (central 80%) and median date of start of laying on Tipperne, of ringed broods 1928-1947, of egg clutches 1985-1992, and of the "successful" proportion of these clutches (estimated from survival rates in different parts of the incubation period, Tab. 20).*

	Hovedperiode Main period	Mediandato Median date	n
1928-1947 (Ungekuld Broods)	11.4 - 13.5	22.4	403
1985-1992 (Ægkuld med succes Successful clutches)	11.4 - 15.5	26.4	269
1985-1992 (Alle ægkuld All clutches)	4.4 - 12.5	20.4	269



en hovedperiode for æglægningsstart fra ca 2. april til ca 15. maj med median ca 21. april (efter Etrup & Bak l.c.). Denne fænelogi svarer til forholdene på Tipperne. Dog er der på Tipperne færre unger fra ægkuld startet i de første 10 dage af april.

En undersøgelse ved Tjæreborg i Sydvestjylland 1988-1989 viste Vibernes ynglefænelogi i intensivt udnyttet agerland tæt på Vadehavet (M. B. Pedersen unpubl.). Landbrugsdriften medfører et stort antal omlæg, men sammenlignes fænelogien for førstekuld (startet før 5. maj), var hovedperioden for æglægningsstart ved Tjæreborg 27. marts - 29. april mod 31. marts - 2. maj på Tipperne i 1988-1989. Mediandatoen på Tipperne var 16. april, ved Tjæreborg 2. april. Den 14 dage tidligere mediandato i agerlandet svarer til de to til tre uger tidligere, Viberne er fundet ynglende i agerlandet i Holland i forbindelse med intensiveringen af landbruget.

Da Viben starter sin ynglen så tidligt, er den mere påvirket af det tidlige forårsklima (bl.a. Kooiker 1993) end de øvrige vadefuglearter på Tipperne. Temperaturen er afgørende for, hvornår aktiviteten hos engenes invertebrater starter (Rundgren 1975, Nordström 1975) og dermed for, hvornår f.eks. regnorme bevæger sig op i de øverste jordlag og giver Viben fourageringsmuligheder i yngleterritoriet. Högstedt (1974) fandt således en signifikant sammenhæng mellem tidspunktet for æglægningsstart i en Vibe-bestand i Skåne og biomassen af regnorme i de øverste 10 cm af engjorden i Vibernes territorium i april. Forårsklimaet ses da også at påvirke tidspunktet for Vibernes ynglestart på Tipperne. Ynglesæsonerne 1985, 1986 og 1987 var efter isvintre, hvor der var is på Ringkø-

bing Fjord langt hen i marts, og jordskorpen var ligeledes frosset til ind i marts måned, mens ynglesæsonerne 1988-1992 alle var efter milde vintre. I 1985-1987 var hovedperioden for æglægningsstart 11. april - 15. maj (n=88), i 1988-1992 2. april - 12. maj (n=181), og mediandatoen var 1985-1987 23. april, i 1988-1992 19. april. Fuglene starter altså lidt tidligere i milde/tidlige forår end i mere kølige/sene forår. Dette stemmer overens med, at danske Vibe-unger i gennemsnit mærkes 5-8 dage tidligere i tidlige forår end i sene (Etrup & Bak 1985).

### Optællingsmetodernes dækningsgrad

1928-1963 optaltes Vibe-bestanden ved redefund. Da Viberne starter æglægningen før de øvrige ynglefugle på engene, lå den årlige redeeftersøgning sent i Vibens ynglecyclos for at ramme midt i rugetiden for hovedparten af de øvrige arter. Ved en redeeftersøgning jævnt fordelt i perioden 21. maj - 9. juni (Fig. 6) havde i gennemsnit 40% af Viberne reder med æg (Tab. 16). Der er dog blevet optalt en væsentlig større andel af Viberne end disse 40%, da der de fleste år blev ledt efter Vibereder fra begyndelsen af april (Tipperdagbøgerne). Det er ikke angivet, hvor stor en andel af det samlede antal reder, der er fundet før redeeftersøgningerne, men pga. Vibe-redernes ret åbne placering vurderes, at mellem en tredjedel og halvdelen af de tidlige reder er blevet fundet. Også en del af de allerede klækkede reder må være blevet fundet under den generelle redeeftersøgning, måske op til halvdelen. Ud fra disse overvejelser antages 65-85% af de ynglende Vibe-par at være blevet optalt i perioden, nogle år måske en del færre, og næppe nogensinde flere.

Tab. 16. Hvordan tidspunktet for redeeftersøgningerne 1928-1964 (Fig. 6) lå i forhold til ynglecyclos hos de fem vigtigste vadefuglearter på Tipperne, i hver af de involverede 5-dages perioder, og i gennemsnit for hele redeeftersøgningsperioden samlet. Ynglecyclos er beskrevet ved andelen af et års samlede antal reder der 1) endnu ikke var startet (±), 2) var med æg (x), og 3) allerede var klækket (+).

How the timing of the nest searches 1928-1964 on Tipperne (Fig. 6) fits into the breeding cycle of the most important waders. The breeding cycle is described by the percentage of the total number of nests in a year in which 1) laying was not yet started (±), 2) eggs were present (x), and 3) eggs were hatched (+), in each of four 5 day periods with nest searches, and in the entire nest searching period combined.

	Hele redeeftersøgningsperioden				Entire nest searching period (21.5-9.6)		
	21. - 25.5 ±/x/+	26. - 30.5 ±/x/+	31.5 - 4.6 ±/x/+	5. - 9.6 ±/x/+	Ikke startet Not started	Med æg With eggs	Klækket Hatched
Vibe Lapwing	1/53/46	1/42/58	0/34/66	0/23/77	0%	38%	62%
Alm. Ryle Dunlin	20/70/10	14/60/27	9/50/42	5/36/59	12%	54%	34%
Brushøne Ruff	15/85/ 0	10/85/ 5	6/72/22	3/55/42	9%	74%	18%
Stor Kobbersneppe Bl.-t. Godwit	1/61/39	1/39/61	0/24/76	0/12/88	0%	34%	66%
Rødben Redshank	16/80/ 4	7/79/14	2/71/27	0/61/39	6%	73%	21%



Viben har ynglet almindeligt på Tipperne i hele århundredet. De senere års landbrugsdrift, ideel for de mere sårbare engfugle, har også medført en fordobling af Vibe-bestanden. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

1964-1971 optaltes uden anvendelse af en standardiseret metodik, og det er svært at sige noget om dækningsgraden. Bestanden var dog temmelig lille i disse år, og da Viben er en forholdsvis iøjnefaldende fugl, har dækningen næppe været væsentligt ringere end i de foregående år. 50-75% af bestanden skønnes at være blevet optalt i perioden.

1972-1984 blev bestanden optalt under tre gennemgange af engene i perioden 15. april til 5. maj, hvor alle Viber, der på en eller anden måde udviste territorial adfærd, blev kortlagt. Kriteriet for ynglepar var, at territoriet blev registreret mindst to gange (bl.a. Mortensen 1982). Da mange Viber, især hvis de yngler tæt og har nedsat territorieadfærd, opfører sig meget diskret over for mennesker, er dækningsgraden ved denne kortlægningsmetode langt under 100% (bl.a. Thorup 1986, 1988); den er her anslået til 50-75%. Dækningsgraden har formodentligt været størst tidligt i perioden, hvor bestanden var mindst og derfor mest overskuelig. I 1983, hvor Vibe-bestanden i de tætteste yngleområder på Fuglepold og N. Rad blev opgjort vha. redefund, vurderes dækningsgraden at have været større (65-80%).

1985-1992 blev bestanden fjernkortlagt med teleskop fra tårne, fra biltag (siden 1987) og fra de højeste punkter i landskabet. 1985-1989 blev der

foretaget to hovedkortlægninger i første halvdel af fuglenes hovedrugetid, hvor en gentagen registrering af en "vogterhan" eller et par var kriteriet for et "sikkert par", mens én registrering blev betragtet som et "muligt par". I nogle områder søgtes disse mulige par verificeret ved et eller flere besøg efter hovedkortlægningerne. 1990-1992 blev der kun foretaget én årlig kortlægning i det meste af området (ca 80% af bestanden), og her blev én registrering af en han eller et par benyttet som kriterium for et ynglepar. 1987-1990 blev den tætteste bestand på Fuglepold optalt ved redefeftersøgning, hvorunder der blev fundet op til dobbelt så mange ynglepar, som der kunne findes ved en kortlægning. Fuglepold og enkelte andre områder ligger dog så langt fra veje og tårne, at der er dårlige muligheder for fjernkortlægning af bestanden.

Der er den usikkerhed ved fjernkortlægning, at eventuelle enlige hanner eller par, der ikke skrider til yngel, også bliver talt med som ynglepar. Flere engelske undersøgelser har beskæftiget sig med forholdet mellem antallet af Viber registreret ved fjernkortlægning og det reelle antal ynglepar i et område. Fuller (1981) fandt ved fire besøg i Vibens hovedrugetid, at mellem 62 og 74% af yngleparne dækkedes ved hvert besøg; kriterierne for et ynglepar var stort set de samme som dem, der er anvendt på Tipperne i perioden 1985-1992. Barratt & Barratt (1984) fandt ved to ud af tre besøg i Vibernes rugetid et antal voksne fugle svarende til antallet af ynglepar i et område, hvor bestandsstørrelsen var kendt fra andre mere intensive optællinger. Ved det tredje besøg optaltes kun fugle svarende til halvdelen af antallet af ynglepar.

Ud fra disse undersøgelser og erfaringerne fra Tipperne synes forekomsten af territoriehævdende enlige hanner eller ikke-ynglende par ikke at betyde noget for optællingsresultaterne. Dækningsgraden af optællingerne i perioden 1985-1992 vurderes at have været i størrelsesordenen 70-95%.

### Bestanden

Den optalte såvel som den skønnede bestand på Tipperne er vist i Fig. 26. Mellem 1930 og 1980 ynglede de fleste år mellem 100 og 150 par. I tre perioder var bestanden dog noget lavere: omkring 1930, omkring 1940 og igen omkring 1970. Fra starten af 1970'erne ses en hurtig bestandsstigning frem til sidst i 1980'erne, hvor et nyt niveau på 200-275 synes nået.

Den samlede danske bestand er aldrig optalt, men blev i 1979 skønnet til 30-50000 par (Dybbro 1981). Standardiserede punkttællinger i det danske agerland viser, at bestandsniveauet sidst i 1980'erne kun var på en tredjedel af niveauet midt i

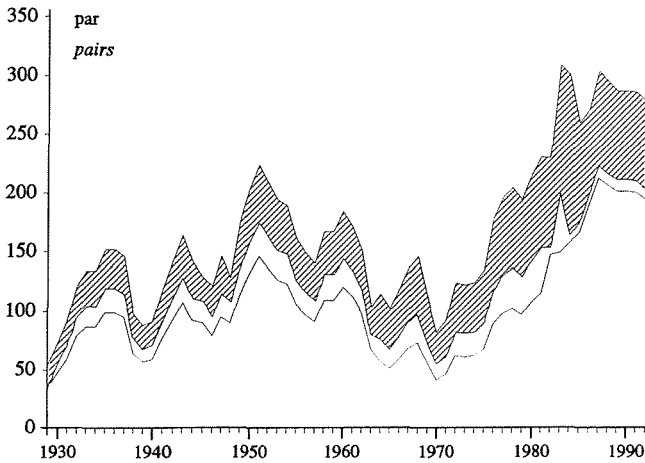


Fig. 26. Vibe. Ynglebestanden på Tipperne 1928-1992: tre-års glidende gennemsnit af den optalte ynglebestand (nederste linie), og et skønnet interval for den reelle bestand (skraverede område). Se iverigt teksten. *Lapwing. The breeding population on Tipperne 1928-1992: a three-year sliding average of the no. of counted pairs (lowermost curve) and the range of the estimated population size (hatched area).*

1970erne (Petersen & Nøhr 1991). Denne nedgang formodes primært at skyldes intensivering af landbruget (Petersen & Nøhr l.c.). Hvordan bestandsudviklingen i samme periode har været på strandenge og ferskenge vides ikke. I tre optalte områder har bestanden været stabil eller er steget lidt: på Tipperne var bestanden i 1976-1979 på ca 160 par, i 1987-1989 på ca 250 par (denne undersøgelse), i reservatet Vejlerne yngede 1978-1979 ca 300 par, i 1987-1989 ca 300-350 par (J. P. Kjeldsen 1990, 1991), og på Skallingen yngede der i 1982-1984 ca 70 par, i 1987-1989 ca 60 par (Christensen & Jakobsen 1991). Den danske Vibe-bestand omkring 1990 skønnes at være på ca 25-35.000 par, da der har fundet en voldsom tilbagegang sted i de dyrkede områder, mens bestandstæthederne i strandengsområder og på ferskenge tidligere synes noget undervurderede (f.eks. Ettrup & Bak 1985, Thorup 1988, denne undersøgelse).

Bestanden på Tipperne udgør i dag ca 1% af den samlede danske bestand.

### Habitatvalg

Hovedkravene til Vibens ynglehabitat er, at der skal være fladt, og at der skal være vegetationsløst eller kun et meget kort vegetationsdække. Vibens habitatvalg er grundigt undersøgt, dog oftest på indlandsenge eller i agerland (f.eks. Klomp 1954, Lister 1964, Berg 1991a).

Møller (1978) undersøgte i 1973-1976 redehabitaten for 70 reder på Tipperne. Viberne yngede i meget kort vegetation: 70% af rederne fandtes i krybhvenesamfund, og vegetationshøjden ved redekanten var lavere end 5 cm for over 60% af rederne, mens den for kun 5% var højere end 10 cm. Ved 90% af rederne var vegetationen inden for 10

meters radius lavere end 10 cm. Stort set alle Viberne fandtes yngende i de områder, hvor den ny-startede vegetationspleje var udført. Der var en lidt større tæthed i de slåede områder end i de kreaturgræssede, men forskellen var ikke signifikant (Møller 1978).

Vibernes foretrukne ynglehabitater på Tipperne blev undersøgt igen i 1981-1983 (Mortensen 1986). Det var nu ikke længere muligt at undersøge forskellen mellem slåede og kreaturgræssede arealer, idet alle slåede områder også blev kreaturgræsset. I udelukkende kreaturgræssede områder fandtes 19,1 par pr km<sup>2</sup>, mens der var 46,2 par pr km<sup>2</sup>, hvor der både blev kreaturgræsset og slået.

Undersøgelsen understregede slåningens betydning for Viben. Især i områder med bevoksning af starrer og kæruld samt visse græsser, som kreaturerne så vidt muligt undgår at æde, er slåning nødvendig for at skabe den kortgræssede habitat Viben foretrækker. Kreaturgræsning er dog også af betydning, fordi slåningen ikke forhindrer kystbræmmerne – Vibe-ungernes foretrukne fourageringsområde, især i tørre forår – i at vokse til, mens kreaturerne (ved nedgræsning og nedtrampning) hindrer kystbræmmebevoksningen i at brede sig indad og i at blive alt for tæt (pers. obs.). Herudover viser en hollandsk undersøgelse (Beintema et al. 1991), at invertebrater tilknyttet komøg udgør en vigtig del af Vibe-ungernes føde.

Der er ikke fundet nogen korrelation mellem Vibe-bestandens tæthed 1928-1967 i forskellige delområder og disses relative kystlængde (Møller 1978). Afstanden fra hovedparten af Tipperengene til kystbræmme eller til dybere loer er da også så lille, at Viberne hurtigt kan føre ungerne hertil. Desuden har Stormmågerne især ynglet langs ky-

Tab. 17. Vibe. Bestandstæthed på græssede engområder med (N. Rad og Fuglepol) og uden årlig slåning på Tipperne 1986-1989 (efter Thorup 1988, 1990a,b, Seeberg 1991).  
*Lapwing. Densities of territories on Tipperne 1986-1989 in grazed fields with, and without, annual mowing.*

Slåningsfrekvens <i>Mowing rate</i>	Areal (ha) <i>Area (ha)</i>	Optalt bestand (par $\pm$ SD) <i>No. of mapped pairs <math>\pm</math> SD</i>	Tæthed (par km <sup>-2</sup> ) <i>Density (pairs km<sup>-2</sup>)</i>
Årlig slåning <i>annual mowing</i>	100	66 $\pm$ 9	66 $\pm$ 9
Øvr. drift <i>other management</i>	430	133 $\pm$ 11	31 $\pm$ 3

sten og har holdt Viberne væk herfra. Vibernes præference i forhold til relativ kystlængde 1985-1992 kan dårligt undersøges, da de delområder, der har den relativt længste kyst (især N. Rad og Fuglepol), også er de, hvor der har været foretaget den mest regelmæssige slåning.

### Tætheder

Den fundne tæthed af ynglende Viber varierede i 1928-1977 mellem ca 5 og 31 par pr km<sup>2</sup> (Møller 1978). Da dækningsgraden ved optællingerne har været noget under 100%, har bestandstætheden formodentlig ligget mellem ca 10 og 40 par pr km<sup>2</sup>. Møller (l.c.) opdeler perioden i tre og opererer med ni delområder; de højest registrerede yngletætheder var på 29-32 par pr km<sup>2</sup>, alle fra årene 1947-1961.

1986-1989 ynglede ca 225-275 par, hvoraf under 10 par i områder stort set uden ynglehabitat som kontrolområdet på Store og Lille Tipper og rørsumparealerne på Tipperpol og i Optrøden (i alt ca 160 ha). De øvrige 215-265 par ynglede på ca 530 ha; en gennemsnitlig tæthed på 41-50 par pr km<sup>2</sup>. Tæthederne varierede en del og var mere end dobbelt så høje i de områder, der blev slået årligt, som i de øvrige engområder (Tab. 17).

Bestandstætheder på Tipperne på op til 20-30 par pr km<sup>2</sup> blev i 1970'erne opfattet som høje (Møller 1975c, Møller 1978), da de var de højeste, der var registreret i Danmark. Andre angivelser fra denne periode er 11 par pr km<sup>2</sup> på inddigede engområder i Vejlerne (Hald-Mortensen 1972) og 6 par pr km<sup>2</sup> på strandenge på Læsø (Møller 1975c).

Siden er der fundet væsentligt højere bestandstætheder flere steder ved intensive Vibe-studier, måske især pga. forbedrede optællingsmetoder. Således fandtes ved Limfjorden 80-110 par pr km<sup>2</sup> på ekstensivt græsset strandeng ved Aggersund 1977-1979 (Ettrup & Bak 1985), 76-83 par pr km<sup>2</sup> på ekstensivt græsset strandeng med væld ved Løgstør 1978-1979 (Ettrup & Bak l.c.) og 51 par pr km<sup>2</sup> på græsset strandeng og strandsump ved Handbjerg Strand 1984 (Thorup upubl.). Ligeledes er der på græsferner i de ydre koge i Tøndermarsken fundet tætheder mellem 20 og 90 par pr km<sup>2</sup>

i 1979-1988 (Gram et al. 1990) med de største bestande i fugtige forår.

Bestandstætheder på Tipperne (Tab. 17) viser, at området generelt er en god Vibe-habitat, især hvor der slås regelmæssigt, men tæthederne er ikke unikke. Fuglepol synes dog at være et optimalt område for Viberne. Her er registreret tætheder på over 125 par pr km<sup>2</sup> i de bedste yngleår 1983 og 1988 (Mortensen 1984, Thorup 1991).

Den største bestandstæthed overhovedet er fundet i det "konstruerede" landskab Kievitslanden ("Vibeland") på Flevoland i Holland. Dette er et 85,5 ha inddiget område med fuldstændig kontrol over vandniveau, og terminerne for kreaturgræsning og slåning er tilpasset ynglefuglenes ynglecycclus. I løbet af den første tiårs periode efter skabelsen af området opnåedes en yngletæthed på op til 350 Vibe-par pr km<sup>2</sup>, hvor der var kreaturgræsset, og på ca 200 par pr km<sup>2</sup>, hvor der kun var høslæt. Herefter faldt bestanden igen, angiveligt fordi fuglene overudnyttede fødegrundlaget, og nåede 14 år efter områdets dannelse et ret stabilt niveau på omkring 125 par pr km<sup>2</sup> (Zijlstra 1990).

### Ynglesucces

Der foreligger meget få data om Vibernes ynglesucces på Tipperne før midt i 1970'erne. Fra hele undersøgelsesperioden er det nu og da i Tipperdagbøgerne nævnt, at et antal reder er blevet præderet af pattedyr eller fugle, men der kan ikke herudfra gives nogen vurdering af prædationstrykket på Vibe-rederne gennem årene.

Fra 1977 til 1992 er der indsamlet en del data om Vibernes ynglesucces i rugetiden, mens der heller ikke fra denne periode vides noget om ungeoverlevelsen. I 1977 kunne 61 reder (af 69 fundne) følges til efter rugetidens ophør. 33 (54%) klækkede, hele 23 (38%) fandtes nedtrampede af kreaturer, 4 (7%) blev forladt og kun 1 (2%) blev præderet (Rønnest 1978). I 1982 blev 58 reder (af 86) fulgt til efter rugetidens ophør; 28 (48%) klækkede, 4 (7%) blev nedtrampet af kreaturer, 9 (16%) blev præderet, mens 17 (29%) blev forladt (Mortensen 1982). Disse to ynglesæsoner har næppe været typiske for årene fra plejeprojektets start

Tab. 18. Vibe. Skæbnen for 437 reder i kreaturfrie fenner på Tipperne 1985-1992 kontrolleret efter rugetidens ophør. *Lapwing. Fate ("apparent hatching success") of 437 nests on Tipperne 1985-1992. Data from fields without cattle, only.*

År Years	Antal reder No. of nests	Klækket Hatched	Præderet Predated	Oversvømmet Flooded	Forladt Deserted
1985-1992	437	303 (69,3%)	26 (28,8%)	6 (1,4%)	2 (0,5%)
1991	41	18 (44%)	22 (54%)	0	1 (2%)
1985-1990 & 1992	396	285 (72,0%)	104 (26,3%)	6 (1,5%)	1 (0,3%)

frem til 1984; i de fleste ynglefuglerapporter vurderes ynglesuccesen at have været væsentligt bedre.

Af 676 Vibereder fundet 1985-1992 er 437 kontrolleret til efter rugetidens ophør, alle i kreaturfrie fenner (Tab. 18). Det ses, at mere end to ud af tre reder er klækket. Ynglesæsonen 1991 afveg ved at have en væsentligt lavere klækningsprocent; dette år var forholdsvis mange af rederne tidlige, og disse har en væsentligt lavere overlevelse (se senere). Desuden blev alle fundne Vibe-reder på Fuglepod præderet, vel primært af den fastboende ræv her.

Ved anvendelse af Mayfield-metoden (Mayfield 1961, 1975, se metodeafsnit) fås et mere reelt billede af den gennemsnitlige klæknings succes i fennerne uden kreaturer (Tab. 19). Den gennemsnitlige succes pr rede er på lidt over 50%, svingende mellem knap 30% (1991) og godt 80% (1987).

I Tab. 19 er redernes gennemsnitlige daglige overlevelse gennem hele ynglesæsonen angivet. Der er imidlertid stor forskel på redernes overlevelseschance på forskellige tidspunkter af sæso-

nen (Tab. 20). Således er redetabsraten mere end ti gange større i perioden før 20. april end i perioden 16.-31. maj. Det kunne derfor se ud som om, det var u hensigtsmæssigt for Viberne overhovedet at starte æglægningen før en gang efter 1. maj, med mindre ungeoverlevelsen er dårligere sent på sæsonen. To undersøgelser af Vibe-ungernes overlevelse fra klækning til flyvefærdighed i forskellige perioder af ynglecycklus kommer til delvist modsatte resultater. Galbraight (1988a) fandt en drastisk faldende ungeoverlevelse i slutningen af ynglesæsonen på græsland i Skotland. Af de sidste 8% af de klækkede unger (kuld med æglægningstart efter 15. maj) overlevede ingen, mens der ikke var forskel på ungeoverlevelsen i den øvrige yngleperiode. Beintema (1991d) fandt ved en analyse af hollandske ringmærkningsdata fra 1976-1985, at ungeoverlevelsen var lavest i den første fjerdedel af ynglecycklus og også en lille smule lavere end gennemsnittet i den sidste fjerdedel. Forskellen mellem de tidligste kuld og resten var størst i tørre forår. Forskellen mellem de skotske og de hollandske resultater kan skyldes, at der i det skotske undersøgelsesområde skete en hurtigere

Tab. 19. Vibens ynglesucces på Tipperne. Gennemsnitlig daglig overlevelsrate og beregnet klæknings succes for 510 kontrollerede reder i kreaturfrie fenner 1985-1992. Beregningsmetode efter Mayfield (1961,1975). Der er anvendt en æglægningsperiode på 5 dage og en rugetid på 28 dage (Cramp & Simmons 1983, Etrup & Bak 1985). *Lapwing. Daily survival rate and expected hatching success of 510 controlled nests on Tipperne 1985-1992 (fields without cattle, only). Calculations according to the Mayfield-method. Laying period assumed to be 5 days and incubation period 28 days.*

År Years	Rededage Nest days	Redetab Losses	Daglig overlevelsrate Daily survival rate	Klæknings succes (%) Hatching success (%)
1985	434	7	0,9839	59
1986	1066	13	0,9878	67
1987	644	4	0,9938	81
1988	1466	22	0,9850	61
1989	596	12	0,9799	51
1990	1094	26	0,9762	45
1991	550	21	0,9619	28
1992	736	13	0,9823	56
1985-1992	6585	118	0,9821	55
1985-1990 & 1992	6036	97	0,9839	59

Tab. 20. Vibens ynglesucces på Tipperne. Gennemsnitlig daglig overlevelseshastighed i forskellige delperioder af rugetiden for 510 kontrollerede reder i kreaturfrie fælder 1985-1992. "Klækningstal" angiver andelen af rederne, der ville klække, hvis den pågældende daglige tabrate havde været konstant gennem hele ægtiden (33 dage).

*Lapwing. Daily survival rates in different parts of the incubation period on Tipperne 1985-1992 (fields without cattle, only). The "hatching probability" is the proportion of nests surviving till hatching, if the survival rate were constant throughout the egg period (33 days).*

Periode <i>Period</i>	Rededage <i>Nest days</i>	Redetab <i>Losses</i>	Daglig overlevelseshastighed <i>Daily survival rate</i>	Klækningstal <i>Hatching probability</i>
→ 20.4	482	34	0,9295	0,089
21.4 - 5.5	1540	36	0,9766	0,458
6. - 15.5	1574	20	0,9873	0,656
16. - 31.5	2007	11	0,9945	0,834
1.6 →	983	17	0,9828	0,562

udtørring af jorden, end i det hollandske, hvad der vanskeliggør eller umuliggør ungerens fødesøgning. Hvis det er forklaringen, må ungeoverlevelsen på Tipperne mest ligne forholdene i Holland, og en større ungeoverlevelse tidligt på sæsonen ser således ikke ud til at kunne forklare Vibernes tidlige start.

At ungeoverlevelsen i Holland ikke falder væsentligt hen på sæsonen tyder på, at kreaturnedtrampning af Vibe-unger ikke er noget alvorligt problem. Det er det derfor næppe på Tipperne heller. Derimod er overlevelseshastigheden for ægkuldene væsentligt ringere efter kreaturudsætning, og disse tab indgår ikke i Tab. 19-20. Der er ingen systematiske data om omfanget af kreaturnedtrampning af reder fra Tipperne, men der findes et omfattende materiale fra Holland (Beintema & Müskens 1987), der inddrager samme type kreaturer som på Tipperne og ved samme græsningstryk må ligne forholdene her. At sammenligningen er berettiget underbygges af, at de registrerede nedtrampningsrater for Almindelig Ryle på Tipperne (Tab. 31) stort set er identiske med de tilsvarende nedtrampningsrater for "forsvarsløse" vadefuglearter i Holland.

Viben lægger gerne om, hvis ægkullet mistes tidligt på sæsonen (bl.a. Klomp 1951), og Klomp fandt eksperimentelt, at hunnerne kunne lægge om op til fire gange. 71% af de Vibe-par, der mistede deres kuld, lagde om på nysået agerland i Midt-sverige (Berg et al. 1991a); tallet på kreaturgræssede enge uden jordforbedring i England var 73% (Baines 1989), og data fra Ettrup & Bak (1985) viser, at mindst 88% af de kuld, der gik tabt før midt i maj på strandengsområder ved Limfjorden, blev lagt om. I flere af disse undersøgelser (Baines l.c., Berg et al. l.c.) var omlægningen meget forskellig i habitater med forskellig vegetationshøjde og struktur, så vegetationsudviklingen er tilsyneladende den vigtigste begrænsning for omlægning.

Vibernes yngleresultat ved forskellige ynglestarttidspunkter i forskellige situationer kan vurderes vha. en model, der indregner omlægningssucces (Tab. 21). Ikke overraskende er det især Viber, der yngler i kreaturernes udsætningsfælder, der har fordel af at starte ynglen tidligt, men også Viber, der yngler i kreaturfrie områder, har iflg. modellen bedre chancer for at klække unger, hvis de starter tidligt. Sandsynligvis starter Viberne så tidligt, som de fysiologisk er i stand til. Det bekræftes af, at perioden fra Vibernes ankomst til æglægningsstarten i Skåne er negativt korreleret med forekomsten af byttedyr i territorierne (Högstedt 1974). Omlægningen skal dog ikke ret meget under 100%, og dødeligheden blandt voksne fugle må ikke forøges ret meget ved gentagne omlægninger, før der ikke er nogen fordel ved at starte tidligt i de kreaturfrie områder.

Der findes kun få sammenlignelige data om Vibernes klækningssucces fra strand- og brakvandsenge. På Tipperne klækkede 68% af de fundne reder, i to strandengsområder ved Limfjorden fandt Ettrup & Bak (1985), at 45% af de fundne reder klækkedes. Den store forskel er dog nok kun tilsyneladende, da Tippertallet ikke indeholder tabene ved kreaturnedtrampning.

Fra vore nabolande er der flere undersøgelser af Vibernes klækningssucces i forskellige habitater beregnet ved "Mayfield-metoden". Hvor ægperioden er angivet, har jeg korigeret den til 33 dage som i denne undersøgelse. På græsland i Midtsverige fandtes en klækningssucces på 66% (Berg et al. 1991a). På dyrket land i samme område fandtes klækningssucces på mellem 8 og 77, afhængigt af landskabsudnyttelsen (Berg et al. l.c.). På kreaturgræssede enge i Skotland fandtes en klækningssucces på 33% (Galbraight 1988a), mens den (for æg i stedet for reder) i England på kreaturgræssede enge uden jordforbedring var 40%, på kreaturgræssede enge med jordforbedring 17% og på

Tab. 21. Hypotetisk ungeproduktion for Viber med forskellige tidspunkter for æglægningsstart. Anvendte parametre: omlægsrate 100% for redetab før 1. maj, 75% 1.-10. maj, 25% 11.-20. maj og 0 herefter; periode mellem tab og start på nyt kuld 9 dage; overlevelseschance for rederne som i Tab. 20; nedtrampningsrater efter Beintema & Müskens (1987) med 4 ungreatorer pr ha.

*Hypothetical annual production of hatched broods per 100 pairs of Lapwings with various dates of start of laying and with and without grazing by a density of four young cattle per hectare. Parameters used: rate of losses relaid: before 1 May 100%, 1 to 10 May 75%, 11 to 20 May 25%, later 0; period between loss and start of a new clutch 9 days; survival rates of nests as in Tab. 20.*

Æglægningsstart <i>Start of laying</i>	Antal klækkede ungekuld fra 100 par <i>Number of hatched broods per 100 pairs</i>		
	Ingen kreaturer <i>No grazing</i>	Kreaturer fra 20. maj <i>Cattle from 20 May</i>	Kreaturer fra 10. juni <i>Cattle from 10 June</i>
5. april	87	76	86
20. april	82	55	79
1. maj	79	29	75

enge med høslæt 28% (Baines 1989).

Hovedparten af Tippeternes bestand yngler i områder, der i dag først berøres af kreaturgræsning et stykke hen i juni måned (Tab. 71, Tab. 72). I størrelsesordenen 50% af Vibe-rederne på Tippetterne klækker, og det betyder, at ca 75-80% af parrene får unger (Tab. 21, Tab. 73). Ynglesuccessen ligger således i den bedste ende, hvad klækningen angår.

Som nævnt savnes data for ungeoverlevelsen fra klækning til flyvefærdighed på Tippetterne. I tre forskellige typer græsland med en klækningssucces noget dårligere end Tippetternes, fandtes en ungeproduktion på hhv. 0,86 (Baines 1989), 0,8 (Galbraight 1988a) og 0,88 (Ettrup & Bak 1985) flyvefærdige unger pr par. Dette menes at være tæt på den produktion, der skal til, for at bestanden er i balance (Baines l.c.).

I den enkelte habitat, hvad enten der var en god og eller dårlig ungeproduktion, fandt Baines (1989), at klækningssuccessen var den mest konstante faktor, mens ungeoverlevelsen varierede

meget fra år til år. Dette antyder, at da Tippetterne normalt har en god klækningssucces, er her sandsynligvis i det hele taget en god ungeproduktion.

#### Kuldstørrelse

Størrelsen af 425 rugede kuld er angivet i Tab. 22. Størrelsen af det rugede kuld behøver imidlertid ikke at svare til kuldstørrelsen på fuldægnings-tidspunktet; en partiel prædation kan have fundet sted inden reden fandtes. Af ca 400 reder kontrolleret mindst to gange, blev delvis prædation registreret i mindst 19 reder (ca 5%), hvor Viberne havde fortsat rugningen. Jo senere i rugetiden kuldstørrelsen er registreret, jo større chance er der for, at reden inden da har været udsat for delvis prædation. For 229 reder kan det afgøres, om kuldstørrelsen blev registreret indenfor de første 7 dage efter fuldægningen eller senere. Kuldene fundet tidligt i rugetiden var i gennemsnit noget større (Tab. 22), og andelen af kuld med færre end fire æg var signifikant større i reder fundet senere end 7 dage inde i rugetiden ( $\chi^2_1=3,94$  (Yates'

Tab. 22. Vibe. Gennemsnitlig kuldstørrelse og andel af 4-ægs kuld på Tippetterne 1985-1992. *Lapwing. Average clutch size and percentage of four-egg clutches on Tippetterne 1985-1992.*

	n	4-ægs kuld <i>Four-egg clutches</i>	Gennemsnitlig kuldstørrelse <i>Average clutch size</i>
Alle fuldlagte kuld <i>All full clutches</i>	425	82,1%	3,80
Kuld startet før 25. april <i>Clutches started before 25 April</i>	175	85,7%	3,82
Kuld startet efter 5. maj <i>Clutches started later than 5 May</i>	55	74,5%	3,64
Kuld fundet senest 7 dage efter fuldægning <i>Clutches found during the first 7 days of incubation</i>	121	88,4%	3,88
Kuld fundet senere end 7 dage efter fuldægning <i>Clutches found after the first 7 days of incubation</i>	108	76,9%	3,72



Vibe-ungerne fouragerer især på de fugtige dele af engen, og i overganszonen mellem enge og pander og loer nyder de godt af kreaturernes nedgræsning af vegetationen. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

kor.),  $p < 0,05$ ). Beregnet ud fra værdierne i Tab. 22 har udgangskuld størrelsen været på ca 3,91 æg (med en daglig reduktion på ca 0,01 æg pr kuld gennem rugetiden). Da yderligere et ukendt antal reder har været udsat for en partiel prædation under æglægningen, er det altså en ganske lille andel af Tippeternes Viber, der lægger færre end fire æg pr kuld.

Ettrup & Bak (1985) fandt en gennemsnitlig kuld størrelse på 3,83 æg for 132 kuld på forskellige strandenge og dyrkede marker i Jylland. I 167 reder i landbrugsland nær Osnabrück i Tyskland fandtes en gennemsnitlig kuld størrelse på 3,79 æg (Kooiker 1987), 121 kuld på græsland i Skotland var på 3,74 æg (Galbraight 1988a), mens 566 kuld på græsland i England var på 3,67 æg (Baines 1989). Ingen af disse undersøgelser forholder sig til omfanget af partiel prædation.

På Tipperne kan kuld startet før 25. april antages at være førstekuld, mens kuld startet efter 5. maj primært må være en blanding af omlægskuld og kuld af unge førstegangsynglende Viber. Der er forskel på størrelsen af de tidligt og de sent startede kuld (Tab. 22), men den er ikke signifikant ( $\chi^2_1 = 2,95$  (Yates' korr.),  $p > 0,05$ ). Hverken Klomp

(1951) i Holland, Ettrup & Bak (1985) i Jylland, Kooiker (1987) i Tyskland eller Galbraight (1988a) i Skotland fandt nogen forskel i gennemsnitlig kuld størrelse mellem førstekuld og omlægskuld.

### Tipperne som yngleområde for Vibe

Tipperne har åbenbart gennem store dele af undersøgelsesperioden været et godt yngleområde for Viber. Der savnes ganske vist data til belystning af ynglesuccessen indtil for 15 år siden, men Viben har haft en ganske stor og tæt bestand i hvert fald fra engang i 1930'erne til starten af 1960'erne, og igen i de seneste år.

I 1928 optaltes kun 30 Vibe-par på Tipperne. Hvorfor bestanden tilsyneladende var så lav i starten af undersøgelsesperioden vides ikke. Den gik voldsomt frem de første år efter stationen blev bemanded, og der blev optalt 135 reder i 1936. Tåning (1936, 1941) gav ingen forklaring på bestandsfremgangen udover, at der fandt en jævn stigning sted (også hos andre arter) på grund af den udvidede fredning. De lave sommervandstande fra 1932 kan måske forklare bestandsfremgangen for Strandskade (se denne), men næppe for Stor Kobbersnepe og Vibe. Der har muligvis i starten været metodiske problemer med optællingen af disse tidligt ynglende arter, som til en vis grad har overstået rugetiden ved redeeftersøgningernes start, men det kan næppe forklare hele bestandsfremgangen.

Efter Stormmåge-bestandens tilbagegang fra omkring 1950 nåede Viben sit højeste bestandsniveau, og bestandene af disse to arter var da også signifikant negativt korrelerede i perioden 1928-1961 (Møller 1978). Bestandsstigningen for Viben i de første år fandt dog sted samtidig med, at der ynglede mange Stormmåger på Tipperne, og de største Vibe-tætheder fandtes i de delområder, der også havde de største tætheder af ynglende Stormmåger (Møller l.c.). Stormmåge-prædationen var sandsynligvis ret stor, og bestandsstigningen i 1930'erne skyldtes måske snarere, at Viberne blev presset sammen på Tipperne, end at de havde særlig gode yngleforhold.

Viben er stand til at mindske prædationstrykket fra flyvende prædatorer ved at klumpe sig sammen i løse "kolonier" (Elliot 1985a, 1985b, Berg et al. 1991a) og ved at yngle i tilknytning til Stor Kobbersnepe og nyde godt af dennes stærke prædatorafvisning (Beintema & Müskens 1987). En sammenklumpning er dog uhensigtsmæssig over for rovpattedyr (Tinbergen et al. 1967, Elliot 1985b). Møller (1978) undersøgte Vibens spredningsmønster på Tipperne i 15 år mellem 1933 og



1957. I 1936 og 1937 var Vibe-bestanden klumpet fordelt, mens den var tilfældigt fordelt de øvrige år med stor Stormmåge-bestand (1933-1935, 1938-1940 og 1950-1951). Dette kunne skyldes, at prædation fra ræv og hermelin de fleste år forhindrede Viberne i at udnytte de fordele, der ellers ville have været ved at yngle i "kolonier".

Viben havde en stabilt høj bestand i årene 1948-1961, bortset fra at bestanden på Ø. Rad var temmelig tynd (Møller 1978). Med ophøret af den landbrugsmæssige drift midt i 1960'erne faldt bestanden. Denne udvikling blev vendt med genindførelsen af kreaturgræsning og slåning midt i 1970'erne. Frem til starten af 1980'erne var kreaturtrykket dog for stort til, at området kunne betragtes som optimalt for Viben. Først med det mere moderate kreaturtryk og den omfattende slåning siden midten af 1980'erne har Viben nået det meget store bestandsniveau, der har kunnet iagttages de seneste syv ynglesæsoner.

Med en stor og tæt bestand og en tilsyneladende høj ynglesucces synes driften af arealet i dag at være næsten optimal for Viberne. Viben er ikke så krævende og specialiseret i sit valg af ynglehabitat som flere andre af Tippernes ynglefugle. En drift, der primært tager hensyn til f.eks. Almindelig Ryle, Brushane og Stor Kobbersneppe, vil således også tilfredsstille Vibens krav. I en hollandsk undersøgelse viste Beintema (1983, 1986b), at alle de bedste lokaliteter for Brushane – i dag den mest sårbare og lokalt ynglende engfugl i Holland – samtidig husede meget høje tætheder af de andre engvadefugle som f.eks. Vibe, mens det omvendte ikke behøvede at være tilfældet. De allerbedste Vibe-områder husede således ingen eller kun ganske få ynglepar af Brushane og ligeledes kun få par af andre sårbare arter som Dobbeltbekkasin og Rødben.

### Almindelig Ryle *Calidris alpina*

Den Almindelige Ryle yngler i åbne områder med helt kort vegetation og er almindeligt udbredt

overalt på den arktiske og subarktiske tundra. Mindre bestande yngler i det tempererede område, f.eks. den "baltiske" bestand, som de danske ynglefugle tilhører. De "baltiske" ryler yngler i fugtige engområder i Østersø-området og ved Nordsøen i Danmark og Tyskland. Her findes de på enge, hvor vegetationen holdes kort af højt grundvandsspejl, græsning og høslæt. Ændringer i landbrugsdriften har betydet, at bestanden er gået voldsomt tilbage i dette århundrede. I dag udgør hele bestanden under 2000 par, og heraf yngler ca halvdelen i Danmark.

På Tipperne yngede mindst hundrede par i starten af århundredet. I starten af 1930'erne faldt bestanden kraftigt, og fra midt i 1930'erne til omkring 1980 yngede der de fleste år mellem 10 og 25 par. Midt i 1980'erne steg bestanden voldsomt til det nuværende niveau på mellem 125 og 160 par, og på ganske få år er Tipperne blevet den vigtigste ynglelokalitet for den baltiske bestand og huser sammen med de tilgrænsende områder af Værnengene mere end en tiendedel af den samlede bestand.

Siden 1985 har jeg undersøgt rylens ynglebiologi på Tipperne, mest intensivt fra 1990. Her præsenteres de første resultater fra "ryleprojektet" fra 1990-1992.

### Ynglefænologi

Den Almindelige Ryles forekomst på Tipperne er velundersøgt (Tåning 1936, 1941, Meltofte 1987). Ynglefuglene udgør dog kun en mindre del af rylerne, og meget lidt kan udledes om ynglefænologien ud fra det generelle forekomstmønster.

De første ynglefugle ankommer til Tipperne midt i marts, men fuglene opholder sig i blandede flokke med de nordlige ryler i de bedste fourageringsområder frem til starten af april (denne undersøgelse). Fra 1928-1939 anføres: "Antagelig sidst i Marts er de fleste af Ynglefuglene til Stede, normalt alle før 15.-18. April" og "efter ca. 15/4 har Ynglerylerne dog tydeligt nok slaaet sig ned på

Tab. 23. Almindelig Ryle. Territoriernes etableringstidspunkt 1982-1992 på Tipperne (Thorup 1986, 1988, 1990a, 1990b, denne undersøgelse). Kriterium for territorium: spillende fugl over engen eller tilstedeværelse af fugl inde på selve engen.

*Dates of establishment of territories of Dunlin on Tipperne 1982-1992. Criterion of a territory: displaying bird over the meadow or bird present on the meadow away from feeding areas.*

	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	gennemsnit average
Første territorium <i>First territory</i>	6.4	9.4	12.4	3.4	5.4	10.4	5.4	7.4	11.4	8.4	4.4	7.4
50-75% af territorier <i>50-75% of territories</i>	10.5	20.4	27.4	15.4	18.4	13.4	18.4	14.4	23.4	24.4	29.4	22.4

deres udvalgte Territorier, der er spredt overalt på lavereliggende Steder" (Tåning 1936, 1941). Det svarer til ankomsten de seneste 11 ynglesæsoner, hvor det første territorium normalt registreredes i starten af april, mens de fleste territorier først blev etableret langt hen på måneden (Tab. 23).

Der er kun et spinkelt materiale om rylens rede- og ungefænologi fra før 1985. 1928-1939 fandtes det tidligste anlæg til rede 30. april og det første fuldlagte kuld 4. maj. De første klækkede unger blev fundet 23. maj (svarende til æglægningsstart ca 27. april). På grund det begrænsede antal ynglear var observationernes almene gyldighed ringe (Tåning 1936, 1941). Ved et besøg på Tipperne 31. maj-3. juni 1903 fandt ægsamleren Hedin (1904), at rylerne havde unger overalt. Denne observation antyder, at starten på æglægningen dette år for en stor del af kuldene var før 5. maj. 1929-1947 blev der kun ringmærket 19 dununger fra otte kuld (alle 1939-1947). Af disse havde tre æglægningsstart 6.-10. maj, to 11.-15. maj og tre 16.-20. maj.

1985-1992 fandtes i alt 214 reder. For 170 kendes fuldlægnings- og/eller klækketidspunkt med en usikkerhed på under 10 dage, heraf med mindre end to dages usikkerhed for de 125 (Fig. 27, Tab. 24). Udover redekontroller anvendtes der 1990-1992 også en flydetest til bestemmelse af fuldlægnings-tidspunktet, udviklet til Almindelig Ryle efter principperne beskrevet af Paassen et al. (1984). Æglægningen blev startet i næsten to-tredjedele af rederne mellem 26. april og 15. maj. Der var dog

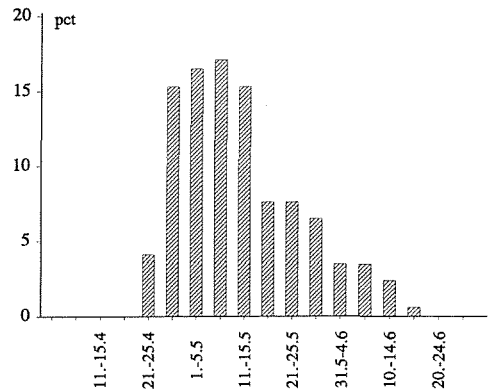


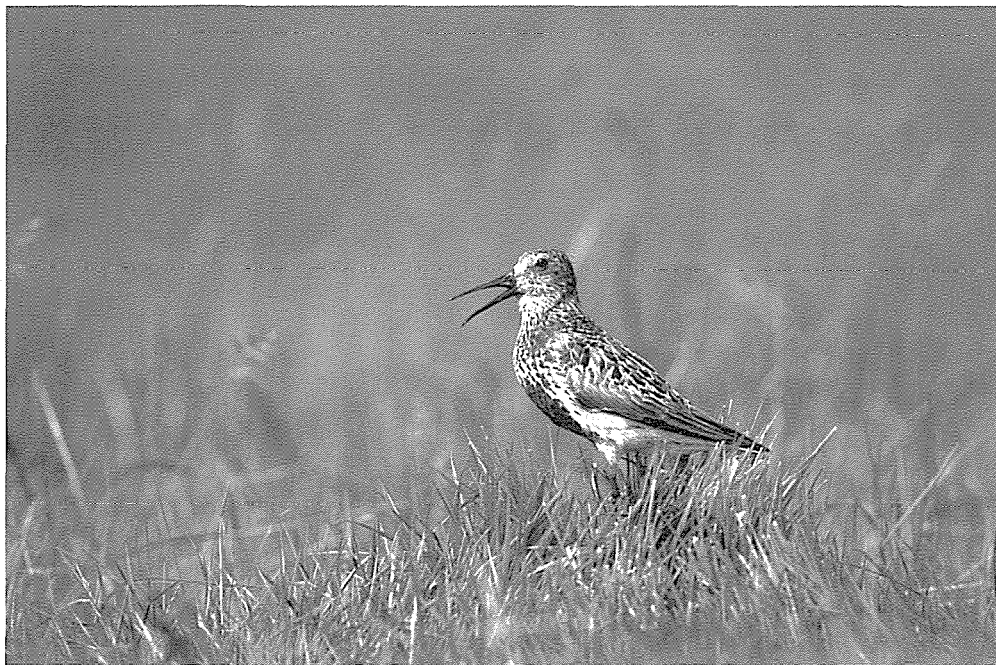
Fig. 27. Almindelig Ryle. Æglægningsstart på Tipperne for 170 ægkuld 1985-1992 (5-dages perioder). Ved tilbage-regning er anvendt en rugetid på 21 dage og en æglægningsperiode på fem dage (Jönsson 1988, pers. obs.). *Dunlin. Start of laying on Tipperne (5 day periods) for 170 nests controlled in 1985-1992. Calculated using a laying period of 5 days and an incubation period of 21 days.*

variationer fra år til år i rylernes ynglefænologi, og æglægningen var senere i sæsonerne 1991 og 1992, hvor april var præget af koldt vejr, og hvor der generelt var en meget høj vandstand i Ringkøbing Fjord, end i sæsonerne 1985-1990. I 1992 ophørte æglægningen ydermere ret tidligt pga. ualmindelig varmt vejr og hurtig udtørring af engene i maj-juni (Tab. 24).

Tab. 24. Almindelig Ryle. Hovedperiode (centrale 80%) og mediandato for æglægningsstart i reder kontrolleret på Tipperne 1985-1992, og for forskellige andre delbestande af "baltisk" Almindelig Ryle; fra Eiderstedt-halvøen i det tyske Vadehav, fra vestkysten af Skåne, fra Kirr på Østersø-kysten af det tidligere DDR, fra Redamundingen i Polen og fra Pori i Finland.

*Dunlin. Main period (central 80%) and median date of start of laying at Tipperne 1985-1992 and in some other sub-populations of the "Baltic Dunlins" from the Eiderstedt-peninsula at the German Wadden Sea, from the west-coast of Skåne, Sweden, from Kirr at the Baltic coast of the former GDR, from the Reda-mouth in Poland, and from Pori at the west-coast of Finland.*

Lokalitet	Mediandato <i>Median date</i>	Hovedperiode <i>Main Period</i>	Tidsrum (dage) <i>No. of days</i>	Antal reder <i>No. of nests</i>	Kilde <i>Source</i>
Tipperne 1985-1989	6.5	23.4-24.5	31	37	—
Tipperne 1990	8.5	27.4-31.5	34	45	—
Tipperne 1991	12.5	2.5- 7.6	36	52	—
Tipperne 1992	11.5	1.5-26.5	25	36	—
Tipperne (1985-1992)	10.5	27.4-31.5	34	170	Denne undersøgelse <i>This study</i>
Eiderstedt (1959-1964)	6.5	23.4- 1.6	39	348	Heldt 1966
Skåne (1981-1991)	30.4	20.4-20.5	30	216	Jönsson 1988 & in litt.
Kirr (1972-1987)	30.4	18.4-17.5	29	288	Stiefel & Scheuffler 1989
Reda (1979-1980)	1.5	ca 19.4-21.5	32	38	Król 1985
Pori (1962-1966)	7.5	28.4- 1.6	34	109	Soiikkeli 1967



Den "Baltiske Ryle" findes kun i englandskabet med høslæt og græsning. Fra at have været en talrig ynglefugl for 100 år siden er under 2000 par i dag koncentreret på få lokaliteter. Foto: Jan Petersen.

Siden 1959 er ynglebologien undersøgt for flere delbestande af den baltiske ryle, og der foreligger et stort ynglefænologisk materiale (Tab. 24). Bestandene ved Østersøen synes at yngle ca halvanden uge tidligere end på Tipperne, mens Tippernes fænologi er næsten identisk med fænologien på den finske vestkyst. Det er således ikke klimaet i snæver forstand, der bestemmer yngletidspunktet for rylerne, men måske forekomsttidspunkter for de vigtigste byttedyr. På Kirr, hvor æglægningen starter en til to uger tidligere end på Tipperne, er ynglefænologien tilpasset, så dansemyggenes klækning starter nogle få dage før, de første ryleunger klækker (Stiefel & Scheufler 1989).

#### Optællingsmetodernes dækningsgrad

1928-1964 optaltes ynglebestanden ved en grundig redeeftersøgning på hele Tipperne ca 21. maj – 9. juni (Fig. 6). Med samme ynglefænologi 1928-1964 som 1985-1992 var i gennemsnit lidt over 50% af rylereuderne med æg under redeeftersøgningen (Tab. 16). De fleste kuld, der går tabt tidligt i ynglesæsonen, bliver lagt om, og andelen af ryleparrene, der har haft rede med æg på optællingstidspunktet, er derfor måske 60-70%. Selv hvis hver eneste rede med æg blev fundet ved redeeftersøgningen, ville altså kun lidt mere end hvert

andet ynglepar blive registreret. En rylerede er dog svær at finde, og et fingerpeg om effektiviteten ved redeeftersøgningerne haves fra de senere års redeeftersøgninger på Fuglepold. Fuglepold er et område med en kort vegetation langt hen i yngletiden, og vegetationsstrukturen her er ikke helt forskellig fra den, der var udbredt i næsten hele reservatet i 1928-1964. I 1987-1990 blev der foretaget en årlig gennemgang af Fuglepold efter reder i perioden med. maj til pri. juni, altså næsten på samme tidspunkt som i hele reservatet i 1928-1964. I de fire år blev der i alt fundet 15 rylereuder ved redeeftersøgningen, mens der ved kortlægninger, redefund efter redeeftersøgningen mm. fandtes yderligere 14 rylepar på øen, der næsten alle vurderes at have haft reder med æg under redeeftersøgningen. Mellem en tredjedel og halvdelen af rylereuderne i et kortgræsset område overses altså ved en grundig redeeftersøgning, og eftersøgningen på Fuglepold 1987-1990 var endda grundigere, bedømt ud fra tidsforbruget, end eftersøgningen på hele reservatet 1928-1964.

Bestandsopgørelserne 1928-1964 må derfor ligge langt under det reelle antal ynglepar. Maksimalt kan 50% af bestanden være blevet registreret, muligvis kun en tredjedel eller en fjerdedel. En så voldsom underestimering ved redeoptællingerne

Tab. 25. Almindelig Ryle. Sammenligning mellem antal territorier (gennemsnit af tre største tal 25. april - 20. juni) registreret på to linietakseringsruter (ruterne "3 øst" og "10", ialt 2500 m) uden gode fourageringsområder for arten, og antal ynglepar kortlagt indenfor ca 50 m fra de samme ruter på Tipperne 1975-1989. De to sæt optællinger er foretaget uafhængigt af hinanden og normalt af forskellige observatører. På linietakseringen anses en registrering af en eller to fugle som værende af et territorium.

*Dunlin. Comparison between the max. number of territories recorded in two sections of a line transect (executed every five days) and the number of mapped territories on the breeding census within 50 m of the line in the same sections in 1975-1989 on Tipperne. The two censuses were made independently.*

	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989
Linietaksering <i>Line transect</i>	2	1-3	1-2	0-2	1-3	2-3	4-5	4-6	6	4-7	5-7	9-12	9-11	8-10	7-10
Ynglefugletælling <i>Breeding census</i>	2	1	2-3	0	1	2	1	3-4	4-6	1-2	6	11-13	9	9	8

stemmer ikke med Tånings (1936) vurdering af, at der næppe var over ca 40 ynglepar 1928-1931. Disse fire år fandtes hhv. 40, 11, 35 og 38 reder. Derimod anførte F. Søgaard Andersen, at der i 1943, hvor der fandtes 14 reder, ynglede et større antal ryler, men at rederne var vanskelige at opdage (Tipperdagbøger).

1964-1971 var der ingen systematiske optællinger af rylerne. Bestanden var alle årene meget lille og blev vurderet til mellem nul og syv par.

Siden 1972 har der været kortlægninger indenfor fastlagte perioder (diverse ynglefuglerapporter). 1972-1978 blev rylerne især kortlagt ud fra spillende fugle tidligt i ynglesæsonen. 1979-1980 blev de optalt ved kortlægninger gennem hele yngletiden, i 1981-1984 ved kortlægninger før og i rugetiden, i 1985-1989 ved en kortlægning omkring territoriedannelsen i månedsskiftet april/maj og en eller to kortlægninger i ungevarslingsperioden ult. maj - med. juni og i 1990-1992 ved én kortlægning ret sent i yngleføringsperioden (suppleret med data fra "ryleprojektet").

Frem til starten af 1980'erne var optællingerne forholdsvis overskuelige, da bestanden var lille. Da bestanden ekspanderende kraftigt igennem 1980'erne, blev optællingerne vanskeligere, da store bestandstætheder i de bedste områder gjorde det vanskeligt at adskille parrene. Vurderes registreringseffektiviteten ved optællingerne 1975-1989 ved en sammenligning af antallet af registrerede ryleterritorier på nogle ruter på den standardiserede linietaksering med antallet af kortlagte rylepar langs de samme ruter på ynglefugletællingerne ses en stor overensstemmelse, undtaget i 1981 og 1984, hvor bestanden må være blevet undervurderet ved ynglefugletællingerne (Tab. 25). Dette tyder på, at de anvendte optællingsmetoder i 1975-1989 har været ganske dækkende, og at kortlægningstidspunktet de fleste år har været valgt korrekt.

1990-1992 blev bestandsoptællingen indskrænket til én årlig kortlægning relativt sent i ry-

lernes ungeføringsperiode, og denne ændring medførte en voldsom undervurdering af bestanden. Ved en gennemgang af engene 9. - 18. juni 1990 optaltes 71-77 ynglepar (S. Kjeldsen 1992). Det svarede til ca 60% af bestanden 1986-1989. I forbindelse med "ryleprojektet" blev bestanden i tre prøveflader kortlagt intensivt (bl.a. ved hjælp af individmærkede fugle) gennem hele ynglesæsonen, og af ca 55 par kortlagt i prøvefladerne, optaltes kun 23-24 ved optællingen 9. - 18. juni. I prøvefladerne var der tilsvarende underestimeringer ved ynglefugletællingerne i 1991 og 1992, der også blev foretaget midt i juni. I 1991-1992 dækkede "ryleprojektet" store dele af reservatet, og rylerne blev derfor kortlagt flere gange gennem det meste af ynglesæsonen. Ved en sammenstilling af disse kortlægninger og ynglefugletællingerne vurderes hovedparten af ynglebestanden at være blevet registreret.

For at kunne overvåge en "svær" ynglefugl som Almindelig Ryle er det nødvendigt at foretage flere kortlægninger igennem ynglesæsonen, især i år med dårlige yngleforhold. Én kortlægning alene dækker sjældent mere end 35-65% af bestanden (Thorup 1993).

Også Meltofte (1979) i Nordøstgrønland og Jackson & Percival (1983) på de Ydre Hebrider fandt, at der behøvedes mere end en kortlægning for at optælle ryler.

### Bestanden

Den optalte ynglebestand og et niveau for den reelle bestand på Tipperne 1928-1992, vurderet ud fra overvejelserne i forrige afsnit, er afbilledet i Fig. 28. Der var mange ynglepar de første år efter optællingernes start i 1928. Bestanden faldt drastisk i de første år af 1930'erne fra ca 100 par til mellem 10 og 25 par, og det var niveauet de næste ca 50 år, kun afbrudt af en kortvarig opblomstring i de første år af 1940'erne. Midt i 1980'erne steg bestanden kraftigt fra omkring 20 par til det nuværende niveau på mellem 125 og 160 par.

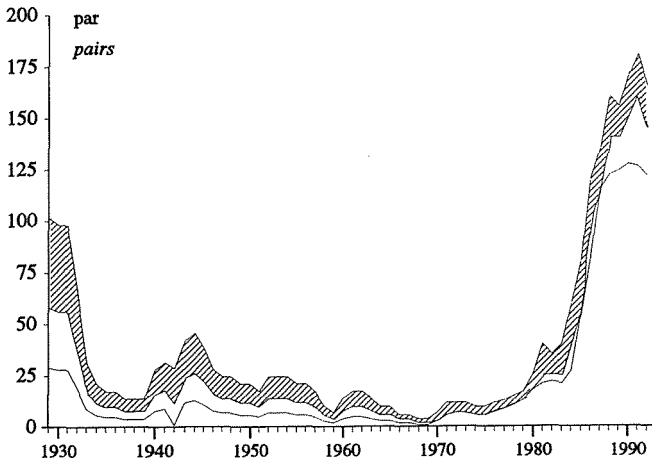


Fig. 28. Almindelig Ryle. Ynglebestanden på Tipperne 1928-1992: tre-års glidende gennemsnit af den optalte ynglebestand (nederste linie) og et skønnet interval for den reelle bestand (skraverede område). Se iøvrigt teksten.

Dunlin. The breeding population on Tipperne 1928-1992: a three-year sliding average of the no. of counted pairs (lowermost curve) and the range of the estimated population size (hatched area).

De første årtier i dette århundrede var rylen en meget talrig og udbredt ynglefugl overalt på de danske strandenge og ferskenge (f.eks. Hørring 1926, Koefoed 1926, Heilmann & Manniche 1929), og det er næppe urealistisk at antage, at den samlede danske bestand på dette tidspunkt var på måske 50000-100000 par. Igennem århundredet oplevede rylen en voldsom tilbagegang, og ved den første optælling, der forsøgte at dække den samlede danske bestand, i 1970 optaltes knapt 600 par i hele Danmark (Dybbro & Jørgensen 1971). Det var dog et minimumstal (Dybbro & Jørgensen l.c.), og da et stort antal vadefuglelokaliteter var udækkede, metodikken ved optællingen noget tilfældig, og rylen i yngletiden fører en ret skjult tilværelse, var en bestand på mindst det dobbelte sandsynligvis mere realistisk.

Siden er den danske bestand søgt optalt i 1980 (Hansen 1985) og i 1990 (Hansen i Frikke 1991). I 1980 optaltes omkring 500 par, og bestanden vurderedes til 550-600 par (Hansen 1985 og i Frikke 1991). Optællerne anbefaledes at tælle i vadefuglenes ungevarslingsperiode 5. - 20. juni, men trods en forbedret metodik må bestandstallene være underestimerede. Skotske undersøgelser viste underestimeringer på ca 30-40% ved en enkelt gennemgang i ungevarslingstiden foretaget af øvede vadefugleoptællere (Jackson & Percival 1983), og 1980-bestanden har derfor snarere været på ca 750 par. Frem til 1990 steg bestanden noget, først og fremmest på grund af store bestandsstigninger på Harboør Tange og på Tipperne (Frikke 1991, denne undersøgelse), og er i dag på i størrelsesordenen 900-1000 par.

I 1970 optaltes kun 4 ynglepar på Tipperhalvøen, altså under 1% af den danske bestand. I 1980 udgjorde Tipperhalvøens 70-80 par ca 10%, mens

halvøens ca 200 par i 1990 udgjorde mindst 20% af den samlede danske bestand. Ca 15% af Danmarks bestand af Almindelig Ryle yngler i dag indenfor reservatets grænser.

Den baltiske ryle er en økologisk distinkt bestand, der udover i Danmark yngler på strandenge og enkelte steder på ferskenge omkring den sydlige del af Østersøen og ved det nordtyske Vadehav (bl.a. Jönsson 1986). Bestandens nærmere genetiske tilhørsforhold er uafklaret, ligesom raceforholdene omkring "Sydlig Ryle" *Calidris alpina schinzii* i det hele taget er det (Hale 1980, Wenink et al. 1994).

Den samlede baltiske bestand vurderes til i dag at være på højst 2000 par, da bestanden i Estland siden en opgørelse af Jönsson (1986) rapporteres at være gået voldsomt tilbage og i dag vurderes at være på højst 300-500 par (Jaanus Elts pers. medd.). Bestanden på den nordlige halvdel af Tipperhalvøen, fordelt på ca 7 km<sup>2</sup>, udgør således ca 10% af den samlede baltiske rylebestand. Populationens velbefindende afhænger altså i høj grad af forholdene på Tipperne, samt i de to øvrige kerneområder i Danmark: Vejlerne med ca 150 par (J. P. Kjeldsen 1990) og Harboør Tange med ca 125 par (Frikke 1991).

### Habitatvalg

Rylens valg af redefuglehabitat i det baltiske område er tidligere beskrevet (Heldt 1966, Soikkeli 1967, Jönsson 1985, Król 1985, Blomqvist & Thorssell 1988 og Stiefel & Scheufler 1989). Ynglehabitatet er næsten overalt strandenge, tidligere også ferskenge, med meget kort vegetation, som de fleste steder skabes ved intensiv kreaturgræsning. Redehabitaten skal have velegnet vegetation til redeanbringelsen og gode fourageringsmuligheder

Tab. 26. Almindelig Ryle. Redetuens højde ved rugetidens afslutning i 30 reder på Tipperne 1989-1990.

Dunlin. The height of the nest tuft at the time of hatching in 30 nests of Dunlin on Tipperne 1989-1990.

Redetuens højde (cm)	5-8	9-12	13-16	17-25	25-35
Height of tuft (cm)					
Antal No. of nests	7	15	5	2	1
Procent	23	50	17	7	3

for dunungerne, og der skal være fourageringsmuligheder for de voksne fugle indenfor nogle få km's afstand. De voksne fugle fouragerer primært udenfor redeterritoriet, især på føderige vadeflader. I højvandsituationer presses rylerne til at søge føde i vandhuller og på oversvømmede enge, men disse fourageringsområder opgives, så snart der er tilgængelige vadeflader (Jönsson 1985, denne undersøgelse).

Der er præcise redebeskrivelser for 30 rylere der på Tipperne fra 1989-1990 (denne undersøgelse). Kun én var placeret i en gammel græstue, mens alle øvrige både tidlige og sene reder var placeret i nyopvokset vegetation. Ved Reda-mundingen i Polen er placeringen af 57 reder beskrevet: Stort set alle reder etableret i april – med. maj blev anlagt i en gammel vissen tue fra året før, som var eneste mulighed for at finde dækning for æggene, da den friske vegetation kun var 5-10 cm høj. Senere på sæsonen blev nogle af rederne anlagt i fordybninger i det nyopvoksede græs. I alt blev 85% af rederne anbragt i en gammel græstue (Król 1985). Forholdene på Tipperne adskiller sig måske ved, at rylerens foretrukne ynglehabitater er slæde eller intensivt græssede områder, hvor slåmaskiner og kreaturer sjældent lader enlige tuer stå tilbage.

På Tipperne var højden af tre fjerdedele af de undersøgte reder under 13 cm (Tab. 26). Af rederne var 5 (17%) åbne (ingen vegetation ind over æggene), 19 (63%) halvåbne (vegetationen ind over æggene, men æg kan ses direkte ovenfra) og 6 (20%) lukkede (vegetationen dækker æggene). Den tilsvarende fordeling i Polen var 15% åbne, 11% halvåbne og 74% lukkede reder (min tolkning af data fra Król 1985).

Heldt (1966) angiver plantearterne i 18 reder på et forlandsområde i det tyske Vadehav. Rød svingel, kvik, harril og hvene dominerede rederne med rød svingel som det mest udbredte "tuegræs". I rederne på Tipperne indgik der en række surbundsarter, der ikke tåler salt, og derfor ikke findes på forlandet (Tab. 27). Det er desuden karakteristisk på Tipperne, at der anvendtes en række planter som kæruld, sumpstrå og storer som reder, der kun har sin lave højde og åbne struktur i et englandskab med høslæt. Disse planter vil næppe blive anvendt i et udelukkende kreaturgræsset område.

Indenfor ca 30 m's afstand af 31 undersøgte reder på Tipperne var der i ungeføringstiden større områder med en vegetationshøjde under 5 cm ved 7 reder (23%), mens der var større områder med en vegetationshøjde under 10 cm ved 26 reder (87%). Kun ved 13% af rederne var vegetationshøjden mere end 10 cm, og kun 1 rede var i vegetation på over 15 cm (angivet som åben vegetation mellem 10 og 30 cm). Dette eksklusive valg af helt kort vegetation gør rylen til en af de mest krævende fugle på strandene.

Kun 4 af 31 reder lå ikke i nærheden af pander, kystlinien eller andre vandområder. 5 reder lå mellem 5 og 50 m fra kystlinien, 5 reder lå mellem 25 og 50 m fra pandeområder, 5 reder lå mellem 10 og

Tab. 27. Plantearter/slægter der udgjorde redetuen i 30 undersøgte reder af Almindelig Ryle på Tipperne 1989-1990. Som dominerende betragtes arter, der skønmæssigt udgjorde 50% eller mere af redetuen, som subdominerende arter, der udgjorde ca 25-50%.

Species/plant families of plants composing the nest tuft in 30 nests of Dunlins on Tipperne. Treated as dominant are species composing 50% or more of the tuft, as subdominant species composing 25-50%.

	Dominerende Dominant	Subdominerende Subdominant	Til stede Present
Hvene <i>Agrostis</i>	15 (50%)	4 (13%)	0
Kæruld <i>Eriophorum</i>	6 (20%)	5 (17%)	7 (23%)
Rød Svingel <i>Festuca rubra</i>	3 (10%)	4 (13%)	0
Rapgræs <i>Poa</i>	3 (10%)	1 ( 3%)	2 ( 7%)
Fløjlsgræs <i>Holcus lanatus</i>	2 ( 7%)	0	7 (23%)
Sumpstrå <i>Eleocharis</i>	2 ( 7%)	0	2 ( 7%)
Star <i>Carex</i>	2 ( 7%)	0	0
Tagrør <i>Phragmites communis</i>	1 ( 3%)	1 ( 3%)	1 ( 3%)
Vellugtende Gulaks <i>Anthoxanthum odoratum</i>	1 ( 3%)	0	0

25 m fra pandeområder, mens 11 reder (35%) lå tættere end 10 m fra en pande (heraf 4 midt i udtørrede pander). Ved Reda i Polen var 65% af rederne anbragt i umiddelbart nærhed af grøfter og kanaler (Król 1985).

31 rylereder på en række svenske enge lå især i intensivt udnyttede områder uden forekomst af højere, ældre vegetation, og næsten alle reder (27 af 31) lå i vegetation af under 10 cm's højde. På en ferskeng var yngletæthederne i et intensivt græsset og i et slået område ikke forskellige (Larsson 1976).

Er rylerne specialiserede i rugetiden, er de det ikke mindre i ungeføringsstiden. 1990-1992 er der foretaget ca 250 kortlægninger af ungefamilier på Tipperne. De opholdt sig i alle tilfælde i helt kort vegetation, oftest af under 5 cm's højde. I ungeføringsperioden, der strækker sig fra ult. maj til pri. juli, findes en sådan kort vegetation kun helt lokalt, og langt hovedparten af ungefamilierne findes i de udtørrede pander og loer, der i forsommeren ligger vegetationsløse eller med helt kort vegetation. En mindre del af ungefamilierne opholder sig i den lavtliggende, fugtige og nedgræssede vegetation lige indenfor kystbræmmen. Denne zone synes i meget tørre forår at have stor betydning for ryleungernes overlevelse. Således var det i 1992 kun de forholdsvis få ungekuld, der holdt til i denne indre kystbræmme, der overlevede en meget varm og tør periode i pri. juni, mens alle øvrige ungekuld inde på engene omkom.

Forekomst af helt lav vegetation hen i juni måned må anses for at være et af rylens hovedkrav til yngleområdet, og enhver landbrugsmæssig drift, der fremskynder vegetationens vækst (som dræning eller gødskning), forhindrer hurtigt rylerne i at kunne yngle produktivt.

### Tætheder

1986-1992 ynglede mellem 125 og 160 par Almindelige Rylere på Tipperne. Arten yngler kun i selve engområderne, og på reservatets 545 ha med forskellige typer af eng har den gennemsnitlige yngletæthed varieret mellem ca 23 og 29 par pr km<sup>2</sup> i perioden.

Rylerne spreder sig ud over reservatet i territorier. Der er ingen tendens til egentlig kolonidannelse, selv om territorierne kan være relativt små, og rederne kan ligge med ned til 15 m's afstand. Tætheden af yngleterritorier i selve rylernes ynglehabitat er nærmere undersøgt i to delområder. Det ene delområde på 31 ha udgøres af den sydøstlige halvdel af N. Rad med et lille hjørne af det nordøstligste Ø. Rad. Området er i en årrække blevet slået årligt. Her ynglede i 1990-1992 i gennemsnit 22 par,

svarende til en yngletæthed på 71 par pr km<sup>2</sup>. Det andet område på 30 ha udgøres af det sydøstligste hjørne af Ø. Rad. Området slås med års mellemrum, men der er intensiv kvæggæsning, og vegetationen af især hvene og rød svingel er meget yndet af kreaturerne, så dette område ligger også kortgræsset hen. Her ynglede i 1990-1992 i gennemsnit 22 par, svarende til 73 par pr km<sup>2</sup>. I områder med udstrakte flader med kort græs og pander/loer på Tipperne yngler rylerne i tætheder på 50-80 par pr km<sup>2</sup> og med territoriestørrelser på mellem 1 og 2 ha. Bestanden i de mest stabile habitater på N. Rad, Fuglepol og det sydlige Ø. Rad har de seneste år været meget stabil og har i årene 1986-1992 svinget mindre end 25% fra gennemsnitsværdien.

Den baltiske og den britiske bestand af Almindelig Ryle har specialiserede habitatkrav, og i dag yngler en stor del af bestanden i "smørhuller", hvor bestandene er tætte. Tippernes 50-80 par pr km<sup>2</sup> kan sammenlignes 40-45 par pr km<sup>2</sup> ved Pori i Finland (Soikkeli 1967), 23-40 par pr km<sup>2</sup> på Vellinge Ängar i Skåne (Jönsson 1985), 44-52 par pr km<sup>2</sup> ved Reda i Polen (Król 1985) og 58 par pr km<sup>2</sup> egnet ynglehabitat i et flere hundrede ha stort undersøgelsesområde på øen South Uist i de Ydre Hebrider i Skotland (Jackson 1994). Excl. nogle overgangszoner mellem strandeng og agerland, hvor der ikke ynglede rylere, var tæthederne ved Pori og Vellinge også omkring 50-80 par pr km<sup>2</sup>. Det synes at være yngletætheden for rylere i gode rylehabitater på vore breddegrader.

Lokalt kan rylere under meget favorable betingelser yngle i meget større tætheder. På South Uist fandtes således 43 par på 14 ha græsset eng (machair) ved en søbred (svarende til 315 par pr km<sup>2</sup>; Etheridge 1982).

Større tætheder er også fundet nordpå i rylens hovedudbredelsesområde, f.eks. ca 75 par pr km<sup>2</sup> på lavarktisk tundra ved Kolomak River, Alaska (Holmes 1970). Så store tætheder er dog undtagelser. Ved Barrow, Alaska fandtes tætheder på ca 15 par pr km<sup>2</sup> (Holmes l.c.), og ved Danmarks Havn fandtes 4-4,5 par pr km<sup>2</sup> (Melftofte 1979), den højeste tæthed fundet i Nordøstgrønland (Melftofte 1985). Andre optællinger i Nordøstgrønland gav værdier på mellem 0,5 og godt 2 par pr km<sup>2</sup>. Disse tætheder er dog ikke fundet udelukkende i rylehabitat, men i større flader med "vadefugleterræn" (Melftofte 1985).

### Ynglesucces

Før 1985 er de eneste data om rylernes ynglesucces på Tipperne spredte notater i dagbøger og ynglefuglerapporter.

Tab. 28. Almindelig Ryle. Skæbnen for 166 reder i kreaturfrie fener på Tipperne 1985-1992 kontrolleret efter rugetidens ophør, for alle reder samlet og for reder fra de bedst undersøgte delområder. *Dunlin. Fate ("apparent hatching-success") of 166 nests on Tipperne 1985-1992; of all nest combined, and of nests in some well studied sub-areas. Data from fields without cattle, only.*

Område <i>Area</i>	Antal reder <i>No. of nests</i>	Klækket <i>Hatched</i>	Præderet <i>Predated</i>	Oversvømmet <i>Flooded</i>	Forladt <i>Deserted</i>	Øvrige tab <i>Other losses</i>
Tipperne, ialt <i>total</i>	166	103 (62%)	54 (33%)	3 (2%)	5 (3%)	1 (1%)
Fuglepold	29	22 (76%)	5 (17%)	0	2 (7%)	0
N. Rad / Ø. Rad, nord	50	36 (72%)	12 (24%)	0	1 (2%)	1 (2%)
Ø. Rad, midt	40	25 (63%)	14 (35%)	0	1 (3%)	0
Ø. Rad, syd	36	10 (28%)	22 (61%)	3 (8%)	1 (3%)	0

1985-1992 fandtes 214 reder, og yngleresultatet kendes i 179 (84%); de 166 i kreaturfrie fener (Tab. 28). "Ryleprojektet" betyder, at data fra 1990-1992 er overrepræsenteret i materialet (ca 70% af redefundene), ligesom data fra projektets prøveflader på N. Rad, Ø. Rad, nord og Ø. Rad, syd (ca 70% af redefundene).

På hele reservatet klækkede knapt to-tredjedele af de fundne reder, mens de fleste af de øvrige blev præderede. Andelen af klækkede reder varierede meget mellem delområderne, fra omkring 75% på Fuglepold og på N. Rad/Ø. Rad, nord til kun ca en fjerdedel på det sydlige Ø. Rad (Tab. 28).

Beregnet ud fra redernes gennemsnitlige daglige overlevelse (Mayfield-metoden, se metodeafsnit) klækkede knapt hver anden rede 1985-1992, hvor især 1991 trak ned på gennemsnittet (Tab. 29). Yngleparrenes gennemsnitlige ynglesucces er større end en redes ynglesucces, da fuglene i et vist omfang er i stand til at lægge om, hvis reden med æg går tabt. Rylerne lægger formodentlig stort set altid om, hvis det første ægkuld mistes, og de er registreret at kunne lægge om i hvert fald to gange og til hen midt i juni, hvis foråret er tilstrækkelig fugtigt (pers. obs.). Redeoverlevelsen er højere ef-

ter midt maj (Tab. 30). Dette skyldes antageligt, at rederne bliver bedre camoufleret i vegetationen, efterhånden som den vokser sig kraftigere, og derfor er bedre skjult for flyvende prædatorer, og at de aggressive vadefugle som Klyder, kobbersnepper og Viber, når de har unger, er mere effektive til at holde prædatorerne borte. Baseret på værdierne i Tab. 30 har halvdelen af rylerne klækningssucces med første yngleforsøg (normalt startet mellem 25. april og 15. maj), mens to-tredjedele af omlægskuldene og de sene kuld klækker i normalår i kreaturfrie fener. Det kan forsigtigt vurderes, at i nærheden af 90% af yngleparrene i de kreaturfrie fener havde held til at klække unger 1985-1989, mens det tilsvarende tal for 1990 var ca 70%, 1991 ca 50% og 1992 ca 85%.

Ynglesæsonen 1991 afveg klimatisk og prædationsmæssigt meget fra de øvrige år. Maj var kølig og tør, og juni var ekstremt kold og meget våd. Lokalt var der meget stor prædation gennem hele yngletiden (Fuglepold og sydlige Ø. Rad), mens andre områder havde en stor andel klækkede reder (vest for vejen, N. Rad og det nordlige Ø. Rad). I 1991 sås ikke en aftagende prædationsrate gennem sæsonen som de øvrige undersøgte år (Tab. 30).

Tab. 29. Almindelig Ryles ynglesucces på Tipperne. Gennemsnitlig daglig overlevelseshastighed og beregnet klækningssucces for 192 kontrollerede reder i kreaturfrie fener 1985-1992. Beregningsmåde efter Mayfield (1961, 1975). Der er anvendt en periode på 26 dage fra lægning af det første æg til klækning (Jönsson 1988, egne undersøgelser). *Dunlin. Daily survival rate and expected hatching success of 192 controlled nests on Tipperne 1985-1992 (fields without cattle, only). Calculations according to the Mayfield-method. Period from laying of the first egg to hatching assumed to be 26 days.*

År <i>Years</i>	Rededage <i>Nest days</i>	Redetab <i>Losses</i>	Daglig overlevelseshastighed <i>Daily survival rate</i>	Klækningssucces (%) <i>Hatching success (%)</i>
1985-1989	547	8	0,9853	68
1990	471	14	0,9702	46
1991	516	26	0,9496	26
1992	413	8	0,9806	60
1985-1992	1947	56	0,9712	47



Tab. 30. Almindelig Ryles ynglesucces på Tipperne. Gennemsnitlig daglig overlevelseshastighed i forskellige delperioder af rugetiden for 184 kontrollerede reder i kreaturfrie fænger a) 1985-1992 excl. 1991 og b) 1991. "Klækningstal" angiver andelen af reder, der ville klække, hvis den pågældende daglige tabrate havde været konstant gennem hele ægperioden (26 dage).

*Dunlin. Daily survival rates in different parts of the incubation period on Tipperne a): 1985-1992 excluding 1991, and b): 1991. Data from fields without cattle, only. The "hatching probability" is the proportion of nests surviving till hatching, if the survival rate were constant throughout the egg period (26 days).*

Periode Period	Rededage Nest days	Redetab Losses	Daglig overlevelseshastighed Daily survival rate	Klækningstal Hatching probability
a) 1985-1990 & 1992				
→ 15.5	312	11	0,9648	0,393
16.-31.5	670	10	0,9851	0,676
1.6 →	455	8	0,9824	0,631
b) 1991				
→ 15.5	37	1	0,9727	0,486
16.-31.5	250	14	0,9440	0,223
1.6 →	235	11	0,9532	0,288

For at undersøge kreaturnedtrampningens omfang fulgtes i alt 37 ryleleder i kreaturfængerne 1990-1996. Rederne blev afmærket med specialmarkeringer, der var så diskrete og på så lang afstand af rederne, at de ikke lokkede kreaturerne til redernes nærhed. For at redekontrollerne ikke kunstigt skulle øge nedtrampningen, blev rederne kun checket på tidspunkter, hvor der ikke var kreaturer i nærheden. Af de 37 reder blev 23 nedtrampet af kreaturer ved kreaturtætheder på mellem 2,5 og 5 kreaturer pr ha (Thorup 1996). Omregnet til en kreaturtæthed på 3,5 kreaturer pr ha (der er tæt på en gennemsnitsværdi på Tipperne i maj/juni) svarede det til, at 14% af alle rederne i kreaturfængerne blev nedtrampet hver dag (Tab. 31). Denne nedtrampningsrate er næsten identisk med nedtrampningsraten for Stor Kobbersnepe og Rødben i en større undersøgelse i Holland (Beintema & Müskens 1987, Tab. 31). De tre arter har utvivlsomt det tilfælles, at de ikke kan bortlede kreaturerne, men øjensynligt bare forlader reden, når et kreatur kommer for nær.

Som nævnt vurderes 70-90% af Tippeternes rylepar at have klækket unger i de kreaturfrie fænger de seneste år. Hvor meget kreaturgræsningen reducerer denne værdi afhænger af udsætningsdato, græsningstryk, fenneskift og af, hvornår rylerne det enkelte år har æg. I et senere diskussionsafsnit er kreaturnedtrampningens omfang søgt vurderet (bl.a. Tab. 73 og 74).

I forbindelse med "ryleprojektet" er det undersøgt, hvor stor en andel af yngleparrene, der reelt klækkede unger i ynglesæsonerne 1990-1992 i to prøveflader. I en prøveflade på N. Rad blev kreaturerne udsat så sent, at de stort set ikke påvirkede rylernes klækningssucces, og i gennemsnit 85% af

de undersøgte rylepar klækkede unger de tre ynglesæsoner.

I en prøveflade på det sydlige Ø. Rad udsattes kreaturerne i 1990 og 1992 mellem den 7. og 15. juni, mens de i 1991 udsattes allerede 31. maj. I de gode ryleterræner græsser ofte 4,5-5 kreaturer pr ha lige efter udsætningen (denne undersøgelse), og her har kreaturnedtrampningen stor betydning. Den tidlige udsætning i 1991 var kraftigt medvirkende til, at kun ca 22% af yngleparrene klækkede unger her dette år, mens 43% klækkede unger i 1990 og 1992.

Ingen af de andre undersøgelser af baltiske rylere har anvendt Mayfield-metoden ved beregning af klækningssucces, og kun den noget usikre "tilsyneladende klækningssucces" kan benyttes til sammenligning mellem de enkelte områder. Andre

Tab. 31. Daglig nedtrampningsrate for reder i fænger med 3,5 ungekreaturer pr ha. Data for Almindelig Ryle fra 37 overvågede reder på Tipperne 1990-1996 (Thorup 1996), for Stor Kobbersnepe og Rødben fra Beintema & Müskens (1987).

*Daily trampling rates of nests in fields with 3,5 young cattle pr hectare. Data on Dunlin from 37 nests studied on Tipperne 1990-1996 (Thorup 1996), on Black-tailed Godwit and Redshank from Beintema & Müskens (1987).*

	Nedtrampningsrate Trampling rate
<b>Tipperne</b>	
Almindelig Ryle <i>Dunlin</i>	0,136
<b>Holland</b>	
Stor Kobbersnepe <i>Black-tailed Godwit</i>	0,140
Rødben <i>Redshank</i>	0,126

Tab. 32. Prædationsrate i kontrollerede reder af Almindelig Ryle og Brushøne på N. Rad og Ø. Rad, Tipperne 1991 og 1992, der lå i hhv. a): områder, hvor Stormmåger havde mulighed for at jage gennem hele vadefuglenes rugetid, og b): områder, hvor aggressive vadefugle som Vibe, Stor Kobbersneppe og Klyde forhindrede Stormmågerne i at jage. Beregning efter Mayfield (1961, 1975) og Johnson (1979).

*Predation rate in controlled nests of Dunlins and Ruffs in 1991 and 1992 in parts of Tipperne, where a): Common Gulls hunted when Dunlins and Ruffs incubated, and b): where aggressive waders prevented such hunting.*

Art	Antal reder	Rededage	Prædationer	Daglig prædations- rate $\pm$ S.E.	Klæknings- succes (%)
<i>Species</i>	<i>No. of nests</i>	<i>Nest days</i>	<i>Predations</i>	<i>Daily predation rate <math>\pm</math> S.E.</i>	<i>Average hatching (%)</i>
a) Stormmåge-område					
<i>Area with Common Gull</i>					
Alm. Ryle <i>Dunlin</i>	29	179,5	22	0,1226 $\pm$ 0,0245	3
Brushane <i>Ruff</i>	11	92,5	5	0,0541 $\pm$ 0,0235	24
b) Stormmåge-frit område					
<i>Area without Common Gull</i>					
Alm. Ryle <i>Dunlin</i>	44	551,5	7	0,0127 $\pm$ 0,0048	72
Brushane <i>Ruff</i>	44	550,5	8	0,0145 $\pm$ 0,0051	68

len af klækkede reder i de undersøgte områder i DDR, Polen og Finland lå mellem 65 og 80% (Soikkeli 1967, Król 1985, Stiefel & Scheuffler 1989), hvad der svarer til niveauet på Tipperne i årene 1985-1992 (excl. 1991). På Vellinge Ångar i Skåne var der i undersøgelsesårene 1981-1986 en meget voldsom prædation, og kun 30% af de fundne reder klækkede (Jönsson 1988). I 1990 klækkede de 54% (Jönsson 1990).

I de øvrige undersøgelser indgår dog også tab ved kreaturnedtrampning. På Tipperne er det kun de områder, hvor kreaturerne udsættes sent (efter ca 15. juni), der har en lige så god klækningssucces som de øvrige undersøgte yngleområder. Det er dog også her hovedparten af bestanden er.

For rylerne i områderne med relativ sen kreaturudsætning (øst for Tippervejen) er prædationen den vigtigste årsag til redetab. Det har dog sjældent været muligt præcist at fastslå hvilke prædatorer, der præderer rederne, da det oftest kræver, at prædationen iagttages direkte. Fra de første 50 år i undersøgelsesperioden er der ingen konkrete noter om prædation på rylernes æg og unger, men generelt nævnes Stormmågen som den dominerende prædator fra 1930erne til 1950erne (bl.a. Tåning 1936, Lind 1961). Ved præderede vadefuglereder på Tipperne 1985-1992 fandtes hyppigt skalrester fra æg, der tydeligvis var ædt af fugleprædatorer, og de flyvende prædatorer antages at have været af langt størst betydning for de ikke kolonirugende fugle.

Stormmågernes prædationsadfærd blev fulgt i forbindelse med "ryleprojektet". I 1990 fik Stormmågerne i starten af juni pludselig mulighed for at lede efter æg og unger inde over engene på N. Rad

og det sydlige Ø. Rad, mens Viber og kobbersnepper tidligere på sæsonen havde forhindret dette, og prædationstrykket i disse områder steg voldsomt i den forbindelse. Igennem hele ynglesæsonerne 1991 og 1992 var der tydeligvis bestemte områder, hvor Viber og Store Kobbersnepper gav Stormmågerne lov til at afsøge engene, mens de blev holdt ude fra størsteparten af engene af angribende vadefugle. Områderne med prædation blev kortlagt systematisk og var temmelig stabile gennem hovedparten af ynglesæsonen. Stormmågerne fik dog gradvist mere "råderum" hen i juni måned, efterhånden som Vibe- og kobbersneppe-familierne klumpede sig sammen i gode ungefourageringsområder.

Ud fra kortlægningerne i maj og starten af juni opdeltes de fundne rylereder på N. Rad og Ø. Rad efter, om de lå i et "Stormmåge-område" eller i et "Stormmåge-frit område". Der var en stor og statistisk signifikant forskel i prædationsraten mellem de to typer områder, (z-test (iflg. Hensler & Nichols 1981):  $z = 4,90$ ,  $p < 0,01$ ; Tab. 32). "Stormmåge-området" var ikke det samme de to sæsoner, og forskellen var næppe af habitatmæssig karakter. Disse data må være et stærkt indicium for, at Stormmågerne var hovedprædatorerne på rylernes æg. På de Ydre Hebrider fandtes, hos ryler ynglende i machair (områder med ekstensiv landbrugsmæssig udnyttelse), en klækningssucces (vha. Mayfield-metoden) på 72% i de tidlige reder og 38% i de sene (omlæg). Også her var Stormmåger ansvarlig for hovedparten af redetabene, og den tiltagende prædation gennem sæsonen blev forklaret med aftagende aktivitet hos de aggressive Viber (Jackson 1988).

I ynglesæsonerne 1990-1992 registreredes fem tilfælde af prædation på voksne rylere. To rylere blev præderet af Tårnfalk, to af Tårnfalk eller Rørhøg, mens en ryle var dræbt og gemt af ræv. Da rylen har en meget høj årlig overlevelse (se senere), må denne prædation i yngletiden udgøre en væsentlig del af voksendødeligheden hos bestanden på Tipperne.

### Kuldstørrelse

Størrelsen på det rugede kuld kendes i 191 reder (Tab. 33). Det ses, at rylen stort set altid lægger 4 æg på Tipperne, også ved omlæg. Der er for få 3- og 2-ægskuld til at vurdere, om de var "fulde kuld" eller resultatet af partiel prædation. På Tipperne blev der 1985-1992 konstateret delvis prædation af rederne i fem tilfælde. I tre tilfælde opgav fuglene reden (to med ét præderet æg, en med to præderede æg), mens de fortsatte rugningen i de to øvrige (en med ét præderet æg, en med to præderede æg).

Af 348 reder på øen Kirr var der en væsentligt større andel af mindre kuld (7% med 3 æg, 3% med 2 æg og 6% med 1 æg). Det vurderedes primært at være et resultat af partiel prædation (Stiefel & Scheufler 1989).

### Tipperne som yngleområde for Almindelig Ryle

Der har ynglet Almindelig Ryle på Tipperne gennem hele undersøgelsesperioden, men i meget varierende antal. Til omkring 1930 og igen fra midten af 1980erne husede reservatet en stor og tæt ynglebestand. I den mellemliggende periode var bestanden ret lille, dog lidt større i en kort årrække i starten af 1940erne. Forholdene på Tipperne må altså have ændret sig afgørende nogle gange 1928-1992.

I de foregående afsnit er artens hovedkrav til ynglemiljøet analyseret: kort, åben vegetation til langt hen i juni måned, højt grundvandspejl og begrænset kreaturgræsning i rugetiden. Også omfan-

get af Stormmåge-prædation (og anden prædation f.eks. af ræv; Jönsson 1990) synes at være afgørende.

Rylens tilbagegang i de første undersøgelsesår kan forklares ved udtørring og øget prædation. Efter lukningen af Ringkøbing Fjords udløb ved Nymindegab og etableringen af slusen i Hvide Sande i 1931 blev vandstanden holdt ekstremt lav i Ringkøbing Fjord i en række år i maj/juni, og det medførte, at reservatet tørrede voldsomt ud i yngletiden (Tåning 1936, Meltofte 1987). Samtidigt etableredes i slutningen af 1920erne og gennem 1930erne en meget stor Stormmåge-koloni på mellem 500 og 1000 par spredt på det meste af Tipperne. Disse to forhold må have givet rylen meget dårlige ynglemuligheder.

I 1940erne lod man fjordvandstanden i maj/juni stige noget (Meltofte 1987), og rylebestanden tredobledes fra slutningen af 1930erne til starten af 1940erne, men nåede dog langt fra op på niveauet fra 1920erne, og Stormmåge-bestanden var da også stadigvæk stor. Opblomstringen blev af kort varighed, og allerede i slutningen af 1940erne var bestanden igen meget lille. Fra anden halvdel af 1940erne aftog omfanget af høslættet gradvist, og den helt kortgræssede ryleynghabitat groede sandsynligvis forholdsvis hurtigt til.

Den genoptagne kreaturgræsning fra starten af 1970erne havde ikke den helt store indflydelse på rylebestanden. Først da slåningen udvidedes i starten af 1980erne, og kreaturgræsningen i rylernes rugetid blev ekstensiveret fra 1984, oplevede rylebestanden en eksplosionsagtig stigning, hvor bestanden mere end femdobledes på under 10 år.

Umiddelbart synes rylerne i gode hænder på Tipperne i dag. Der er en forholdsvis stor viden om nogle af de vigtigste forhold af betydning for rylernes ynglesucces, og forvaltningen af området har de seneste år forsøgt at tage vide hensyn til de mest sarte ynglefugle som bl.a. rylen med så sen udsætning af kreaturerne som muligt, sene og faste fenneskift og høslæt efter, at hovedparten af ryleungerne er blevet flyvefærdige.

Rylens ynglen i disse kulturpåvirkede enge er dog meget specialiseret, og produktionen af tilstrækkeligt mange unger til at opretholde bestanden er afhængig af en meget fin balance, så der skal muligvis ikke ændres ret meget, før de nuværende tilsyneladende gode ynglebetingelser for arten ikke længere er tilstede. Og flere af de vigtige forhold på og omkring Tipperne er ikke under forvaltningens kontrol.

Vandstanden i Ringkøbing Fjord gennem yngletiden er mere et udtryk for lokale fiskeriinteresser end et resultat af naturforvaltningsinteresser.

Tab. 33. Almindelig Ryle. Kuldstørrelsen af 191 rugede kuld på Tipperne 1985-1992.

*Dunlin. Clutch size of 191 incubated clutches of Dunlin on Tipperne 1985-1992.*

Kuldstørrelse Clutch size	4	3	2	1
Antal reder No. of nests	178	7	6	0
Procent	93	4	3	0



På Tipperne yngler op til 150 par "Baltiske Ryler", der her finder et af de sidste engområder, der ikke drænes eller gødskes, og som står med kortgræssede områder hen i juni. Foto: Jan Petersen.

En af betingelserne for, at en art som rylen på vore breddegrader kan producere unger nok til bestandens opretholdelse, er den meget lange yngleperiode, hvor fugle, der mister æg eller unger pga. prædation, kan producere omlægskuld (Fig. 27, Tab. 24). En høj vandstand i Ringkøbing Fjord gennem april (som i 1991 og 1992) ser ud til at betyde, at rylernes ynglesæson bliver forsinket en til to uger (Tab. 24). Pga. de manglende vadeblader er der næppe tilstrækkelig meget tilgængelig føde til, at rylerne kan blive yngleklare. Hvis rylen (og andre vadefugle som f.eks. Rødben), der er afhængig af vadebladerne, skal sikres gode yngleforhold på Tipperne, må det sikres, at fjordvandstanden forvaltes, så der med regelmæssige korte mellemrum forekommer lave vandstande med udstrakte vadeblader, uden at vandstanden dog konstant bliver så lav, at de fjordnære engområder udtørres.

De gode yngleforhold på Tipperne for Almindelig Ryle og andre arter er afhængig af en kombination af slåning (høslæt) og kreaturgræsning. I dag synes der at være tilstrækkelige økonomiske midler til forvaltningen, så den mest hensigtsmæssige slåning kan foretages. Men kreaturgræsningen er helt afhængig af, at private landmænd er interesserede i at have deres kreaturer på græsning i området. Ved fastlæggelse af græsningsterminer,

græsningstryk og lign. er det derfor nødvendigt at finde en model, der både skal passe til ynglefuglernes krav, og samtidig er tilstrækkelig attraktiv for kreaturerne til, at der bliver tilmeldt et tilstrækkeligt stort antal kreaturer, så den ønskede nedgræsning kan finde sted.

Der er en interesse modsætning mellem ønsket om at beskytte sent ynglende fugle som Almindelig Ryle mod nedtrampning og derfor først sætte kreaturer ud omkring 1. juni og landmændenes ønske om at få kreaturerne ud af stalden så tidligt som muligt, hvad der græsningsmæssigt i områder som på Tipperne allerede er omkring 10.-15. maj. Som det sås i 1991 har en tidlig kreaturudsætning en stor negativ indvirkning på rylernes ynglesucces (se også Tab. 74). Med de nuværende begrænsninger i forvaltningens økonomi vil selv ret små landbrugspolitiske ændringer kunne have drastisk betydning for overlevelsen hos fuglearter som Almindelig Ryle, der er afhængige af kreaturgræsningen.

Omfanget af prædationen er, naturligt nok, heller ikke under forvaltningens kontrol. Vores viden om dynamikken mellem på den ene side prædatorerne som ræve, hermeliner og andre rovpattedyr, Stormmåger og Rørhøge og deres byttedyr især smågnavere og vade/mågefugleyngel er meget

dårlig. At der er en eller anden form for naturlig balance mellem de enkelte prædatorer og mellem prædatorerne og deres byttedyr er oplagt, f.eks. betyder flere rovpattedyr færre Stormmåger og Rørhøge (f.eks. Lind 1963b, denne undersøgelse), mens et knæk i smånaverbestandene betyder en øget prædation på vadefugleæg (Beintema & Müskens 1987). Bestandene af prædatorer har muligvis endnu ikke tilpasset sig de nuværende store vadefuglebestande, og bestandsniveauet af vadefugle med en "naturlig" bestand af prædatorer vil evt vise sig at være lavere end i dag.

Tab. 32 viste, hvor sårbare de ynglende rylere synes at være overfor systematisk prædation, her af Stormmåger. En ændret forekomst af prædatorer, der medfører øget prædation, synes derfor hurtigt at kunne forværre forholdene for en art som rylen. I forbindelse med kortlægningen af Stormmåge-prædationen i ynglesæsonerne 1991 og 1992 viste det sig, at det var forekomsten af ynglende aggressive vadefuglearter som Vibe, Klyde og især Stor Kobbersnepe, der var bestemmende for, om Stormmågerne fik lejlighed til systematisk at jage over et område eller ej. Tilsvarende forhold er også beskrevet andre steder fra (f.eks. Dyrce et al. 1981). I de områder, hvor Stormmågerne fik lov til at jage, var der en signifikant større prædation end i de områder, hvor Stormmågerne blev holdt ude. Sammenholdes tætheden af ynglende Store Kobbersneper med forekomsten af jagende Stormmåger ses, at det er i de områder med de laveste yngletætheder, at Stormmågerne havde mulighed for at jage (Tab. 34). Sammenhængen ser entydig ud, men materialet er for spinkelt til en statistisk analyse. Også Viber og Klyder hjælper med til prædatorafvisningen, men ses alene på tætheden af ynglende kobbersnepper, kunne det se ud som om, at der et sted mellem en tæthed på 20 og knapt 30 par pr

km<sup>2</sup> findes en grænse for, hvor mange kobbersnepper der skal til, for at holde et område "Stormmåge-frit".

Green et al. (1989) undersøgte i en tæt bestand af Stor Kobbersnepe i England fuglenes evner til at afvise prædatorer. Den lokale prædator var Krage, og kobbersnepperne angreb aggressivt og effektivt Kragerne på indtil 100 m's afstand fra reden, mens angrebene på afstande fra 100 til 150 m fra reden var mindre aggressive. En beskyttelseszone på 100 m omkring reden svarer til et areal på ca 31 500 m<sup>2</sup>, og med denne beskyttelseszone skal der altså ca 32 par pr km<sup>2</sup> til for at "udfylde" et område. Ved en spredt ynglebestand med denne tæthed skulle kobbersnepperne alene kunne afvise prædatorerne. En forvaltning af et område, så det kan huse en tæt ynglebestand af Stor Kobbersnepe, gavner altså ikke alene kobbersnepperne, men også svagere arter som Almindelig Ryle og Bruschane.

Viden om mange forhold af rylens ynglebiologi er i dag ganske stor. De overordnede krav til yngleområdet er velundersøgt, men der er dog stadig mange uklare punkter, der må afklares, før det er muligt at opstille en detaljeret bevaringsplan for den baltiske ryle, der i øjeblikket i høj grad må anses for truet udenfor dens tre danske kerneområder. Det igangværende ryleprojekt på Tipperne sammen med en undersøgelse i den uddøende bestand på den svenske vestkyst (Blomqvist et al. 1991) forsøger bl.a. at finde ud af:

1) Prædationsforholdene: hvilken effekt har prædationen, og i hvilket omfang er rylerne i stand til at tilpasse sig nye prædationsmønstre? Virker prædationen bestandsbegrænsende, og i givet fald hvordan?

2) Ungernes fødeemner: hvordan er fødeemnerne udbredt i forskellige habitattyper, og hvilken betydning har forskellige driftsformer, vand-

Tab. 34. Sammenhæng mellem Stormmåge-prædation og yngletæthed af Stor Kobbersnepe i to prøveflader på Tipperne 1990-1992. Stormmåge-prædation: 0 = ingen prædation (Stormmåge-frit område), + = prædation (Stormmåge område).

*The relation between breeding density of Black-tailed Godwit and presence of hunting Common Gulls in two study areas on Tipperne 1990-1992. Common Gull predation: "0" = no predation (area without Common Gulls), "+" = predation ("Common Gull area").*

Delområde Subarea	År Year	Stormmåge-prædation Common Gull predation	Kobbersneppepar No. of Godwit pairs	Tæthed af St Kobbersnepe (par pr km <sup>2</sup> ) Density (pairs pr km <sup>2</sup> )
N. Rad	1990	0	30	47
	1991	0	30	47
Ø. Rad, syd	1990	+	9	16
	1991	+	11	20
	1992	0	16	29

standsforhold og saltholdighed for byttedyrsforekomster og -tætheder?

3) Kreaturnedtrampning af unger: i hvilket omfang er der tale om nedtrampning af vadefugleunger; alle undersøgelser har hidtil begrænset sig til at undersøge nedtrampningen af æg.

4) Andre bestandsbegrænsende faktorer: er der andre forhold, der sætter grænsen for hvor tæt ry-lebestanden kan blive?

5) Overvintring: Tippetrylernes (og i det hele taget de baltiske rylers) overvintringsområder kendes ikke; hvor overvintrer de, og er overvintringslokaliteterne beskyttede?

6) Omfang af stedtrohed: hvilken udveksling er der mellem kernebestande (som Tippernes) og små marginalbestande, og kan et evt yngleoverskud på Tipperne være medvirkende til, at det er muligt at retablere småbestande andre steder i Jylland og måske holde marginale ynglebestande med lille yngleproduktion i live?

En undersøgelse af rylens spredningspotentiale vil give bedre mulighed for at besvare spørgsmålet om, hvordan det var muligt for en så stedtro art som Almindelig Ryle at forøge sin bestand så eksplosivt, som det sås på Tipperhalvøen, fra en bestand på under 10 par i 1970 og ca 70 par i 1980 til ca 200 par i 1988. De første resultater fra "ryleprojektet" viser en årlig tilbagevendelsesrate på omkring 90% fra 1990 til 1992 for både hanner og hunner. En årlig overlevelse på 90% er meget høj, og så godt som alle overlevende voksne ynglefugle må være vendt tilbage, oftest til samme delområde, tit til samme territorium eller naboterritoriet, for at yngle. Den registrerede bestandsekspllosion bestod altså næppe af etablerede ynglefugle andre steder fra. Derimod er der muligvis en flydende bestand af yngre fugle, der fysiologisk er i stand til at yngle, men som endnu ikke er i stand til at etablere et territorium på opvækststedet pga. konkurrence om de begrænsede områder med ynglehabitat. Hvis gennemsnitsalderen for ynglestart pludselig faldt væsentligt, ville det give en hurtig stigning i antallet af ynglepar. En kombination af dette og nogle år med god ynglesucces gør det hypotetisk muligt, at bestandsstigningen på Tipperne er sket uden indvandring af ynglefugle andre steder fra.

Det er vigtigt for forvaltningen af Ringkøbing Fjord og andre tilsvarende områder med ynglende ryler at vide noget mere om ungerne fødeemner. Ud fra især nogle foreningsmæssige betragtninger ønskes saltholdigheden øget i fjorden, især i vinterhalvåret, hvor vinteroversvømmelser vil give engene et mere halofilt præg. Hvad en øget saltpåvirkning vil betyde for insektfaunaen på Tip-

perengene, og hvordan denne ændring vil spille ind på ynglebestandene af engfugle, hvor måske arter som Stor Kobbersneppe, Almindelig Ryle og Brushane er afhængige af forekomsten af ikke salttålende insekterarter, kan i øjeblikket ikke besvares tilfredsstillende.

### **Brushane *Philomachus pugnax***

Tipperne har været en af Danmarks klassiske Brushane-lokaliteter siden en gang i forrige århundrede.

Gennem det meste af undersøgelsesperioden, frem til omkring 1975, var der en forholdsvis stabil bestand på mellem 25 og 60 ynglehunner og lidt færre dansenhanner, med en svagt stigende tendens gennem årene. Fra midt i 1970'erne steg bestanden nærmest eksplosivt og nåede sidst i 1980'erne op på i størrelsesordenen 300 ynglehunner.

I øjeblikket huser Tipperne næsten halvdelen af Danmarks ynglebestand. Den kraftige stigning de seneste 15 år er sket samtidig med en voldsom tilbagegang i f.eks. Vadehavsområdet og Holland (Ziesemer 1986, SOVON 1987, Beintema 1991c).

### **Ynglefænologi**

Der er et ret stort materiale om Brushanens ynglefænologi på Tipperne.

1929-1947 ringmærkedes 120 kuld, hvor ungerne alder blev anslået. De fleste unger blev mærket som nyklækkede eller få dage gamle i nærheden af reden, og usikkerheden ved tilbage-regning til æglægningsstart er derfor ikke stor (Fig. 29). 1985-1992 fandtes 566 reder. For 108 kendes dato for fuldlægning eller klækning ret præcist, mens den kendes med en margin på 3-10 dage for yderligere 92 reder (Fig. 29).

Da prædationen af æg er størst tidligt på sæsonen (Tab. 40) er der forholdsvis flere tidlige ægkuld end tidlige ungekuld. Ved anvendelse af den daglige gennemsnitlige redeoverlevelse i tre delperioder (Tab. 40) kan den forventede andel af de fundne reder, der har overlevet frem til klækning, beregnes. Fænologien for disse "ægkuld med succes" 1985-1992 er sammenfaldende med fænologien for ungekuldene 1929-1947 (Tab. 35). Brushansenes ynglefænologi har altså ikke ændret sig gennem undersøgelsesperioden, men den udviser ret store år-til-år variationer.

Træk mønstret har derimod ændret sig meget. Ankomsten af hanner skete 2-4 uger tidligere i 1973-1982 end i 1930'erne (Meltøfte 1987), og i dag overvintrer op til 60 hanner i området i milde vintrere (bl.a. Værnengene jan. 1991, pers. obs). I ti ynglesæsoner i 1930-1947 vurderedes alle hunner

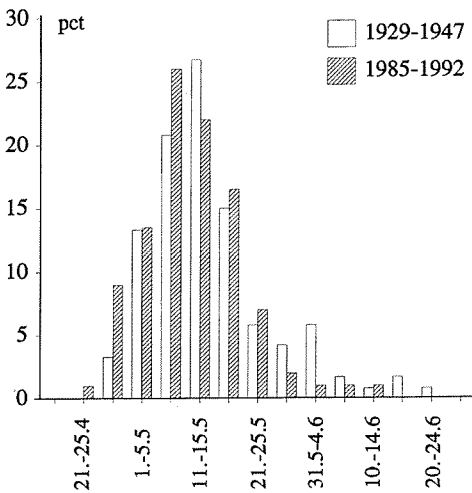


Fig. 29. Brushane. Æglægningsstart på Tipperne (5-dages perioder) for 120 ungekuld ringmærket 1929-1947 og 200 ægekuld fundet og kontrolleret 1985-1992. Ved tilbageberegning er anvendt en rugetid på 22 dage og en æglægningsperiode på 4 dage (Großkopf 1968, Scheufler & Stiefel 1985, pers. obs.)

Ruff. Start of laying on Tipperne (5 day periods) for 403 broods ringed in 1929-1947 and 200 controlled nests 1985-1992. Calculated using a laying period of 4 days and an incubation period of 22 days.

at være ankommet mellem 3. og 10. maj de fleste år (Tipperarkivet). I 1984-1989 var stort set alle hunner ankommet i slutningen af april, ca 1-2 uger tidligere (Thorup 1986, 1988, 1990a, 1990b).

Baseret på ringmærkningsmateriale yngledes Brushønsene i Holland i gennemsnit ca halvanden uge tidligere i 1970'erne end i 1930'erne (Beintema et al. 1985). Denne ændring tilskrives især ændringer i landbrugsdriften, specielt den tiltagende gødskning og dræning af engene. Der har ikke fundet en tilsvarende ændring sted på Tipperne, hvor skiftende klimatiske forhold har givet år-til-år variationer i ynglefænologi, men ikke langsigtede

ændringer. Ændringerne i landbrugsdriften andre steder spiller derimod øjensynligt ind på artens trækmønster og ankomsten til Tipperne.

Den totale yngleperiode på Tipperengene er lang. Nyklækkede unger er set så tidligt som 16. maj 1983 (Mortensen 1984) og 17. maj 1988 (Seeborg 1991), mens de seneste klækninger er ca 1. august 1928 (Tåning 1936) og ca 18. juli 1946 (ca 10 dage gamle unger ringmærket 28. juli). Normalt klækker de tidligste unger 21.-25. maj og de seneste 8.-11. juli. I Holland og på øen Kirr på den tyske Østersøkyst sås de tidligste nyklækkede unger hhv. 19. maj og 25. maj, mens de seneste fandtes hhv. 7. juli og 13. juli (Beintema & Müskens 1981, Scheufler & Stiefel 1985).

### Optællingsmetodernes dækningsgrad

Redeefterøgningen 1928-1964 fandt især sted mellem 21. maj og 9. juni (Fig. 6), og hvis fænologi for de ringmærkede ungekuld i perioden 1929-1947 er repræsentativ for ynglefuglene i hele perioden 1928-1964, har i gennemsnit ca 75% af ynglehunnerne af Brushøns haft reder med æg på optællingstidspunktet (Tab. 16). Rederne er imidlertid godt skjult, og mange observatører har gennem tiderne gjort opmærksom på, at adskillige reder formodentlig er blevet overset. Således anfører Tåning (1936), at der i 1929-1931 årligt fandtes ca 15 reder, mens der kunne optælles ca 25 ynglehunner, og der sidst i maj sås 30-40 hunner. F. Søgaard Andersen (in litt.), der var ynglefugletæller i 1940-1948, angiver ligeledes, at der var vanskeligheder med at finde Brushønse-rederne. I årene 1942-1950 blev der foretaget detaljerede studier af Brushønsene (Andersen 1944, 1948, 1951, Bancke & Meesenburg 1952, 1958), og i disse år fandtes en del reder udenfor den egentlige redeeftersøgning, så der formodentlig er fundet en noget større andel af rederne end ellers. Der fandtes disse år i gennemsnit 25 reder om året mod 13 i 1935-1941. I 1928-1964 var der nok mindst en halv gang flere ynglehunner end optalt og måske op til tre gange så mange.

Tab. 35. Brushane. Hovedperiode (centrale 80%) og mediandato for æglægningsstart på Tipperne, for ringmærkede ungekuld 1929-1947, for ægekuld kontrolleret 1985-1992, og for disse efter omregning til "ægekuld med succes" (se teksten).

Ruff. Main period (central 80%) and median date of start of laying on Tipperne, of ringed broods 1928-1947, of egg clutches 1985-1992, and of the "successful" proportion of these clutches (estimated from survival rates in different parts of the incubation period, see Tab. 38).

	Hovedperiode Main period	Mediandato Median date	n n
1929-1947 Ungekuld Broods	3.5 - 31.5	13.5	120
1985-1992 Ægekuld m. succes Successful clutches	2.5 - 31.5	12.5	200
1985-1992 Alle ægekuld All clutches	1.5 - 22.5	11.5	200



Mange internationalt kendte studier af Brushaners adfærd på dansepladsen har været udført på Tipperne midt i århundredet. Men ynglebestanden har aldrig været så stor som i dag. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

1965-1971 blev der ikke foretaget systematiske ynglefugleoptællinger, så det er svært at vurdere dækningsgraden, men der har formodentlig også her været en vis underestimering.

1972-1992 er bestanden optalt ved antallet af hunner, der viste tegn på yngleuro i perioden ult. maj til med. juni. Denne metode underestimerer også antallet af ynglehunner, da der kun dækkes fugle med ynglesucces og ydermere kun de fugle, der varsler for unger på optællingstidspunktet.

Omfanget af underestimeringen afhænger bl.a. af tidspunktet for kortlægningen i forhold til årets ynglefænologi. En tidlig gennemgang betyder, at en stor del af hunnerne endnu ligger diskret og ruger, en sen gennemgang betyder, at en del af hunnerne er holdt op med at varsle ved deres nu store unger. Brushønen er stort set kun "synlig" fra omkring klækningen og ca 10-18 dage frem (Scheufler & Stiefel 1985, pers. obs.), oftest forlader hunnen ungerne, når disse når en alder på ca to uger (Rhijn 1991). Også spredningen af yngleperioden og ynglesuccesen det enkelte år har indflydelse på, hvor stor en del af ynglehunnerne, der registreres.

I ynglesæsonerne 1985-1989 blev flere af de gode Brushane-områder kortlagt to gange med ca en uges mellemrum, hvad der øgede muligheden

for at ramme et optimalt tælletidspunkt. I sæsonerne 1990-1992 var der kun én årlig kortlægning.

Der er ikke tilstrækkelige data til, at optællingernes dækningsgrad de enkelte år kan vurderes. I fem ynglesæsoner 1986-1992 er det optalte antal ynglehunner sammenholdt med ynglefænologi og klækningssucces og i 1990 også med antallet af fundne reder incl. omlæg i nærmere undersøgte delområder (Tab. 36). Disse data viser, at kortlægningerne visse år underestimerer bestanden ganske meget, og at det, der umiddelbart ligner store årlige udsving i antallet af ynglehunner, ligeså godt kan være udsving i ynglesucces og måske i ynglefænologi.

Brushanen er en promiskuøs art uden nogen form for parsammenhold. Der synes ikke at være et blot nogenlunde fast forhold mellem antallet af hanner og hunner i et yngleområde (bl.a. Hansen 1985, Rhijn 1991). På Tipperne var der således i 1920'erne og 1930'erne normalt ca 20 stationære dansehanner (ca 60% af antal ynglehunner), mens der var yderligere ca 10 hanner løst tilknyttet dansepladserne (Andersen 1944, 1948, 1951). I perioden 1980 til 1986 tredobledes antallet af ynglehunner, mens antallet af stationære dansehanner kun steg fra 60 i 1980 til 85 i 1986. I perioden sås en delvis opløsning af hierakiet hos de dansende fugle, og



Tab. 36. Brushane. Antal ynglehunner på Tipperne optalt i en række år 1986-1992, og antal ynglehunner (beregnet ved anvendelse af data om ynglesucces, fænologi m.m.; Thorup 1990b, denne undersøgelse), der vurderes reelt at have ynglet de pågældende år.

Ruff: Counted no. of breeding females on Tipperne, and the estimated population size (using data on hatching success, phenology etc) in a number of years 1986-1992.

	1986	1987	1989	1990	1992
Antal optalte ynglehunner <i>Counted no. of breeding females</i>	275-300	155-172	218-238	102-109	94- 99
Beregnet antal ynglehunner <i>Estimated no. of breeding females</i>	300-350	300-325	300-350	200-300	275-350
Optalt andel (%) <i>Proportion counted (%)</i>	79-100	48- 53	62- 79	34- 55	27- 36

mange hanner fulgte de mange fouragerende ynglehunner rundt på engene, hvor der også sås mange parringer. Sidst i 1980erne vurderes forholdene på Tipperne at ligne de, der fandtes i et yngleområde i Finland, hvor 90% af danseriet og to-tredjedele af alle parringer fandt sted væk fra dansepladserne (Lank & Smith 1987).

Ynglebestandens størrelse er derfor her alene defineret ud fra antallet af ynglende hunner, selv om der fra en lang række ynglesæsoner foreligger grundige optællinger af de stationært dansende Brushaner på Tipperne.

### Bestanden

Bestanden af Brushøner har været svagt stigende på Tipperne gennem det meste af undersøgelsesperioden frem til omkring 1980 for så gennem 1980erne at stige nærmest eksplosivt til ca 350 hunner sidst i årtiet (Fig. 30). I den samme periode har den danske bestand af Brushøns været udsat for en nærmest katastrofal tilbagegang (Dybbro & Jørgensen 1971), og Tipperbestanden må have udgjort en større og større del af den samlede danske bestand op gennem århundredet, selv om der

savnes bestandsopgørelser fra resten af Danmark fra århundredets første halvdel.

I 1970 forsøgte for første gang en landsdækkende optælling (Dybbro & Jørgensen 1971). Optællingen var ikke dækkende og blev i mange områder baseret på de lettere optalte hanner. I alt taltes 425 hanner og 270 hunner, dog uden Vejlerne, hvor der midt i 1960erne var optalt ca 150 hanner og 50-100 hunner. Hvis der tages højde for de forventede underestimeringer, har den danske bestand i 1970 formodentlig været på 500-1000 ynglehunner. Dækningen ved optællingen af ynglehunner på Tipperne i 1970 var dårlig, men reservatet må have huset ca 5-10% af den danske ynglebestand.

I 1980 blev landsbestanden igen optalt, denne gang med en væsentlig bedre dækning og på grundlag af yngleurologiske hunner (Hansen 1985). Bestanden på Tipperreservatet udgjorde 120 ud af en samlet bestand på ca 500 ynglehunner (ca 25%); den nordlige del af Værnet husede yderligere 55 ynglehunner (godt 10% af landsbestanden). Den nordlige del af Tipperhalvøen udgjorde altså nu et kerneområde for arten i Danmark.

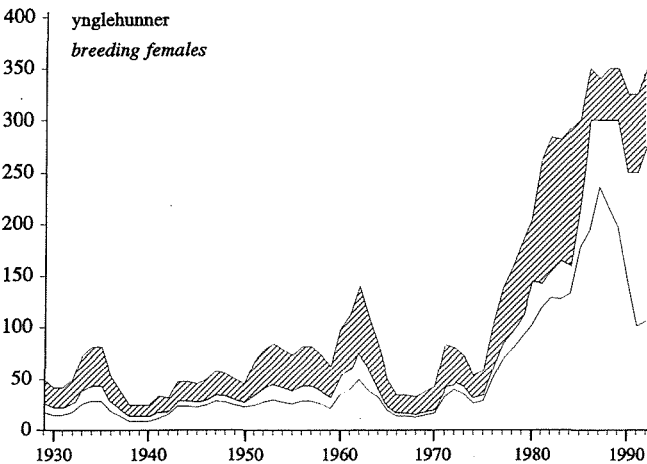


Fig. 30. Brushane. Bestanden af ynglehunner på Tipperne 1928-1992: tre-års glidende gennemsnit af den optalte ynglebestand (nederste linie), og et skønnet interval for den reelle bestand (skraverede område). Se iøvrigt teksten.

Ruff: The breeding population of females on Tipperne 1928-1992: a three-year sliding average of the no. of counted females (lowermost curve), and the range of the estimated population size (hatched area).

Hvordan det er gået den danske ynglebestand i den efterfølgende periode, hvor bestanden på Tipperne steg fra 120 til ca 300-350 hunner, vides ikke med sikkerhed. Men på fire lokaliteter (Tipperne, Værnengene, Vejlerne og Tøndermarsken), der i 1980 i alt havde 235 ynglehunner (knap 50% af bestanden), taltes i 1987-1988 ca 485 ynglehunner (Gram et al. 1990, J. P. Kjeldsen 1990, Thorup 1990a, L. M. Rasmussen in litt.). Hvis bestanden på de øvrige danske ynglepladser var uændret på ca 250 ynglehunner, udgjorde den nordlige del af Tipperhalvøens 350 ynglehunner ca halvdelen af den danske bestand, fordelt på kun ca 9 km<sup>2</sup> brakvandseng. Bestanden på Tipperne er altså af vital betydning for den danske bestand.

### Habitatvalg

Brushanen er udbredt i fugtige lavlandsområder i den arktiske og nordligt tempererede zone i Europa og Asien. En lille del af bestanden udnytter enge, især fugtige brakvandsenge, længere mod syd, især omkring Nordsøen og Østersøen.

Redehabitatvalget på Tipperne er undersøgt i tre perioder. Andersen (1948) beskrev redeplaceringen i perioden 1929-1947 på basis af redekort og egne iagttagelser. Store redetætheder fandtes på Store Tipper, som var det eneste delområde, hvor vegetationen ikke blev slået helt kort (den nordlige del af Store Tipper blev ikke slået hvert år). Den største redetæthed fandtes dog langs Tippervejen, hvor man undlod at slå i et ca 2 m bredt bælte langs vejen. Her blev der i årene 1929-1947 fundet 76 reder. Det var 21% af alle fundne reder på 0,3% af arealet. Vegetationen på Tipperne har åbenbart generelt været for lav til Brushane-reder i denne periode, mens forholdene i øvrigt har været velegnede til ynglen.

I 1973-1974 og 1976 indsamlede Møller (1978) data om redehabitat for otte Brushane-reder. Det begrænsede materiale viste, at redehabitatet var 10-20 cm høj græsvegetation, at redetuen var mindst 10 cm høj, at kort vegetation (under 20 cm) var nødvendig for at ungerne kunne bevæge sig omkring og søge føde, og at spredt, højere vegetation accepteredes.

1985-1992 er der fundet 566 Brushane-reder på Tipperne, hvoraf jeg selv har set 450-500. Der er ikke foretaget nogen systematisk registrering af redehabitatet og redens nærmeste omgivelser, så det følgende bygger på generelle indtryk. På græssede og slåede enge er der fundet reder i stort set alle typer vegetation, blot der har været løse tuer, der var store nok til at skjule en rugende fugl. Der er dog ikke fundet reder i tuer af lysesiv og katte-

skæg. Kæruld iblandet græs slået året forinden var den habitat med de største tætheder af Brushane-reder. Når kærulden når en passende højde (som regel med.-ult. maj) anlægges et større antal reder her. At denne habitat er så populær skyldes måske dens meget åbne struktur. I den slåede strandsump i Opgrøden og på poldene omkring Opgrøden er der fundet reder i græstuer i opvoksende nye tagrør. Tætheden af ynglehunner i denne biotop var dog væsentligt lavere end i de egentlige enghabitater. Hovedparten af kontrolområdet Store og Lille Tipper har høj og kraftig vegetation. De fleste år fandtes der ikke ynglende Brushøns her, men i de tre tørre forår 1989, 1990 og 1992 har der ynglet enkelte hunner i de mere fugtige dele af området, hvor der er en ret kort græsvegetation iblandet mos.

I kølige og tørre forår med langsom græsvækst er udstrækningen af egnede redehabitater måske begrænsende for, hvor mange ynglehunner der kan etablere sig. Tørre forår har dog måske endnu større indflydelse på bestanden, fordi udtørring af engene betyder dårligere fourageringsforhold for fuglene.

I ynglesæsonerne 1974-1976 undersøgte fordelingen af en mindre del af bestanden (i alt 51 ynglehunner) i nogle prøveflader (Møller 1978). I områder uden landbrugsmæssig udnyttelse (kontrolområde) og i områder med fåregræsning og rørskeer ynglende stort set ingen Brushøns. På arealer med kvæggræsning fandtes i gennemsnit en tæthed på 5,2 (3,2-7,0) ynglehunner pr km<sup>2</sup>, mens tætheden på arealer med høslæt, var 8,8 (6,8-11,0) ynglehunner pr km<sup>2</sup>.

I en væsentligt tættere, men mindre ynglebestand på en skånsk ferskeng (Håslöv) fandt Larsson (1976) tilsvarende, at 29 ynglehunner i 1970-1971 og 1973 fordelte sig med en gennemsnitlig tæthed på 48 (34-56) hunner pr km<sup>2</sup> på kreaturgræsset eng og 96 (60-149) hunner pr km<sup>2</sup> på slået eng. Begge undersøgelser dækker kun et begrænset antal ynglefugle, og forskellene er ikke signifikante, men der er en tydelig tendens til, at Brushanen foretrækker slåede fremfor græssede arealer.

En ynglebestand af Brushøns i et reservat på Flevoland i Holland fulgtes fra oprettelsen af reservatet i 1966 frem til 1982 (Zijlstra 1990). De første ni sæsoner, hvor bestanden var under etablering, var yngletætheden langt større i slået end i kreaturgræsset græsland. I 1972, hvor bestanden kulminerede, var tætheden 33 ynglehunner pr km<sup>2</sup> i slåede og 20 ynglehunner pr km<sup>2</sup> i kreaturgræssede områder. Herefter faldt yngletætheden i begge habitater til mellem 5 og 10 hunner pr km<sup>2</sup>, mens tætheden i områder med en kombination af

Tab. 37. Brushane. Yngletætheder i delområder på Tipperne (gennemsnit 1986-1990). For de bedst undersøgte områder er også angivet en korrigeret tæthed (incl. et skønnet antal hunner uden ynglesucces).

*Ruff. Densities of breeding females in different sub-areas of Tipperne (average 1986-1990). For the most intensively studied sub-areas an adjusted value has been calculated (including an estimated number of unsuccessful females).*

Delområde Subarea	Areal (ha) Area (ha)	Antal ynglehunner No. of breeding females	Tæthed (hunner/km <sup>2</sup> ) Density (females/km <sup>2</sup> )	Korrigeret tæthed (hunner/km <sup>2</sup> ) Adjusted density (females/km <sup>2</sup> )
Store og Lille Tipper	58	1,3	2,2	—
Opgrøden	83	9,2	11,0	—
V. Rad	70	16,7	23,9	—
Rødsandshage & S. Rad	139	27,6	19,8	—
Adamspold/Tipperpold	72	15,5	21,5	—
Per Smeds & Per Gejls	10	6,1	61,0	—
Anholt	4	2,7	67,4	—
Ø. Rad, syd	53	18,1	34,0	103
Ø. Rad, midt	103	39,7	38,6	52
N. Rad	61	33,5	54,9	82
Fuglepold	39	37,1	95,0	125
Tipperne i alt <i>Total</i>	695	209,6	30,2	ca 46

slåning og græsning var lidt større. Det antages, at fuglene omkring bestandskulminationen ikke længere havde tilstrækkeligt fødegrundlag i området (Zijlstra l.c.).

Også denne undersøgelse tyder altså på, at Brushøns foretrækker slæde områder, så længe der er et tilstrækkeligt fødegrundlag. Desuden foretrækkes områder uden for stor saltpåvirkning. D. Drenckhahn (i Glutz von Blotzheim et al. 1975) fandt en negativ korrelation mellem bestands-tæthed og saltkoncentration i Slesvig-Holsten.

### Tætheder

I 1928-1973 ynglede Brushønsene typisk i tætheder på mellem 3 og 9 hunner pr km<sup>2</sup> på Tipperne. Dog ynglede der i gennemsnit 17 hunner pr km<sup>2</sup> på Store Tipper 1947-1961 (Møller 1978). I to sæsoner 1929-1947 fandtes der koncentrationer af reder i nærheden af dansepladser: i 1934 således 8 reder på det 0,19 km<sup>2</sup> store S. Rad (42 reder pr km<sup>2</sup>), og i 1947 21 reder i et 0,41 km<sup>2</sup> stort område af Store Tipper (51 reder pr km<sup>2</sup>; Andersen 1948).

Der har i 1986-1992 ynglet mellem 200 og 350 Brushøner på Tipperne. Maksimalt 15 ynglede i områderne Opgrøden, Store Tipper og Lille Tipper, mens det øvrige areal på ca 545 ha har huset resten. Det svarer til en gennemsnitlig tæthed på mellem 45 og 60 ynglehunner pr km<sup>2</sup>, væsentligt mere end der på noget tidspunkt tidligere har ynglet på Tipperne eller i noget delområde her. Lokalt varierede tæthederne meget (Tab. 37) afhængigt af omfanget af kreaturgræsning og slåning, engtype og vegetation.

De senere års tætheder på Tipperne er væsentligt højere, end de er iagttaget andre steder i Danmark. I to af de bedste Brushane-lokaliteter er der fundet tætheder på ca 15-20 ynglehunner pr km<sup>2</sup> på de sydlige to-tredjedele af Bygholm Vejle i 1986 og 1988-1989 (Jørgensen & Seidenfaden 1987, J. P. Kjeldsen 1990, 1991) og 8 (2-27) ynglehunner pr km<sup>2</sup> i Magisterkogen i Tøndermarsken 1978-1988 (Gram et al. 1990).

### Ynglesucces

Brushønsenes klækningssucces på Tipperne er undersøgt i tre perioder.

I 1942-1943 klækkede æggene i 21 (72%) af 29 reder, mens 7 reder (24%) blev præderet af Stormmåger. I den sidste rede døde hunnen (Andersen 1944).

I 1977 klækkede 10 (71%) af 14 reder, mens 3 (21%) blev nedtrampede af kreaturer eller heste, og kun 1 (7%) blev præderet (Rønnest 1978).

I 1985-1992 blev 337 reder fulgt til efter rugetidens ophør i kreaturfrie fælder (Tab. 38). Den "tilsyneladende klækningssucces" svarer ganske godt til, hvad der fandtes i de tidligere undersøgelser. Der er dog en væsentligt større prædation af de tidligst fundne reder (Tab. 38). Da redemarkeringer fjernes, inden kreaturerne udsættes, er hovedparten af redekонтроllerne foretaget i områderne med sen udsætning: på Fuglepold, N. Rad, Per Smeds Dæmning, Per Gejls og det nordlige Ø. Rad er 68% af 333 fundne reder kontrolleret mod 46% af 225 fundne reder i de øvrige områder.

Et bedre mål for klækningssuccessen fås ud fra

Tab. 38. Brushane. Skæbnen for 337 reder i kreaturfrie fenner på Tipperne 1985-1992 kontrolleret efter rugetidens ophør, for alle reder samlet, og opdelt på funddato.

*Ruff. Fate ("apparent hatching success") of 337 nests on Tipperne 1985-1992, of all nests combined, and divided according to finding date. Data from fields without cattle, only.*

År Years	Antal reder No. of nests	Klækket Hatched	Præderet Predated	Oversvømmet Flooded	Forladt Deserted
1985-1992 i alt <i>Total</i>	337	213 (63%)	95 (28%)	4 (1%)	25 (7%)
Fundet før 16. maj <i>Found before 16 May</i>	91	35 (38%)	45 (49%)	3 (3%)	8 (9%)
Fundet 16.-25. maj <i>Found 16 to 25 May</i>	132	95 (72%)	28 (21%)	1 (1%)	8 (6%)
Fundet efter 25. maj <i>Found later than 25 May</i>	114	83 (73%)	22 (19%)	0	9 (8%)

den gennemsnitlige daglige redeoverlevelse (Mayfield-metoden, se metodeafsnit). Den gennemsnitlige klækningssucces i hele sæsonen er beregnet i Tab. 39. Der er dog en væsentligt højere prædation tidligt på sæsonen (Tab. 40).

Der er ikke foretaget studier af omlægsrater m.m. i individmærkede bestande af Brushøns på vore breddegrader. Tidlige kuld, der går tabt, vides dog at blive lagt om (Andersen 1948, Scheufler & Stiefel 1985), og det må gælde de allerfleste kuld, der går tabt før 15. maj. I gennemsnit antages mindst 65-75% af hunnerne på Tipperne at have

klækket unger i 1985-1992 (Tab. 39, Tab. 40). I 213 reder kendes antallet af klækkede unger, i gennemsnit var der 3,56 unger i et klækket kuld (Tab. 41).

Omfanget af kreaturnedtrampningen af Brushøns-rederne på Tipperne er som nævnt ikke undersøgt. Hertil kræves specialundersøgelser, som de er foretaget hos Almindelig Ryle (se under denne art). Nedtrampningen må dog være i samme størrelsesorden som hos arter som Almindelig Ryle, Rødben og Stor Kobbersneppe, da Brushønen er iagttaget at have samme passive adfærd

Tab. 39. Brushanens ynglesucces på Tipperne. Gennemsnitlig daglig overlevelseshastighed og beregnet klækningssucces for a) 378 reder, hvor kontrollerne er fordelt over hele æglægnings- og rugetiden, og for b) reder kontrolleret efter 15. maj. Alle rederne kontrolleret i kreaturfrie fenner 1985-1992. Beregningsmetode efter Mayfield (1961, 1975). Der er anvendt en æglægningsperiode på 4 dage og en rugetid på 22 dage (Großkopf 1968, Scheufler & Stiefel 1985).

*Ruff. Daily survival rate and expected hatching success of a) 378 nests controlled throughout the entire breeding season and b) nest controls later than 15 May only. All nests were controlled on Tipperne 1985-1992 in fields without cattle present. Calculations according to the Mayfield-method. Laying period assumed to be 4 days and incubation period 22 days.*

År Year	Rededage Nest days	Redetab Losses	Daglig overlevelseshastighed Daily survival rate	Klækningssucces (%) Hatching success (%)
a) Alle reder <i>All nests</i>				
1986	380	2	0,9947	87
1987	640	10	0,9844	66
1988	701	10	0,9857	69
1989	598	13	0,9783	57
1990	706	18	0,9745	51
1991	371	10	0,9730	49
1992	399	8	0,9799	59
1985-1992	3843	72	0,9813	61
b) Reder kontrolleret efter 15. maj <i>Nests controlled later than 15 May</i>				
1986	347	0	1,0000	100
1987	608	9	0,9852	68
1988	622	6	0,9904	78
1989	557	11	0,9803	60
1990	548	11	0,9799	59
1991	335	5	0,9851	68
1992	366	5	0,9863	70
1985-1992	3430	47	0,9863	70

Tab. 40. Brushanens ynglesucces på Tipperne. Gennemsnitlig daglig overlevelsrate i forskellige delperioder af rugetiden for 378 kontrollerede reder i kreaturfrie fenner 1985-1992. "Klækningstal" angiver andelen af rederne, der ville klække, hvis den pågældende daglige overlevelsrate havde været konstant gennem hele ægtiden (26 dage). *Ruff. Daily survival rates in different parts of the incubation period on Tipperne 1985-1992 (fields without cattle, only). The "hatching probability" is the proportion of nests surviving till hatching, if the survival rate concerned were constant throughout the egg period (26 days).*

Periode <i>Period</i>	Rededage <i>Nest days</i>	Redetab <i>Losses</i>	Daglig overlevelsrate <i>Daily survival rate</i>	Klækningstal <i>Hatching probability</i>
→ 15.5	377	19	0,9496	0,261
16.-31.5	1988	31	0,9844	0,665
1.6 →	1107	12	0,9892	0,753

over for kreaturer som rylen (pers. obs.). Også i Holland fandt Beintema (1995) at nedtrampningsmønstrer hos Brushanen lignede Rødbeneses. Kreaturnedtrampningens betydning er behandlet i diskussionsafsnittet (bl.a. Tab. 70-74).

Prædation havde stor indflydelse på Brushønens klækningssucces i 1985-1992 (bl.a. Tab. 38), men der er ingen systematiske data, der viser hvilke prædatorer, det drejer sig om. Andersen (1944) anfører Stormmåge som prædator på alle syv præderede reder i en undersøgelse fra 1942-1943. I 1985-1992 kunne det i mange tilfælde konstateres, at prædatorerne var fugle som Krager eller Stormmåger, da der er fundet skaller fra fuglepræderede æg, men det er kun ved en lille andel af de præderede reder, der er fundet sådanne rester.

I 1991 og 1992 blev de områder kortlagt, hvor aggressive vadefugle ikke forhindrede Stormmåger i at eftersøge reder, i forbindelse med et projekt om ynglebologien hos Almindelig Ryle (se denne art). Prædationsraten i de kontrollerede Brushøne-reder på N. Rad og Ø. Rad var større og ynglesuccessen dårligere i de områder, hvor Stormmågerne havde mulighed for at søge efter reder (Tab. 32). Forskellen i prædationsraten mellem de to typer områder var ikke nær så udtalt hos Brushanen og var da heller ikke statistisk signifikant ( $p > 0,05$ ), som det var tilfældet hos rylen. Der er dog kontrolleret ret få Brushøne-reder i områ-

derne med Stormmåger, hvorfor middelfejlen er stor, og det er absolut sandsynligt, at det med et større materiale vil vise sig, at Stormmåge-prædation er af signifikant betydning også for Brushanen.

Gennem årene er der også fundet enkelte Brushøne-reder, der tydeligvis var præderet af pattedyr. Det vides ikke, hvor stor betydning rovpattedyr som ræv og hermelin har for Brushanen på Tipperne, men den antages at være forholdsvis lille, da rederne er så godt camouflerede.

En klækningssucces på 50-70% for hele ynglesæsonen og på 60-80% efter 15. maj er ganske høj. Der er dog ingen data til at belyse ungeoverlevelsen på Tipperne, og den samlede ynglesucces kendes altså ikke. I år med gode opvækstbetingelser for ungerne må Tipperne kunne producere et pænt ungeoverskud.

### Kuldstørrelse

Af de 566 fundne reder 1985-1992 kendes kuld størrelsen på det fuldlagte (eller i hvert fald rugede) kuld i de 396 (Tab. 42). Det ses, at Brushønen næsten altid lægger 4 æg på Tipperne, også ved omlæg. Det vides ikke hvor stor en del af de knap 10% af kuldene med færre end 4 æg, der var et oprindeligt 4 ægs kuld udsat for partiel prædation. Partiel prædation er konstateret i flere tilfælde, og i mindst halvdelen klækkedes reden senere.

Tab. 41. Brushane. Klækkede unger pr kuld (kreaturfrie fenner) på Tipperne 1985-1992, sammenlignet med tilsvarende tal fra Holland og øen Kirr ved den tyske Østersø-kyst (Scheufler & Stiefel 1985).

*Ruff. Number of hatched chicks per clutch on Tipperne 1985-1992 (fields without cattle, only), in the Netherlands and on the island Kirr in the German Baltic Sea.*

	Antal kuld <i>No. of clutches</i>	Heraf klækket <i>Hatched</i>	Pulli pr påbegyndt kuld <i>Pulli per clutch initiated</i>	Pulli pr klækket kuld <i>Pulli per clutch hatched</i>
Tipperne	337	213 (63%)	2,25	3,56
Holland	1130	777 (69%)	2,75	3,46
Kirr	185	118 (64%)	2,21	3,46

Tab. 42. Brushane. Kuldstørrelsen af 396 rugede kuld på Tipperne 1985-1992.  
*Ruff. Clutch size of 396 incubated clutches on Tipperne 1985-1992.*

Kuldstørrelse <i>Clutch size</i>	5	4	3	2	1
Antal reder <i>No. of nests</i>	2	360	27	7	0
Procent	0,5	91	7	2	0

### Tipperne som yngleområde for Brushane

Gennem det meste af undersøgelsesperioden frem til midt i 1970'erne har Tipperne huset en relativt stabil bestand på mellem 25 og 60 ynglehunner. Ud fra antallet af fundne reder påviste Møller (1978) en svagt, men signifikant stigende bestand 1928-1975. Mangelde områder med passende høj vegetation til redeanbringelse mistænkes for at have været en begrænsende faktor for bestandens størrelse i hvert fald frem til omkring 1950. Bestandsstigningen fra omkring 1950 til 1963 kan måske forklares ved aftagende høslæt og afgræsning, så større arealer fik en passende vegetationshøjde for Brushøns.

Ynglebestanden var helt frem til starten af dette århundrede udsat for en voldsom forfølgelse i yngletiden, også på Tipperne (Møller 1978). Hannerne blev fanget i doner på dansepladserne, og hunnerne blev skudt ved reden. Bestandsniveauet i starten af undersøgelsesperioden har måske stadig været påvirket af denne overdødelighed. Angivelser af Hedin (1904) fra 1903 og Klinge (i Tåning 1936) fra 1910 antyder dog, at bestanden i det første årti af dette århundrede var væsentligt større end ved undersøgelsesperiodens start i 1928. Formodentlig var det primært saltvandsperioden 1910-1915 med hyppige oversvømmelser af terrænet også i yngletiden, der påvirkede bestanden endnu i slutningen af 1920'erne.

Gennem undersøgelsesperioden er saltpåvirkningen af engene gradvist blevet mindre pga. de nu meget lave vintersaltholdigheder i Ringkøbing Fjord. Det kan være en del af forklaringen på den stigende Brushønse-bestand, da der er fundet en negativ korrelation mellem saltholdighed på enge og bestandstætheder (D. Drenckhahn i Glutz von Blotzheim et al. 1975).

At bestanden i perioden 1928-1946 holdt sig på et stabilt niveau, på trods af forårs- og forsommerudtørring af engene (Tåning 1936, Meltofte 1987) og etableringen af en enorm Stormmåge-koloni spredt over det meste af Tipperengene, kunne tyde på, at Brushanen ikke er helt så sårbar over for

Stormmåge-prædation som f.eks. Almindelig Ryle (der gik kraftigt tilbage i perioden). Men at Stormmågerne har en vis betydning på Brushønse-klækningssucces ses af data fra Tipperne fra de seneste ynglesæsoner (Tab. 32). Møller (1978) påviste lavere yngletætheder i delområder med store Stormmåge-tætheder, men denne negative korrelation kan dog også skyldes forskel i de to arters foretrukne ynglehabitat (Møller l.c.).

Selvom ynglebestanden af Brushøns i perioden 1928-1975 har været temmelig stabil, er der dog store år-til-år variationer i det optalte antal ynglehunner. I de bedst undersøgte år (1947-1963) havde de årlige fluktuationer en sammenhæng med sommernedbøren, og ynglebestanden var signifikant positivt korreleret med nedbørmængden 1. maj - 31. juli året før (Møller 1978). Dette forklares med, at det er rekrutteringen af etårige ynglefugle, der er hovedårsagen til år-til-år variationerne i ynglebestandens størrelse, og at sommernedbøren er af stor betydning for årsungernes overlevelse (Møller l.c.). Denne tolkning forudsætter dog, at hovedparten af de overlevende etårige hunner yngler. På øen Kirr vurderede Scheuffler & Stiefel (1985), at de etårige hunner kun udgjorde 5-10% af ynglehunnerne i en delvist individmærket bestand, og en stor mængde ikke-ynglende Brushøner, primært yngre fugle, oversommer i vinterkvartererne i tropisk Afrika (Pearson 1981, Cramp & Simmons 1983, Rhijn 1991).

En alternativ eller medvirkende forklaring til fluktuationerne kunne være, at ynglehunnernes stedtrohed var større efter ynglesæsoner med god ynglesucces, en sammenhæng der er påvist for bl.a. Stor Kobbersneppe (Buker & Winkelmann 1987, Buker & Groen 1989, Groen 1993) og Rødben (Thompson & Hale 1989).

Efter at bestanden på Tipperne i næsten 50 år havde ligget relativt stabil på 25-60 par, voksede den i løbet af 11 ynglesæsoner fra 1975 til 1986 næsten eksplosionsagtigt til over 300 ynglehunner. I Danmark uden for Tipperne var bestanden stabil eller svagt stigende i samme periode (Hansen i Frikke 1991, denne undersøgelse), og syd for Danmark gik bestanden kraftigt tilbage (Ziesemer 1986, SOVON 1987, Beintema 1991c, Klinner 1991). Bestandsstigningen på Tipperne må derfor først og fremmest tilskrives ændringer i de lokale forhold.

Den omfattende slåning siden 1984 har åbnet engene og fremmet plantesamfund, der er attraktive som ynglesteder for Brushøns. Engene "overudnyttes" ikke i dag i samme grad som i 1920'erne til 1940'erne, hvor intensivt høslæt fandt sted en eller to gange i perioden mellem 1. juli og 20. august,



Under bestandsekspllosionen i 1980'erne var det især antallet af hunner, der steg. Tipperne huser i dag en af verdens tætteste bestande af Brushøns med op til 350 ynglehunner på 545 ha. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

hvorefter de nedslåede enge blev eftergræsset til hen i november. I dag slås kun dele af engene i juli, og græsset har mulighed for en vis eftervækst i sensommeren. At vegetationen ikke i samme grad som tidligere "udpines" betyder øjensynligt også, at forårsvæksten ikke er så hæmmet. Tidligere pressedes Brushønsene til at anlægge reder i de begrænsede områder med højere vegetation (Andersen 1948), mens de nu kan finde passende høj vegetation spredt rundt på alle Tipperengene.

Der er registreret yderligere ét tilfælde af en bestandsekspllosion svarende til Tippetnes. I Holland inddigedes havbugten Lauwersmeer i 1969 fra Vadehavet og fik delvist lov at gro til uden saltpåvirkning. Brushane-bestanden steg fra 10 ynglehunner i 1969 til 156 ynglehunner i 1976 og 350-400 ynglehunner i 1983 (Eerden et al. 1979, Altenburg et al. 1985, Rhijn 1991). Vadefuglene i dette område var først og fremmest tilknyttet en zone domineret af krybhvene, og arealet af denne zone var i en længere årrække efter inddigningen relativt konstant, selvom den med den "naturlige" succession gradvist flyttede længere og længere ud i den tidligere saltmarsk (Altenburg et al. l.c.). Efter 1983 gik Brushønse-bestanden dog kraftigt tilbage og var i 1992 på under 50 ynglehunner. Denne tilbagegang antages især at skyldes tilgroning (N. Groen pers. medd.).

At Brushanen på denne måde er i stand til at kunne udnytte en pludseligt opstået forbedring af en ynglelokalitet og mangedoble sin bestand indenfor en forholdsvis kort årrække viser, at det er en meget dynamisk art.

En høj grad af stedtrohed overfor fødested og yngleområde er en tilpasning til stabile yngleområder. Omvendt må en art, der skal kunne udnytte ustabile yngleområder og områder, hvor yngleforholdene pludseligt forbedres, have en lavere grad af stedtrohed. Andersen (1948, 1951) fandt, at mellem 24% og 59% af ynglehunnerne vendte tilbage til Tipperne året efter, og at mindst 15% af hannerne gjorde det, især de faste hanner på dansepladserne. Desuden fandt han to hunner, men ingen hanner, der vendte tilbage til deres fødested for at yngle. Møller (1978) tolkede disse resultater som, at højerne var stedtro, mens hannerne var stedtro, når de først havde fået tilkæmpet sig en fast plads på dansepladsen. Men hvis kun 24-59% af hannerne vender tilbage til deres tidligere yngleområde, må der samtidigt være ganske mange, der ikke gør det, idet den årlige overlevelse antages at være 60-80% (Pearson 1981, Rhijn 1991).

Den pludselige bestandsstigning på Tipperne blev næppe gjort mulig af en lokalt flydende bestand, der indtil midt i 1980'erne ikke havde mulighed for at finde passende ynglested. En sådan

ikke-ynglende bestand er aldrig registreret (f.eks. Brandt 1978, Madsen 1978a, Meltofte 1981). Men en flydende bestand eksisterer måske i en større skala, hvis fugle i trækflokke standser op og yngler på sydligere ynglepladser, når der er muligheder for det, mens de fortsætter nordpå i år med dårlige yngleforhold. Muligheden af denne ynglestrategi underbygges af, at der er fundet store geografiske flytninger. Således er vesteuropæiske ynglefugle senere år fundet ynglende tusinder af km mod nordøst (Cramp & Simmons 1983, Rhijn 1991). Og Rhijn (l.c.) så på en danseplads i Holland væsentligt flere hunner blive parret, end der senere kunne findes ynglende, og fremsatte en teori om, at en pulje af hunner befrugtes i sydlige områder og herefter flyver befrugtede nordpå, hvor de kan slå sig ned og yngle i et område, der virker passende, uden at være afhængige af, at der forekommer hanner her.

Ved en udarbejdelse af en bevaringsstrategi for Brushanen er det et vigtigt aspekt at have med, at den tilsyneladende er så dynamisk i udnyttelsen af yngleområderne. Selv om artens krav til ynglehabitat er meget snævre i tempereret græsland, og den derfor er meget sårbar ved intensivering eller ophør af driften på våde engområder, synes der samtidigt at være store muligheder for at retablere en bestand i et tidligere ødelagt område, hvis de rette forhold for arten genskabes.

### Dobbeltbekkasin *Gallinago gallinago*

Dobbeltbekkasinen er en forholdsvis ny ynglefugl på Tipperne; først i 1940'erne begyndte man at høre spillende fugle i yngletiden, og fra sidst i 1960'erne og til i dag har der ynglet i størrelsesordenen 15-45 par. Samtidig med etableringen af ynglebestanden er der sket en kraftig stigning i antallet af rastende trægæster på reservatet (Meltofte 1987).

#### Ynglefænologi

Der vides ikke meget om Dobbeltbekkasinens ynglefænologi i Danmark. Heilmann & Manniche (1929) angav, at hovedparten af hunnerne i en ynglebestand ved Roskilde lå på fuldlagte kuld i slutningen af april, og igen midt i juli fandtes adskillige ægkuld.

På Tipperne er der 1963-1992 fundet 34-35 reder med æg og ungekuld. For 9 kan æglægningsstart beregnes med højst fem dages usikkerhed ud fra ungerens alder eller redens klækningsdato, mens der for yderligere 15 reder/ungekuld er funddato (Tipperdagbøger, diverse ynglefuglerapporter). Ud fra disse data ses, at de fleste Dobbeltbek-

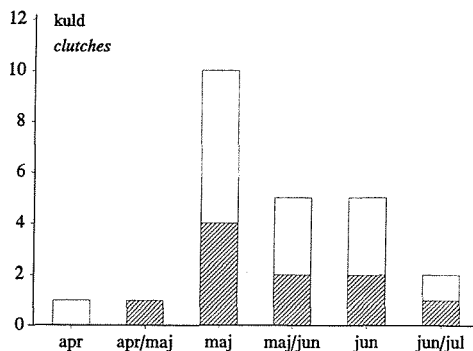


Fig. 31. Ynglefænologien for Dobbeltbekkasin på Tipperne. Tidsrum for reder med æg beregnet ud fra klækningsdato eller ungealder for 9 reder/ungekuld (skraverede søjler) og for 15 reder/ungekuld, hvor rugetiden er vurderet ud fra funddatoen (hvide søjler) 1963-1992 (halv-månedlige perioder; "apr" er 9.-23. april, "apr/maj" er 24. april - 8. maj osv.).

*Breeding phenology of Common Snipe on Tipperne: period of nests with eggs estimated from the hatching date or age of chicks (9 nests/broods, hatched bars) and from the date of finding (15 nests/broods, white bars) in 1963-1992 (in half-month periods; "apr" is 9 to 23 April, "apr/maj" is 24 April to 8 May etc.).*

kasiner ruger i maj og juni, enkelte fra midt i april og enkelte ind i juli (Fig. 31). De sene kuld er sikkert underrepræsenterede i materialet, da ynglefuglearbejdet normalt indstilles en gang midt i juni.

I det sydlige England finder æglægningen sted fra midt i april til midt i juli. April-rederne udgør her en væsentligt større andel end på Tipperne (Green 1988).

#### Optællingsmetodernes dækningsgrad

1928-1964 optaltes ynglefugle udelukkende ved redefund, og da Dobbeltbekkasinen har en meget lang yngleperiode (bl.a. Fig. 31) og en meget skjult rede (bl.a. Tuck 1972), kan bestanden ikke forventes at være blevet dækket i perioden. Indvandringen til Tipperne og bestandsstørrelsen frem til midt i 1960'erne må derfor vurderes ud fra de sparsomme dagbogsoplysninger.

Dobbeltbekkasinens ynglen på reservatet blev dokumenteret ved redefund i 1963, og fra 1967 blev arten optalt ved kortlægning og optælling af spillende ("brummende") fugle i yngletiden. Det er svært at vurdere, hvor grundigt optællingerne har været foretaget, og hvor godt de optimale spilletidspunkter er blevet ramt de enkelte år. Kun i de seneste ynglefuglerapporter er der gjort nærmere rede for det pågældende års optællingsmetodik.



Det er ret kompliceret at optælle Dobbeltbekkasin-par ud fra kortlægning af territorier. I England (Smith 1981, Green 1985, Reed 1986) og på Newfoundland (Tuck 1972) er dækningen ved kortlægninger på forskellige tidspunkter på dagen og på forskellige tidspunkter i ynglecycklus undersøgt. Green (l.c.) fandt, at ynglebestanden i et område stort set svarer til det dobbelte af det gennemsnitlige antal kortlagte bekkasinterritorier, hvor alle optællinger er foretaget i vindsvagt vejr uden nedbør. Ved hyppige optællinger i samme område ligger det maksimalt optalte antal bekkasiner tæt på det reelle antal ynglepar. Reed (l.c.) fandt, at langt den bedste dækning fås ved kortlægning i de tidlige morgentimer eller sene aften timer, mens Smith (l.c.) pointerer, at det bedste kortlægnings-tidspunkt er omkring hovedægglægningen, og at man kun ved at trave et område grundigt igennem får hovedparten af de ynglende hanner "provokeret" på vingerne og spille.

Da der aldrig har været stillet særlige krav til optællingstidspunkterne på Tipperne, må alle yngletal forventes at være underestimeret. I fem optællingsår vurderes dækningen at have været forholdsvis god (Tab. 43), og disse år vurderes bestanden at have været mellem 1,25 og 1,75 gange så stor som optalt. I de øvrige år 1967-1992 vurderes bestanden at have været mellem 1,5 og 2 gange den optalte bestand.

### Bestanden

Det er lidt usikkert, hvornår Dobbeltbekkasinen startede med at yngle på Tipperne. Omkring 1930 yngede den ikke på engene på Tipperne og Værnengene, mens den yngede i de mere moseagtige områder på den sydlige del af Tipperhalvøen (Tåning 1936).

De første angivelser af spillende Dobbeltbekkasiner efter forårstrækkets ophør er fra 1944. Her blev en spillende fugl iagttaget ult. maj på N. Rad, og samme år blev der gennem juni skræmt bekkasiner op flere gange på Store Tipper, og der blev også noteret spil. Observationerne tyder på, at der yngede et eller to par dette år. De følgende år er der enkelte notater om spillende fugle. I 1958 blev mindst 5 spilleterritorier registreret frem til de sidste dage af maj, og i 1962 registreredes mindst 4 territorier. I 1963 fandtes 2-3 reder (første ynglebevis), og der registreredes 4-6 territorier (Tipperdagbøger). 1958 og 1962 var fugtige forår, mens 1944 og 1963 var middelvåde (efter Møller 1978). Dobbeltbekkasinen antages at have ynglet med mindst 1 par de fleste år efter 1944. Den største bestand fandtes fra sidst i 1960'erne til sidst i 1970'erne (ca 20-30 par) og igen 1983-1988 (ca 35-45 par). Siden 1989 har bestanden været i tilbagegang (Fig. 32).

Der har gennem årene været divergerende opfattelser af, hvordan de sent etablerede territorier på Tipperne skulle tolkes. Flere ynglefugleoptællere har betragtet sent ynglende Dobbeltbekkasiner som bekkasiner, der var i gang med kuld nummer to, og har ikke medregnet dem som ekstra ynglepar, mens tilsvarende fugle er medregnet som ynglepar i andre ynglesæsoner.

Tuck (1972) gør opmærksom på, at angivelserne fra Europa af, at Dobbeltbekkasinen normalt har eller kan få to kuld, ikke er dokumenteret. Ifølge Heilmann & Manniche (1929) og Witherby et al. (1941) havde de fleste af bekkasinerne i hhv. Roskilde-området og i Storbritannien to kuld. De byggede dog ikke deres viden på individmærkede fugle, men udelukkende på iagttagelse af ynglefænologi, der viste en to-delning af bekkasinernes

Tab. 43. Dobbeltbekkasin. Ynglepar i områder med forskellig landbrugsmæssig drift på Tipperne i nogle år med en god dækning af arten (efter kort i Eriksen 1983, Mortensen 1984, Thorup 1986, 1988, 1990b). Forårsnedbør: + fugtigt, 0 normal, - tørt.

*Common Snipe. No. of breeding pairs in habitats with different agricultural practice on Tipperne in years with good coverage of the species. Spring precipitation: + wet, 0 average, - dry.*

År Year	Ingen græsning eller slåning <i>No grazing or mowing</i>	Kun græsning <i>Grazing only</i>	Græsning og regelmæssig slåning <i>Grazing and regular mowing</i>	Forårsnedbør <i>Precipitation</i>
1979	4	7- 8	3	+
1983	2	13	7	+
1985	3-4	16-18	5-7	0
1986	6	18-23	7-9	+
1989	8-9	3- 4	1	-
Gennemsnit <i>Average</i>	5	12	5	
Par pr km <sup>2</sup> (± SD) <i>Pairs per km<sup>2</sup> (± SD)</i>	8,3 ± 4,3	5,9 ± 3,4	1,9 ± 1,1	

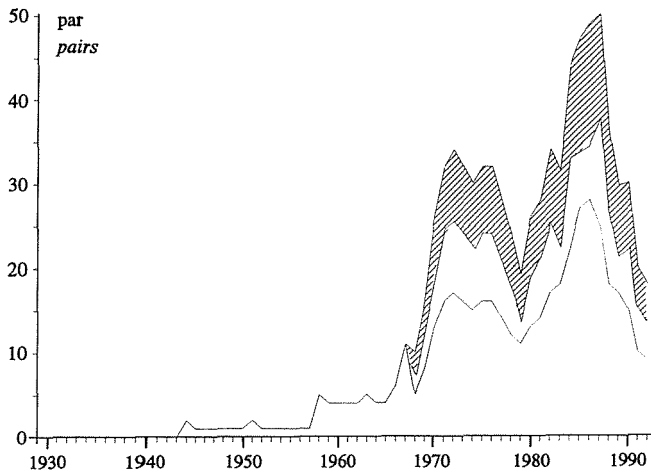


Fig. 32. Dobbeltbekkasin. Bestanden på Tipperne 1928-1992. 1928-1967: antal ynglepar vurderet (linie); 1967-1992: et tre-års glidende gennemsnit af den optalte ynglebestand (nederste linie), og et skønnet interval for den reelle bestand (skraverede område). *Common Snipe. The breeding population on Tipperne 1928-1992. 1928-1967: estimated no. of breeding pairs; 1967-1992: a three-year sliding average of the no. of counted pairs (lowermost curve), and the range of the estimated population size (hatched area).*

ynghen i en tidlig og en sen pulje. Tuck (1972) fandt fem gange på Newfoundland mærkede fugle i den sene pulje af ynglefugle, og der var hver gang tale om ét år gamle fugle, der var startet på deres første ynglen. Heller ikke Green (1988) fandt i sin mærkede bestand i England indicier på egentlige to-kulds ynglefugle. Her var alle mærkede sent fundne ynglefugle i gang med omlægskuld, efter at de tidligere havde mistet æg eller unger. Da der også fandtes omlæg fra fugle, der havde mistet temmeligt store unger, er det dog teoretisk muligt for Dobbeltbekkasinen at producere to kuld på en sæson.

De sent ynglende fugle på Tipperne er altså næppe fugle, der allerede har ynglet én gang, men kan være en kombination af omlæggere og fugle, der har etableret sig sent. I vurderingen af bestanden (Fig. 32) anses alle kortlagte territorier at tilhøre forskellige par.

### Habitatvalg

Dobbeltbekkasinen yngler på fugtige arealer i

græsland og moseområder, hvor jordoverfladen ikke er for hård og sværtgennemtrængelig (Green 1988). Den undgår kortgræssede arealer uden dækning og områder med meget kraftig vegetation (Glutz von Blotzheim et al. 1977).

Kontrolområdet uden græsning og slåning er den habitat på Tipperne med den tætteste og mest stabile bestand af bekkasiner. Men også engområderne uden regelmæssig slåning, hvor der kan findes kraftig vegetation ved ynglesæsonens start, har de fleste af de undersøgte år haft en ganske tæt ynglebestand (Tab. 43).

De ikke-slåede områder med lysesiv og mosebunketuer er særligt attraktive for Dobbeltbekkasinerne i starten af ynglesæsonen. Hen i græssets vækstsæson skabes der nye yngleområder i de slåede og nedgræssede områder på reservatet (Tab. 44). De år, hvor der falder tilstrækkelig nedbør til at holde engene fugtige, til de mere kortgræssede enge er vokset op, udvælger hovedparten af nytillkomne ynglefugle sent på sæsonen yngleterritorium i slåede områder (Tab. 44). Det vides ikke,

Tab. 44. Dobbeltbekkasin. Ynglebestand og yngletæthed (par pr km<sup>2</sup>) på Tipperne i 1985 i slåede og ikke-slåede områder fordelt på tidligt etablerede (før 10. maj) og sent etablerede (10. maj eller senere) territorier (Thorup 1986). *Common Snipe. No. of breeding pairs and density (pairs per km<sup>2</sup>) of Common Snipe on Tipperne in 1985 in mown and unmown areas divided into early established (before 10 May) and late established (10 May or later) territories.*

	Tidlige territorier Early territories n	Sene territorier Late territories n	Tidlige territorier Early territories par/km <sup>2</sup>	Sene territorier Late territories par/km <sup>2</sup>
Områder slået 1984 <i>Areas mown in 1984</i>	1	5-7	0,4	2,3
Områder ikke slået 1984 <i>Areas not mown in 1984</i>	14-16	2-3	5,8	1,0



I 1980'erne havde Tipperne en stor bestand af Dobbeltbekkasin. I modsætning til de øvrige engfugle har bekkasinen ikke nydt godt af den mere omfattende slåning i anden halvdel af 1980'erne. Foto: Jan Petersen.

om det især skyldes, at de ikke-slåede områder er "fyldt op", eller at de slåede enge på dette tidspunkt bedst opfylder bekkasinenes krav.

### Tætheder

De seneste år har mellem ca 15 og 45 par Dobbeltbekkasin ynglet. Arten yngler meget uregelmæssigt i de østligste rørsumpområder. I den øvrige del af reservatet var den gennemsnitlige yngletæthed på 3-8 par pr km<sup>2</sup>. Indenfor reservatet varierer yngletætheden meget (Tab. 43); i de bedste habitater var der mellem 3 og 15 par pr km<sup>2</sup>.

I gode habitater i Holland og Tyskland er der fundet tætheder på 3 til 10 par pr km<sup>2</sup> i større områder, mens der i mindre flader kan være op til 50 par pr km<sup>2</sup>, hvor yngleområdet ligger tæt på gode fourageringsområder (Glutz von Blotzheim et al. 1977).

10-15 par pr km<sup>2</sup>, som det er registreret lokalt på Tipperne i gode yngleår, er en høj tæthed, men reservatet som helhed kan ikke betragtes som et optimalt ynglemiljø for Dobbeltbekkasin.

### Ynglesucces

På grund af de få redefund er der kun få data om Dobbeltbekkasinens klækningssucces på Tipperne. 1963-1992 er 7 reder blevet kontrollerede.

Alle lå i kreaturfrie fener, og ingen gik tabt; fire reder fulgtes frem til klækningen.

Dobbeltbekkasinens sårbarhed over for kreaturnedtrampning er undersøgt i England (Green 1988). Her fandtes en daglig nedtrampningsrate på ca 7,5% ved 3,5 kreaturer pr ha. Værdien svarer til malkekøers nedtrampning af reder af Rødben og Stor Kobbersneppe i Holland, men er kun godt halvt så stor som ungkreaturers nedtrampning af reder af Stor Kobbersneppe i Holland og Almindelig Ryle på Tipperne (Beintema & Müskens 1987, Thorup 1996; Tab. 31). Det er uklart, om der i England var tale om malkekøer eller ungkreaturer, men en evt forskel i nedtrampningsraten kunne skyldes, at Dobbeltbekkasin i højere grad vælger høje og kraftige tuer til redetue (Tuck 1972, Mason & Macdonald 1976), en vegetationstype der ikke er særlig udsat for kreaturgræsning.

Tab. 45 viser en beregning af den andel af bekkasinrederne, der må forventes at være blevet nedtrampet i en række år med forskellige kreaturtætheder og græsningsterminer. Næsten hver anden Dobbeltbekkasin-rede, der ikke blev præderet, blev nedtrampet af kreaturer i 1978 og 1981 på V. Rad og Rødsandshage. Det aftagende græsningstryk midt i 1980'erne forbedrede forholdene meget, men de senere år er betydningen af kreaturnedtrampning igen stigende.

Tab. 45. Dobbeltbekkasin. Kreaturnedtrampning af reder på Tipperne. Anslået andel (%) af reder der blev nedtrampet i forskellige delområder i en række år 1978-1991 med forskellige kreaturterminer (efter Møller 1979, Mortensen 1983, Christensen 1984a, Thorup 1988, 1990b). Nedtrampningsrater efter Green (1988). Ynglefænologi jf. Fig. 31.

*Common Snipe. Trampling of nests on Tipperne. Estimated proportion of nests (%) trampled in different sub-areas and years with different grazing schemes. Trampling rates from Green (1988). Breeding phenology according to Fig. 31.*

År	Områder uden græsning	Udsætningsfenne	Områder med sen udsætning
Year	Areas without grazing	Areas with early grazing	Areas with late grazing only
1978	0	41	22
1981	0	45	21
1984	0	12	12
1986	0	30	11
1989	0	18	18
1991	0	34	25

### Tipperne som ynglested for Dobbeltbekkasin

Dobbeltbekkasinen har store krav til fugtighed og dækning, mens arten ikke stiller de samme krav til åbne enge med udsyn som de øvrige ynglende vadefugle på Tipperne. Den trives derfor bedst i fugtige enge og overdrevsområder uden eller kun med en meget ekstensiv drift (Beintema 1983, Baines 1988). Etableringen af bestanden på Tipperne i 1960'erne falder da også sammen med en periode, hvor de øvrige vadefuglearter i området var i tilbagegang pga. tilgroning (Møller 1975).

I de 12 bedst dækkede ynglesæsoner i perioden 1975-1992 (ca 21 til 38 år efter at landbrugsdriften blev opgivet her) er bestanden på Store og Lille Tipper svagt, men signifikant, stigende (hældningen på regressionslinien +0,30 par pr år,  $p < 0,005$ ). Dette område, hvor den naturlige succession får lov til at forme landskabet, synes at udgøre kerneområdet for arten, med den tætteste og mest stabile bestand (Tab. 43). Den nuværende biotop med fugtigt overdrev og pilesump har dog ikke nået sit klimaksstadium, og det er muligt, at området på længere sigt vokser så meget til, at det bliver mindre egnet som ynglehabitat for bekkasinerne.

Dobbeltbekkasinen har flere modsatrettede krav til yngleområdet i forhold til andre sårbare vadefuglearter som Almindelig Ryle, Brushane og Stor Kobbersneppe. Alle fire arter stiller dog store krav til fugtighedsforholdene og er meget sårbare over for kreaturnedtrampning ved intensiv kvægræsning i yngleperioden. Derfor ses f.eks. i agerlandet i Holland et stort sammenfald i de bedste

yngleområder for Dobbeltbekkasin og Brushane (Beintema 1983).

Siden topårene for Dobbeltbekkasin 1983-1988 er bestanden gået en del tilbage (Fig. 32). Næsten hele tilbagegangen har fundet sted i kreaturfennerne vest for vejen. Årsagen er sandsynligvis større kreaturnedtrampning (Tab. 45) og mere regelmæssig slåning. De seneste år udsattes her et større antal kreaturer midt i maj, og de blev holdt i denne fenne til midt i juni af hensyn til de øvrige ynglende vadefuglearter, der har deres største bestande i fenerne øst for vejen. Tidligere blev den vestlige fenne meget sjældent slået (Fig. 3), men siden midt i 1980'erne slås området i gennemsnit hvert tredje år. Det betyder, at områder med kraftig, tuet vegetation er blevet begrænset.

Det forventes, at kontrolområdet fremover vil huse hovedparten af de ynglende Dobbeltbekkasiner, men også uden for kontrolområdet vil en mindre bestand kunne yngle, især i fugtige forår.

### Stor Kobbersneppe *Limosa limosa*

Stor Kobbersneppe var en almindelig ynglefugl på Tipperne i hele undersøgelsesperioden. Frem til en gang i 1970'erne var bestanden de fleste år på 40-80 ynglearter, men siden midten af 1970'erne er den steget kraftigt, og der yngler nu omkring 200 par.

Stor Kobbersneppe ynglede oprindeligt på græsstepper og i større træløse moseområder. De sidste par hundrede år har den tilpasset sig fugtige, ekstensivt udnyttede græsarealer, især i Nordvesteuropa, mens dens naturlige habitater mere eller mindre er forsvundet.

Bestanden i Danmark nær artens nordgrænse har næppe nogensinde været særlig stor; sin største udbredelse havde den i første halvdel af dette århundrede. Siden 1920'erne har Tipperne udgjort en af de vigtigste ynglepladser.

Lind undersøgte dele af ynglebiologien på Tipperne i 1956-1959 (Lind 1961, Glutz von Blotzheim et al. 1977), og herudover er redehabitat m.m. undersøgt af Møller (1978) og Mortensen (1986).

### Ynglefænologi

Der er mange data om ynglefænologien for Stor Kobbersneppe på Tipperne fra tre forskellige perioder.

1929-1947 blev 179 ungekuld mærket på Tipperne. Ungernes alder blev vurderet ved mærkningen, og ved tilbageregning kan tidspunktet for æglægningens start beregnes (Fig. 33, Tab. 46).

Fra årene 1956-1959 kendes tidspunktet for

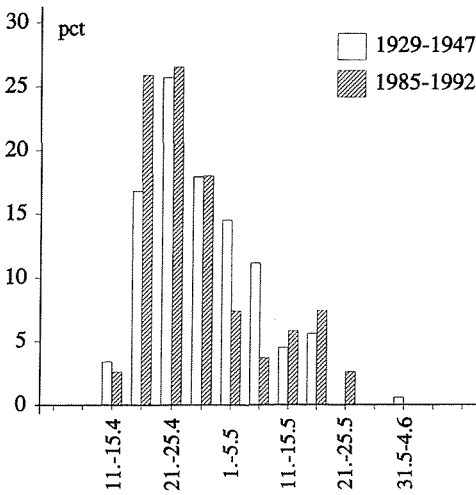


Fig. 33. Stor Kobbersneppe. Æglægningsstart på Tipperne (5-dages perioder) for 179 ungekuld ringmærket 1929-1947 og 189 ægkuld fundet og kontrolleret 1985-1992. Ved tilbageregning er anvendt en rugetid på 23 dage og en æglægningsperiode på 5 dage (Lind 1961). *Black-tailed Godwit. Start of laying on Tipperne (5 day periods) for 179 broods ringed in 1929-1947 and 189 nests controlled 1985-1992. Calculated using a laying period of 5 days and an incubation period of 23 days.*

æglægningens start for 110 ægkuld (Lind 1961; Tab. 46).

1985-1992 fandtes 463 reder. Heraf kan tidspunktet for æglægningens start beregnes ret præcist for 96 reder, mens det kan beregnes med 3-10 dages usikkerhed for yderligere 93 reder (Fig. 33, Tab. 46).

Ynglefænologi er næsten identisk i første og sidste periode. Hovedæglægningsperiode og mediandato er næsten ens, og 16.-30. april var både 1929-1947 og 1985-1992 de tre pentader med flest æglægningsstarter (60% af kuldene fra 1929-1947, 70% fra 1985-1992).

1956-1959 synes kobbersnepperne at have ynglet senere end i de to andre perioder. Der var måske tale om sene forår, og i et af årene (1957) lå yngleperioden da også tidligere (Tab. 46).

Ynglefænologien har altså ikke ændret sig generelt på Tipperne de sidste 50 år. Anderledes forholder det sig med ynglefuglenes ankomsttidspunkt (Meltofte 1987). I 1930'erne ankom de første kobbersnepper mellem 30. marts og 8. april, kun undtagelsesvist før, og hovedparten var ankommet omkring 20. april (Tåning 1941). I 1973-1984 ankom de første fugle mellem 4. og 20. marts, i gennemsnit 11. marts (Thorup 1987a), mens de første fugle 1985-1991 ankom mellem den 11. og 26. marts, i gennemsnit 17. marts (denne undersøgelse). Kobbersnepperne er nu fuldtallige med marts-pri. april (Meltofte 1987), altså ca tre uger tidligere end i 1930'erne. Da yngleaktiviteterne indledes umiddelbart efter ankomsten (Lind 1961), har fuglene i dag tre uger længere til pardannelse og etablering af territorium end tidligere.

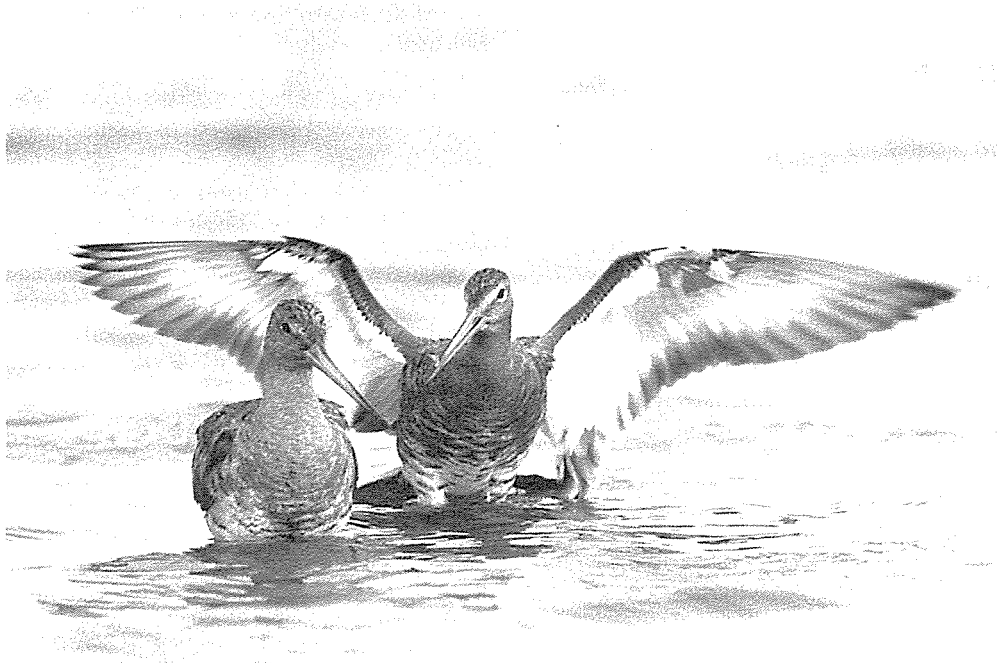
Det er dog muligt, at Tåning (1941) og de andre observatører i 1930'erne har fejlvurderet ankomsttidspunktet lidt. Det virker ikke sandsynligt, at hovedparten af ynglefuglene først skulle være ankommet omkring 20. april, hvor omkring 20% af rederne må have haft æg, og kun syv dage før mediandatoen for æglægningens start (Fig. 33, Tab. 46). Så reelt er forskellen på ankomsttidspunktet i 1930'erne og i dag måske noget mindre end de tre uger.

I Holland yngler de Store Kobbersnepper nu mere end to uger tidligere end i 1930'erne. Dette antages at hænge sammen med tiltagende gødskning og dræning af engene og dermed tidligere start på både primær- og sekundærproduktionen (Beintema et al. 1985). Forholdene i agerlandet ser ud til at have indflydelse på trækfænologi på Tipperne, men ikke på ynglefænologi, som det ellers tidligere er anført (Meltofte 1987).

Tab. 46. Stor Kobbersneppe. Hovedperiode (centrale 80%) og mediandato for æglægningsstart på Tipperne, for ringmærkede ungekuld 1929-1947, og for ægkuld 1956-1959 (Lind 1961) og 1985-1992.

*Black-tailed Godwit. Main period (central 80%) and median date of start of laying on Tipperne of ringed broods 1929-1947 and of egg clutches 1956-1959 and 1985-1992.*

	Hovedperiode Main period	Mediandato Median date	n
1929-1947 Ungekuld Broods	17.4 - 11.5	27.4	79
1956-1959 Ægkuld Nests	21.4 - 25.5	11.5	110
1956 Ægkuld Nests	25.4 - 27.5	17.5	34
1957 Ægkuld Nests	13.4 - 21.5	3.5	41
1985-1992 Ægkuld Nests	17.4 - 16.5	25.4	189



Siden Hans Lind undersøgte den Store Kobbersneppes yngleadfærd i 1950'erne er bestanden firedoblet. Især sommer-slåning af engene har skabt en velegnet ynglehabitat. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

### Optællingsmetodernes dækningsgrad

1928-1964 optaltes ynglefuglene ved systematisk eftersøgning af reder i hele reservatet, normalt mellem ca 21. maj og 9. juni (Fig. 6). De Store Kobbersnepper yngler så tidligt, at en stor del af kuldene allerede er klækket på dette tidspunkt, og i gennemsnit har kun 34% af rederne været med æg under redeeftersøgningen (Tab. 16). Rederne af Stor Kobbersneppe er så synlige, at stort set alle reder med æg må være blevet fundet. Hertil kommer en ukendt andel af de allerede klækkede reder, der er blevet opdaget under gennemgangen. Udover de reder, der blev fundet under de standardiserede eftersøgninger, blev et antal reder fundet tidligere på sæsonen.

En idé om effektiviteten ved redeoptællingerne i perioden kan fås ved at sammenligne antal fundne reder i Linds undersøgelsesår 1956-1959, hvor alle kobbersneppereder søgtes fundet ved en målrettet indsats (Lind 1961), og antal reder fundet i årene lige før og efter. I 1956-1959 fandtes der i gennemsnit reder fra 53 par, mens der i 1952-1955 og 1960-1964 fandtes reder fra 39 par. Disse tal tyder på, at der 1928-1964 var mindst en tredjedel flere ynglepar, end der faktisk blev optalt.

1964-1971 optaltes ikke efter nogen fastlagt metodik, og det er svært at vurdere dækningsgraden.

1972-1985 optaltes kobbersnepperne ved to-tre kortlægninger af varslende fugle i første halvdel af maj. Ved denne metode er det forholdsvis svært at skelne parrerne fra hinanden, og de par, der mister deres rede tidligt eller etablerer sig sent, bliver ikke medregnet. Også denne metode giver en vis underestimering. Efterhånden som bestanden i 1980'erne blev tættere med tendens til etablering af småkolonier, blev optællingen sværere, og usikkerheden ved tallene voksede.

Fra 1986 blev kobbersnepperne optalt ved fjernkortlægning. Denne metode er mere overskuelig, men der er dog nogle fejlkilder. Nogle af de optalte fugle skrider måske ikke til ynglen i dårlige yngleår, mens sent startende par og par i høj vegetation fjernt fra optællingspunkterne kan blive overset. Endelig kan der være et overskud af hanner i bestanden på Tipperne, især tidligt på sæsonen (Lind 1961). Kortlægningerne blev dog foretaget så sent, at der formodentlig kun var få uparrede hanner tilbage på engene (jf. Lind l.c.). Data fra intensive redeeftersøgninger i afgrænsede områder, især på Fuglepold og N. Rad, tyder på, at fjernkortlægning giver en lille underestimering af bestanden, størst i de områder, der ligger fjernest fra kortlægningsspunkterne (denne undersøgelse).

### Bestanden

Bestanden lå i næsten alle årene fra 1930 til midt i 1970'erne på mellem 40 og 80 par uden langsigtede tendenser til op- eller nedgange (Fig. 34). Fra midt i 1970'erne steg bestanden kraftigt, kun afbrudt midlertidigt i 1984-1985, og i dag yngler mindst 200 par. Bestanden ser endnu ikke ud til at have nået et stagnationspunkt.

På Værnengene yngler yderligere 50-90 par (S. Kjeldsen 1992), så den lokale bestand ligger på i størrelsesordenen 250-300 par.

Den samlede danske bestand er optalt to gange ved landsdækkende optællinger i 1970 og 1980. Der vides ikke meget om bestanden før 1970, men store ynglepladser som Skjernådeltaet og Bork Mærsk er blevet ødelagt i dette århundrede. I 1970 vurderedes den danske bestand til ca 350 par (Dybbro & Jørgensen 1971); heraf udgjorde Tipperhalvøens 30 optalte par ca 9%. I 1980 var bestanden steget voldsomt, til ca 830 par. Mere end halvdelen af stigningen skyldtes bestandstilvæksten i Tøndermarsken og på Tipperhalvøen, der med hhv. 185 og 175 par var artens klart største ynglepladser i 1980 (Hansen 1985). Tipperhalvøen husede således ca 20% af den danske bestand i 1980, med knapt to-tredjedele (ca 111 par) inden for reservatets grænser.

Siden er bestanden på Tipperhalvøen steget til ca 275 par, mens bestanden i Vadehavet er gået noget tilbage (Thorup 1997b), og den samlede danske bestand er formodentlig stagneret. Det vurderes, at i størrelsesordenen 30% af den danske bestand af Stor Kobbersneppe i dag yngler på Tipperhalvøen, heraf godt to-tredjedele inden for Tipperreservatets grænser.

Den danske bestand udgør mindre end 1% af den samlede vesteuropæiske bestand, mens Holland alene huser omkring 100.000 par (Piersma 1986, Beintema 1986b, 1991c).

### Habitatvalg

Stor Kobbersneppe yngler i åbent, fugtigt græsland. I Danmark og det øvrige Nordvesteuropa er det meget få par, der yngler i naturlige habitater (Hötter 1991). Arten er her tilknyttet græssede og slæde enge uden for effektiv en dræning.

Møller (1978) undersøgte redehabitaten for 26 reder på Tipperne 1973-1976. Alle reder fandtes i vegetation af 0-15 cm's højde. Reservatet var opdelt i rene kreaturgræsningsområder og rene høslætsområder, og i fem prøveflader fandtes en gennemsnitlig bestandstæthed på 6,7 par pr km<sup>2</sup> i de kreaturgræssede områder og 12,4 par pr km<sup>2</sup> i høslætsområderne.

Mortensen (1986, 1988) undersøgte Stor Kobbersneppes fordeling på engene på Tipperne i ynglesæsonerne 1981-1983. Nu græssedes hele området intensivt af kreaturer, mens der kun var slåning i dele af reservatet. Hvor der var en kombination af græsning og slåning, ynglede der i gennemsnit 25,7 par pr km<sup>2</sup>, mens yngletætheden var 14,5 par pr km<sup>2</sup> i områder, hvor der kun var græsning. Slåningen betød, at engene fik en mere åben struktur, og kobbersnepperne kunne derfor udnytte større dele af arealet som redehabitat (Mortensen 1986).

De seneste år har de Store Kobbersnepper ynglet stort set overalt på Tipperne. Dog er der ikke fundet reder i egentlige tagrørskove, og heller ikke i områder, der domineres af katteskæg, lysesiv og

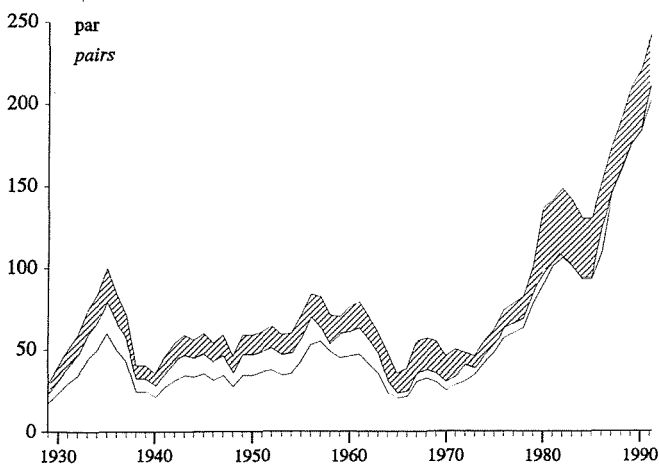


Fig. 34. Stor Kobbersneppe. Ynglebestanden på Tipperne 1928-1992: tre-års glidende gennemsnit af den optalte ynglebestand (nederste linie), og et skønnet interval for den reelle bestand (skraverede område). Se iverigt teksten.

*Black-tailed Godwit. The breeding population on Tipperne 1928-1992: a three-year sliding average of the no. of counted pairs (lowermost curve), and the range of the estimated population size (hatched area).*

ikke-slået star. I modsætning til tidligere forekomder i 1986-1990 slåning i alle engområderne, dog med forskellig slåningsfrekvens (Fig. 3). Der var meget varierende yngletætheder, og de højeste tætheder forekom i delområder med årlig slåning og sen kreaturudsætning (Tab. 47).

At det er driftsformen og ikke f.eks. jordbundsforhold eller fugtighedsforhold, der gør de vestlige enge (Rødsandshage, S. Rad og V. Rad) til en dårligere ynglehabitat, underbygges af, at vestengene 1928-1961 havde væsentligt højere og 1962-1973 tilsvarende yngletætheder som de østlige enge (Møller 1978). Ringere bestandstæthed på tidligt græssede enge skyldes næppe forskelle i vegetationens struktur, men snarere en nedsat ynglesucces på grund af græsningen. Kobbersnepperne vender i højere grad tilbage til foregående års yngleterritorium, hvis de havde klæknings succes her, end hvis yngleforsøget mislykkedes (Buker & Winkelmann 1987, Groen 1993).

Stor Kobbersneppes habitatkrav i Holland er velundersøgt (f.eks. Musters et al. 1986, Buker & Winkelmann 1987, Buker & Groen 1989). Her er den knyttet til fugtige enge og yngler i langt større tætheder på enge med høslæt/slåning end i områder med kreatur- eller fåregræsning. Tidlig slåning og kraftig gødskning virker dog begrænsende for bestanden. Også på ferskenge i Skåne er der fundet væsentligt større tætheder af Stor Kobbersnepe på slåede end på græssede enge (Larsson 1976).

Mens reden anbringes i kortgræssede områder

med frit udsyn, kræves områder med åben og højere vegetation i de første uger af ungeføringstiden (Buker & Winkelmann 1987, Buker & Groen 1989).

### Tætheder

Møller (1978) undersøgte kobbersneppernes yngletætheder i de enkelte delområder på Tipperne 1928-1973, opdelt i tre perioder. De største tætheder var på 10-13 par pr km<sup>2</sup>. Før 1962 var det bedste delområde det sydlige Rødsandshage og S. Rad; her var der i gennemsnit 10 par pr km<sup>2</sup> 1928-1946 og 13 par pr km<sup>2</sup> 1947-1961.

De seneste år var der i de bedste områder en yngletæthed på 30-45 par pr km<sup>2</sup> (Tab. 47), og det er unikt efter danske forhold. Øen Fuglepold havde den største tæthed af ynglende Store Kobbersneper, med i gennemsnit ca 70 par pr km<sup>2</sup> (1986-1990) og op til hhv. 80 og 100 par pr km<sup>2</sup> i 1988 og 1990 (Thorup 1991, S. Kjeldsen 1992).

På den næststørste ynglelokalitet i Danmark, Bygholmengen i Vejlerne, ynglede 1986-1988 i gennemsnit 11 par pr km<sup>2</sup> (data fra Jørgensen & Seidenfaden 1987, Jacobsen 1989, J. P. Kjeldsen 1990). Gl. Frederikskog i Tøndermarsken husede en bestand af næsten samme størrelse som Bygholmengen. Her ynglede 13 til 19 par pr km<sup>2</sup> i de bedste år (Gram et al. 1990).

Den absolut tætteste bestand af Stor Kobbersnepe, der kendes, yngler i et "kunstigt skabt" vadeuglereservat Kievitsland på Flevoland i Holland. Vandstand, græsning og høslæt bliver regu-

Tab. 47. Stor Kobbersnepe. Bestandstætheder i forskellige delområder på Tipperne med forskellig drift. Gennemsnit fra ynglesæsonerne 1986-1990 (data fra Thorup 1988, 1990a, 1990b, Seeberg 1991, S. Kjeldsen 1992). *Black-tailed Godwit. Breeding densities in 1986-1990 in sections of Tipperne with different farming practices.*

Delområde Section	Bestandstæthed (par pr km <sup>2</sup> ) ± SD Density (pairs per km <sup>2</sup> )
Rødsandshage, S. Rad og V. Rad (ca 2 km <sup>2</sup> ) kreaturgræsning i rugetiden <i>grazing during incubation</i> slåning hvert tredje år <i>mowing every third year (average)</i>	16,0 ± 4,8
N. Rad og Fuglepold (ca 1 km <sup>2</sup> ) kreaturgræsning fra sen ungeføringstid <i>grazing from late brood-rearing</i> slåning årlig <i>mowing annual</i>	46,4 ± 16,3
Ø. Rad, Per Gejls, Per Smøds og Adamspold (ca 2 km <sup>2</sup> ) kreaturgræsning fra midt i ungeføringstiden <i>grazing from mid brood-rearing</i> slåning hvert tredje år <i>mowing every third year (average)</i>	25,4 ± 3,5
Anholt, Tipperpold, Ogrøden (slået del) (0,75 km <sup>2</sup> ) begrænset kreaturgræsning <i>limited grazing</i> årlig sommerslåning, "tagrørstubmark" <i>annual mowing, reed stubble</i>	27,3 ± 12,2
Store Tipper og Lille Tipper (0,5 km <sup>2</sup> ) ingen græsning eller slåning <i>no grazing or mowing</i>	1,2 ± 1,4





I kølige og tørre forår vokser græsset langsomt og Stormmåger og Rørhøge finder let kobbersneppernes æg. I milde forår gjalder engen af skrigende kobbersnepper med unger i juni. Foto: Jan Petersen.

leret, så der skabes optimale forhold for engvade-fugle som Stor Kobbersneppe. Området blev etableret i 1966 og er på 85,5 ha. Her ynglede 1970-1987 i gennemsnit 170 par Store Kobbersnepper, svarende til 198 par pr km<sup>2</sup>. Tætheden varierede mellem 104 og 339 par pr km<sup>2</sup>. I en del af området foretages høslæt, mens en anden del græsses; tætheden i de slåede områder var ca 50% højere end i de græssede (data fra Zijlstra 1990).

En tæthed som i Kievitslanden er naturligvis en absolut undtagelse. I Holland yngler Stor Kobbersneppe i større områder med græsland på tørvejord i tætheder på mellem 25 og 40 par pr km<sup>2</sup>. I beskyttede engfuglereservater i Nordøstholland findes op til 67 par pr km<sup>2</sup>. I græsland på klægjord er tæthederne generelt noget lavere, ofte mellem 11 og 18 par pr km<sup>2</sup>, men op til 26 par pr km<sup>2</sup> er registreret (Glutz von Blotzheim et al. 1977).

### Ynglesucces

Først da Lind startede sine undersøgelser i 1956, blev der indsamlet mere systematiske data om Stor Kobbersneppes ynglesucces på Tipperne. I 1956-1959 var Stormmågerne skyld i størstedelen af redetabene (Lind 1961, og i Glutz von Blotzheim et al. 1977). Der blev registreret en meget høj prædationsrate i æglægningsperioden, især de første par

dage, hvor de voksne fugle kun opholder sig i kortere perioder ved reden. Således blev næsten halvdelen af de først lagte æg præderede, inden det andet æg blev lagt, og i alt blev kun ca 36% af de påbegyndte kuld fuldlagt. Af 28 fuldlagte kuld, der blev fulgt gennem hele rugetiden, klækkedes 16 (57%). Mere en 80% af ægtabene fandt sted i rugetidens første halvdel. Ud over tab af hele kullet var delvis prædation af rederne almindeligt. Ofte blev rugningen af disse reducerede kuld fuldført (Lind 1961).

Sidst i 1950erne var Stormmåge-bestanden kraftigt reduceret i forhold til i 1930erne og 1940erne, og Stormmågen må også tidligere have været en vigtig prædator. F.eks. anførtes 23. maj 1940, at Stormmågerne havde tømt fire af de otte fundne kobbersneppereder (Tipperdagbøgerne). Hvor stor betydning prædationen havde for bestanden og dens ynglesucces i perioden, er det dog umuligt at danne sig noget billede af ud fra de spredte oplysninger.

I 1977 fulgtes 25 reder til efter rugetidens op-hør. Heraf klækkede 13 (52%), mens 4 (16%) blev præderet, og 8 (32%) blev nedtrampede af kreaturer (Rønnest 1978).

1985-1992 blev der fundet 463 reder af Stor Kobbersneppe. Heraf kendes skæbnen for 355, der

Tab. 48. Stor Kobbersneppe. Skæbnen for 355 reder i kreaturfrie fenner på Tipperne 1985-1992 kontrolleret efter rugetidens ophør.

*Black-tailed Godwit. Fate ("apparent hatching-success") of 355 nests on Tipperne 1985-1992. Data from fields without cattle, only.*

År <i>Years</i>	Antal reder <i>No. of nests</i>	Klækket <i>Hatched</i>	Præderet <i>Predated</i>	Oversvømmet <i>Flooded</i>	Forladt <i>Deserted</i>
1985-1992	355	233 (66%)	113 (32%)	6 (2%)	3 (1%)
1991	48	16 (33%)	31 (65%)	1 (2%)	0
1985-1990	258	180 (70%)	75 (29%)	1 (0%)	2 (1%)

blev fulgt til efter rugetidens ophør (Tab. 48). 1991 er behandlet særskilt, da ynglesuccessen dette år var specielt ringe, dels fordi foråret var meget køligt og tørt, og dels fordi alle fundne reder på Fuglepold blev præderet, formodentligt især af en fastboende ræv her. Klækningsprocenten varierer i det hele taget meget fra år til år, i 1985-1992 (excl. 1991) således mellem 96% (1986) og 47% (1989).

Ud fra redernes gennemsnitlige daglige overlevelse kan den gennemsnitlige klækningssucces beregnes for 335 kontrollerede reder på Tipperne 1985-1992 (Tab. 49). Også ved anvendelse af Mayfield-metoden ses klækningssuccessen at have været væsentligt dårligere i 1991 end i de øvrige sæsoner 1985-1992, forskellen er statistisk signifikant ( $p < 0,01$ , efter Johnson 1979).

I Tab. 50 ses, at prædationsstrykket var ca 3 gange større før 5. maj end efter denne dato. På trods af de omfattende redetab, der er forbundet med en tidlig ynglestart, starter mange kobbersnepper æglægningen allerede midt i april (Fig. 33). I kreaturfennerne betyder nedtrampningen af reder dog, at

de tidligst startende fugle i gennemsnit vil klække flest unger.

Herudover er overlevelsen muligvis størst for unger klækket tidligt på sæsonen, som Beintema (1991d) fandt i Holland. Baseret på det hollandske ringmærkningsmateriale fra årene 1976-1990 fandt Beintema, at ungeoverlevelsen var størst i våde forår, hvor den tidligst klækkede fjerdedel havde næsten halvanden gang så stor overlevelse som de øvrige kobbersneppeunger. Både i våde og tørre år havde den senest klækkede fjerdedel en dårligere overlevelse end resten. Den højere overlevelseshastighed i våde forår og tidligt på sæsonen forklaredes med, at ungerne da har lettere ved at skifte fødeemne fra små insekter i vegetationen til de væsentligt større regnorm i jordbunden, efterhånden som næbbet udvikles. Et sådant skift anses for energimæssigt nødvendigt, efterhånden som ungerne bliver store (Beintema 1991d, Beintema et al. 1991). Ved udtørring af engene bliver regnormene efterhånden utilgængelige.

En stor del af de Store Kobbersnepper, hvis kuld går tabt tidligt i ynglesæsonen, er i stand til at

Tab. 49. Stor Kobbersneppes ynglesucces på Tipperne. Gennemsnitlig daglig overlevelseshastighed og beregnet klækningssucces for 335 kontrollerede reder i kreaturfrie fenner 1985-1992. Ved beregningen er ikke medtaget reder fundet med kun et æg, da disse har en ekstremt høj prædationsrate (Lind 1961). Der er anvendt en æglægningsperiode fra andet æg til fuldlægning på to dage og en rugetid på 23 dage (Lind l.c.).

*Daily survival rate and expected hatching success of 335 Black-tailed Godwit nests on Tipperne 1985-1992 (in fields without cattle present only). Nests with first egg only excluded because of extremely high predation rate in such nests. Average laying period from second egg to full clutch assumed to be 2 days and incubation period 23 days.*

År <i>Year</i>	Rededage <i>Nest days</i>	Redetab <i>Losses</i>	Daglig overlevelseshastighed <i>Daily survival rate</i>	Klækningssucces (%) <i>Hatching success (%)</i>
1985	126	2	0,9841	67
1986	271	0	1,0000	100
1987	173	3	0,9827	65
1988	673	10	0,9851	69
1989	392	12	0,9694	46
1990	833	22	0,9736	51
1991	401	24	0,9401	21
1992	418	5	0,9880	74
1985-1990	2468	49	0,9801	61
1985-1992	3287	78	0,9763	55

Tab. 50. Stor Kobbersneppes ynglesucces på Tipperne. Gennemsnitlig daglig overlevelsrate i forskellige delperioder af rugetiden for 335 kontrollerede reder i kreaturfrie fener 1985-1992. "Klækningstal" angiver andelen af rederne, der ville klække, hvis den pågældende daglige tabsrate havde været konstant gennem hele ægtiden (28 dage). *Black-tailed Godwit. Daily survival rates in different parts of the incubation period on Tipperne 1985-1992 (fields without cattle only). The "hatching probability" is the proportion of nests surviving till hatching, if the survival rate concerned were constant throughout the egg period (28 days).*

Periode <i>Period</i>	Rededage <i>Nest days</i>	Redetab <i>Losses</i>	Daglig overlevelsrate <i>Daily survival rate</i>	Klækningstal <i>Hatching probability</i>
→ 5.5	461	25	0,9458	0,248
6.-15.5	853	13	0,9848	0,681
16.-31.5	1184	20	0,9831	0,653
1.6 →	573	11	0,9808	0,616

lægge om (Lind i Glutz von Blotzheim et al. 1977, Beintema & Müskens 1987, Buker & Winkelman 1987). Andelen af kobbersneppar, der klækker unger, er derfor højere end den gennemsnitlige klækningsprocent for alle reder (Tab. 49) og er måske lidt over klækningsprocenten i anden halvdel af ynglesæsonen (Tab. 50, efter 5. maj). Det vurderes derfor, at mellem ca 60 og 80% af yngleparrene på Tipperne klækkede unger i 1985-1992 (excl. 1991).

Dette niveau gælder dog kun for de fugle, der yngler i områder uden kreaturnedtrampning af betydning (især Ø. Rad, N. Rad og Fuglepold). I de vestlige engområder (Rødsandshage, V. Rad, S. Rad) udsættes et stort antal kreaturer i maj, og her klækker en væsentligt mindre del af kobbersnepperne unger (se desuden diskussionsafsnit og Tab. 70, 73 og 74).

Lind (i Glutz von Blotzheim et al. 1977) vurderede, at i størrelsesordenen 75% af yngleparrene klækkede unger i 1956-1959, og at hvert ynglepar i gennemsnit producerede 2,4 nyklækkede unger.

Der foreligger ikke andre ynglebiologiske undersøgelser fra Danmark, der kan sammenlignes

med resultaterne fra Tipperne. I Schaalsmeerpolder ved Amsterdam, et engområde med et højt grundvandspejl, fandt Buker & Winkelman (1987) i 1984-1985 en klækningsprocent på 62 for 200 fundne reder. Med omlæg indregnet klækkede 84% af de undersøgte ynglepar mindst én unge.

Synes Tipperne og Schaalsmeerpolder at have en ganske god ungeproduktion, ser det noget værre ud i de Slesvig-Holstenske marskområder, hvor kun 49% af 229 undersøgte par i 1986-1988 klækkede unger (Witt 1989). Hovedårsagen til de mange tab var nedtrampning fra får eller kreaturer, der var årsag til 55% af redetabene, mens markarbejde tegnede sig for 34% og prædation blot for 11%.

Der er ingen data fra Tipperne om ungeoverlevelsen fra klækning til flyvefærdighed.

### Kuldstørrelse

På Tipperne er der indsamlet data om kuldstørrelser i to perioder. Lind (1961) fulgte i årene 1956-1959 28 reder gennem hele rugetiden; 21 havde 4 æg og 7 3 æg, hvad der giver en gennemsnitlig kuldstørrelse på 3,75 æg. 1985-1992 havde 237 fuldlagte kuld en gennemsnitsstørrelse på 3,86 æg (Tab. 51).

Tab. 51. Stor Kobbersneppe. Gennemsnitlig kuldstørrelse og andel af 4-ægs kuld på Tipperne 1985-1992. *Black-tailed Godwit. Average clutch size and percentage of four-egg clutches on Tipperne 1985-1992.*

	n	4-ægs kuld <i>Four-egg clutches</i>	Gennemsnitlig kuldstørrelse <i>Average clutch size</i>
Alle fuldlagte kuld <i>All full clutches</i>	237	87%	3,86
Kuld startet før 1. maj <i>Clutches started before 1 May</i>	114	94%	3,91
Kuld startet efter 8. maj <i>Clutches started later than 8 May</i>	51	71%	3,67
Kuld fundet senest 6 dage efter fuldægning <i>Clutches found during the first 6 days of incubation</i>	44	96%	3,95
Kuld fundet senere end 6 dage efter fuldægning <i>Clutches found after the first 6 days of incubation</i>	93	85%	3,81

På grund af den omfattende delvise redeprædation i årene 1956-1959 (Lind 1961, og i Glutz von Blotzheim et al. 1977) var den gennemsnitlige kuldstørrelse aftagende gennem rugetiden. Blandt 225 reder besøgt mindst to gange i rugetiden 1985-1992 blev der derimod kun konstateret delvis prædation i 4 reder, hvor det reducerede kuld fortsat blev ruget. Reder fundet i den første fjerdedel af rugetiden havde en noget større kuldstørrelse end reder fundet senere i rugetiden (Tab. 51), forskellen er dog ikke statistisk signifikant ( $p > 0,05$ ). Den gennemsnitlige kuldstørrelse fra kuldene fundet tidligt i rugetiden på 3,95 æg må antages at være tættest på den oprindelige kuldstørrelse.

Andelen af 4-ægs kuld, og dermed den gennemsnitlige kuldstørrelse, er noget større i de tidlige end i de sene kuld (Lind 1961, denne undersøgelse; Tab. 51). Kuld startede før 1. maj er stort set udelukkende førstekuld, mens kuld startede efter 8. maj primært udgøres af omlægskuld, selvom der blandt disse sikkert også er kuld fra yngre fugle, der først starter på dette sene tidspunkt (Lind l.c.). Forskellen i kuldstørrelsen og andelen af 4-ægs kuld mellem kuld startet før 1. maj og efter 8. maj er signifikant ( $p < 0,01$ ; Tab. 51).

De her anførte 3,86 æg pr kuld (alle kuld, Tab. 51) svarer til to datasæt fra Holland: 3,86 i 145 kuld (Haverschmidt i Glutz von Blotzheim et al. 1977) og 3,81 i 883 kuld (Bangma i Glutz von Blotzheim et al. l.c.).

### **Tippetterne som yngleområde for Stor Kobbersneppe**

Tippetterne var et godt yngleområde for Stor Kobbersneppe i hele undersøgelsesperioden. I slutningen af 1920'erne optaltes dog kun få ynglepar, måske fordi fredningen af området ikke var effektiv nok (Tåning 1936, 1941).

Fra omkring 1930 til 1979 vurderedes bestanden de fleste år til mellem ca 40 og 80 par, og selv om der sås variationer gennem årene, var der ingen langsigtet tendens til frem- eller tilbagegang. Dog sås en signifikant bestandsstigning i årene 1947-1961 (Møller 1978) samtidigt med Stormmågebestandens sammenbrud. Måske var den store Stormmåge-bestand frem til starten af 1950'erne en begrænsende faktor for kobbersneppebestanden. Den nordøstlige del af reservatet, hvor hovedparten af Stormmågerne yngede, havde dengang væsentligt lavere yngletæthed end resten af reservatet, mens forskellen udjævnedes efter 1961 (Møller l.c.).

På Værnengene blev der langs Tippetternes sydgrænse drevet intensiv jagt på vadefugle i august

frem til 1979. Hvilken indflydelse denne jagt havde på Tippetternes bestand af Stor Kobbersneppe er ikke kendt, men direkte iagttagelser og gennemganger af skudte lokale årsunger viser, at en del af ungerne fra Tippetterne blev skudt før de forlod området (Tåning 1941, Tipperdagbøger).

Siden græsning og slåning af engene på Tippetterne blev genoptaget midt i 1970'erne, er kobbersneppebestanden steget kraftigt i to omgange. I 1976 indledtes en intensiv kreaturgræsning med start midt i kobbersneppernes rugetid, og samtidig begyndte man at slå de nordøstlige dele af området stort set årligt. Denne driftsform åbnede Tipperengene, og bestanden steg umiddelbart. Men der blev samtidig nedtrampet et større antal reder, og det var måske forklaringen på, at bestanden stagnerede i starten af 1980'erne. I anden halvdel af 1980'erne steg bestanden igen. Sommerslåningen var nu systematiseret, så de nordlige og nordøstlige enge blev slået hver sommer, mens de øvrige enge blev slået mindst én gang hvert tredje år. Samtidig blev kreaturtrykket modereret fra 1984. Den positive effekt af den ændrede drift er påvist af Mortensen (1986) og fremgår også af denne undersøgelse (Tab. 47).

Endnu et forhold kan have virket begrænsende på bestanden frem til omkring 1960. Hele engområdet blev den gang udsat for intensivt høslæt fra juli til august efterfulgt af en ligeledes intensiv eftergræsning af kreaturer og heste fra august til november. Denne udnyttelse har måske været for voldsom for kobbersnepperne. I rugetiden var græstæppet ensartet kort (Andersen 1948, Møller 1978), og velegnede redetuer var måske så fåtallige, at det begrænsede antallet af ynglepar eller ynglesuccessen. Heller ikke den lave vegetation i ungeføringstiden i maj-juni var særlig velegnet for kobbersneppefamilierne. Ungefamiernes foretrukne habitat i Schaalsmeerpolders i Holland var 15-30 cm høj vegetation (Buker & Groen 1989). Denne præference for højere vegetation forklares med, at ungerne hurtigt kan søge skjul, og med, at mængden af insekter i den højere vegetation er større end på kortgræssede og intensivt behandlede enge. Disse insekter er kobbersneppeungernes vigtigste føde, indtil deres næb er næsten færdigudviklet, og de kan begynde at søge føde i jordoverfladen og på vadefladerne (Buker & Groen l.c., Beintema et al. 1991). I dag er eftergræsningen på Tippetternes slåede områder ret ekstensiv (og vegetationssammensætningen er ændret), så selv om de lavestliggende områder ligger med helt kort vegetation langt hen i juni, vokser vegetationen på de lidt mere højtliggende områder hurtigt, så de



Rødbenene bosætter sig på engene i april og maj. Ca to uger efter at parret har fundet sig et ynglested lægges æggenes, så fuglene har travlt. Foto: Jan Petersen.

midt i juni ligger med et ret åbent, 20-35 cm højt plantedække. Dette må være yderst velegnet for ungeførende Store Kobbersnepper (pers. obs.).

Den Store Kobbersneppe synes ikke at have behov for kreaturgræsning, hvis vegetationen iøvrigt bliver holdt nede ved regelmæssig slåning, mens græsningen medfører en nedsat ynglesucces (Beintema & Müskens 1987, Buker & Groen 1989, Beintema & Müskens 1987, Beintema et al. 1991, denne undersøgelse). Det er dog muligt, at kreaturerne ved at holde kystbræmmen åben skaber en habitat, som ungefamilierne kan udnytte i ekstreme situationer, f.eks. ved kraftig tørke og meget langsom græsvækst. Påvirkningen fra kreaturgræsningen kan i bedste fald være næsten neutral. Det forudsætter en passende sen udsætning, moderat græsningstryk og stabile græsningsterminer i de enkelte delområder, så kobbersnepperne kan udnytte området optimalt.

Forholdene på Tipperne i dag synes nært optimale for den Store Kobbersneppe med en hensynsfuld planlægning af kreaturgræsningen. Erfaringen fra 1991 viser dog, at arten er meget sårbar over for en ændring af prædationsforholdene, og f. eks. en fast bosættelse af ræv i de bedste yngleområder som Fuglepold og N. Rad ville formentlig reducere bestanden mærkbart.

### Rødben *Tringa totanus*

På Tipperne har der gennem det meste af dette århundrede ynglet mellem 50 og 100 par Rødben. I starten af århundredet var bestanden dog væsentligt større, og siden midt i 1980'erne er bestanden steget næsten eksplosionsagtigt i forbindelse med en ekstensivering af kreaturdriften og en mere omfattende slåning.

Rødbenen har de seneste syv ynglesæsoner (1986-1992) været den talrigste ynglefugl på reservatet med mellem 500 og 800 par, og bestands-tætheden på Tipperne i dag er en af de største, der er registreret (Glutz von Blotzheim et al. 1977, Thorup 1991, Dallinga 1993).

Rødbenen er en udbredt og talrig ynglefugl i Danmark. Udbredelsen er dog blevet indskrænket i forbindelse med intensivering i landbruget i dete århundrede, og en større og større del af bestanden yngler i saltmarsk og på brakvandsenge, mens bestanden på ferskenge og spredt i agerlandet bliver mere og mere ubetydelig.

### Ynglefænologi

Der er et stort materiale om Rødbenens ynglefænologi på Tipperne. Ifølge linietakseringer 1973-1982 blev de første redeterritorier besat pri. april, og ult. april var hovedparten besat (Melftofte 1987).

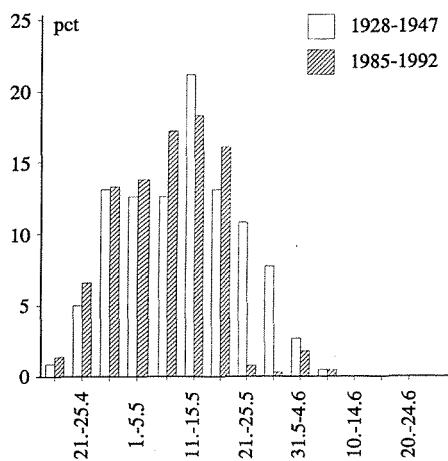


Fig. 35. Rødben. Æglægningsstart på Tipperne (5-dages perioder) for 222 ungekuld ringmærket 1928-1947 og 436 ægkuld fundet og kontrolleret 1985-1992. Ved tilbage-regning er anvendt en rugetid på 24 dage og en æglægningsperiode på 5 dage (Großkopf 1959, 1970). *Redshank. Start of laying on Tipperne (5 day periods) for 222 broods ringed in 1928-1947 and 436 nests controlled 1985-1992. Calculated using a laying period of 5 days and an incubation period of 24 days.*

1928-1947 ringmærkedes 222 ungekuld. Ungernes alder blev anslået ved mærkningen. Da hovedparten var nyklækkede, vurderes aldersangivelserne, og dermed de tilbageregnete datoer for æglægningsstart, at være ret præcise (Fig. 35).

1985-1992 blev der fundet 1141 Rødben-reder på Tipperne. For 257 kendes fuldæggnings- og/eller klækkedato ret præcist, mens datoen kendes

med en margin på 3-10 dages usikkerhed for yderligere 179 reder (Fig. 35).

For at gøre de to datasæt sammenlignelige kan ægkuldene omregnes til "reder med succes" vha. af redernes gennemsnitlige daglige overlevelsese-rate i hver delperiode (Tab. 56). Rødbenene ser ud til at have haft samme ynglefænologi gennem hele undersøgelsesperioden (Tab. 52).

Ud fra ringmærkningsdata viste Beintema et al. (1985), at Rødbenene i dag gennemsnitligt yngler en uge tidligere i Holland, end de gjorde i 1920'erne, mens de tidligste 25% yngler to uger tidligere end i 1920'erne. Ændringen tilskrives først og fremmest intensivering i landbrugsdriften, f.eks. med omfattende dræning og brug af store mængder kunstgødning.

Ynglefænologien i saltmarsken i Vadehavet i Holland og Tyskland svarer meget til Tippeternes (Großkopf 1970, Dallinga 1993; Tab. 52). Den tilsyneladende senere afslutning på ynglesæsonen i Holland kan skyldes en bedre dækning af de sent ynglende fugle. I engområder indenfor digerene i Holland og Tyskland yngler Rødbenene væsentligt tidligere end i saltmarsken, med en hovedægglægning midt i april (B. Hälterlein og R. Vogel pers. medd.), og det er sikkert også tilfældet i Danmark.

Rødbenene ankommer nogenlunde på samme tidspunkt i dag som i 1920'erne og 1930'erne. Der ses i dag lidt flere fugle i marts end i perioden 1929-1939 (Tåning 1941, Meltofte 1987), men hovedparten af ynglefuglene ankommer nu som dengang i anden halvdel af april (Tåning l.c., Thorup 1988, 1990a, Lilleør 1989), i meget milde forår op til en lille uge tidligere (Thorup 1990b).

De fleste redeterritorier besættes umiddelbart

Tab. 52. Rødben. Hovedperiode (centrale 80%) og mediandato for æglægningsstart på Tipperne, for ringmærkede ungekuld 1928-1947, for ægkuld 1985-1992, og for disse efter omregning til "ægkuld med succes" (se teksten). Desuden er vist data fra to strandengslokaliteter i Vadehavet: Wangeroooge, Tyskland 1956-1964 og Dollard, Holland 1989-1991.

*Redshank. Main period (central 80%) and median date of start of laying at Tipperne, of ringed broods 1928-1947, of egg clutches 1985-1992, and of the "successful" proportion of these clutches (estimated from survival rates in different parts of the incubation period, Tab. 57). Additionally, dates are shown from two saltmarsh sites in the Wadden Sea: Wangeroooge, Germany 1956-1964 and Dollard, the Netherlands 1989-1991.*

Lokalitet	Median-dato	Hovedperiode	Tidsrum	n	Kilde
Site	Median date	Main period	No. of days		Source
Tipperne (1985-1992) ægkuld nests	10.5	26.4 - 23.5	27	436	denne undersøgelse this study
Wangeroooge (1956-1964) ægkuld nests	13.5	5.5 - 25.5	20	513	Großkopf 1970
Dollard (1989-1991) ægkuld nests	16.5	28.4 - 8.6	41	289	Dallinga 1993
Tipperne (1928-1947) ungekuld broods	12.5	27.4 - 25.5	28	222	
Tipperne (1985-1992) ægkuld med succes successful clutches	11.5	27.4 - 23.5	26	436	

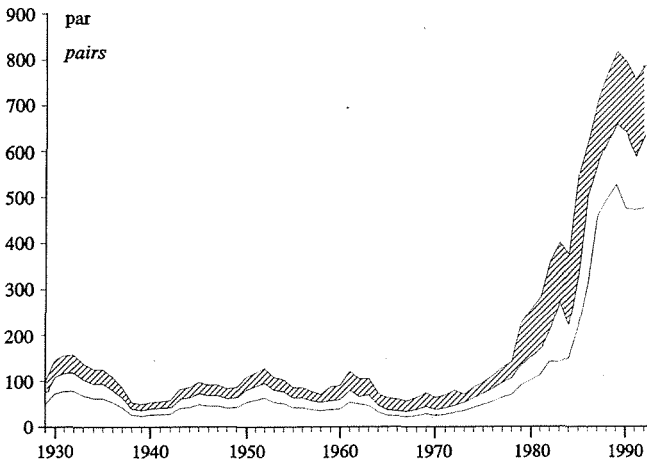


Fig. 36. Rødben. Ynglebestanden på Tipperne 1928-1992: tre-års glidende gennemsnit af den optalte ynglebestand (nederste linie), og et skønnet interval for den reelle bestand (skraverede område). Se iverigt teksten. *Redshank. The breeding population on Tipperne 1928-1992: a three-year sliding average of the no. of counted pairs (lowermost curve), and the range of the estimated population size (hatched area).*

efter ankomsten. I Dollard, Holland, fandt Dallinga (1993), at ca halvdelen af 324 territorier etableredes i perioden 8.-22. april, mens 10-15% etableredes efter 1. maj. I gennemsnit var der ca en måned mellem etableringen af territorium og start på æglægning, og data fra Tipperne tyder på, at forholdene her er tilsvarende.

### Optællingsmetodernes dækningsgrad

1928-1964 optaltes bestanden ved redefund. Optællingstidspunktet lå midt i Rødbenenes rugetid, og ved en redeeftersøgning jævnt fordelt i perioden 21. maj – 9. juni (Fig. 6) var i gennemsnit 73% af Rødben-rederne med æg (Tab. 16). Rødben-reder er dog ofte meget skjulte og svære at finde, og en del reder må være blevet overset ved redegennemgangene.

Der kan fås et indtryk af dækningsgraden ved redeeftersøgninger af data fra øen Fuglepold fra 1989 og 1990. Her er der slåning og intensiv eftergræsning, og vegetationsstrukturen må svare til forholdene på store dele af reservatet tidligere i århundredet. Under en grundig redeeftersøgning ult. maj og pri. juni blev der i 1989-1990 fundet reder svarende til ca 80% af det senere optalte antal ungevarslende par. Da 10-15% af rederne ikke klækkede, og mindst 10-20% af parrene formodes at have mistet deres unger inden optællingstidspunktet, har der været mellem ca 1,5 og 2 gange så mange ynglepar som optalte reder. Dette antages også at have været gældende i 1928-1964. En erfaren observatør fra 1940'erne (F. Søgaard Andersen in litt.) vurderede usikkerheden ved optællingen af Rødben-reder som "noget større end 10%".

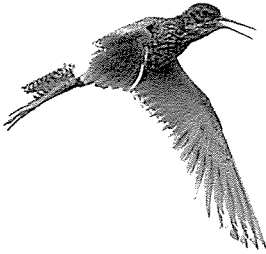
1964-1971 optaltes Rødbenene usystematisk, og dækningsgraden vurderes at have været dårlig, da arten er så svær at optælle.

1972-1985 blev Rødbenene optalt og kortlagt i maj og de første dage af juni ud fra en antagelse om, at de i denne periode hævdede redeterritorium. Dette er dog ofte ikke tilfældet (Hale 1956, Hale & Ashcroft 1982, Thorup 1988), og selv når de hævder territorium overfor artsfæller, opfører de sig tit helt diskret over for observatører (Großkopf 1959). Dallinga (1993) fandt, at én kortlægning i april eller starten af maj i gennemsnit dækkede 29% af de etablerede par (hvor 16% registreredes som enlige, 13% som par), og der krævedes 6-7 totale gennemgange for at dække 90% af parrene. Efter æglægningen var registreringschancen væsentligt lavere. Kortlægningerne på Tipperne 1972-1985 i Rødbenenes mest diskrete yngleperiode må have resulteret i voldsomme underestimerer; størst de seneste år i perioden, hvor bestanden var størst og dermed mest uoverskuelig. I 1983 antages dækningen dog at have været bedre, da en del af bestanden dækkedes ved redefund.

1986-1992 optaltes bestanden ud fra antallet af ungevarslende og yngleuroelige par. Par uden klækningssucces og sent ynglende par dækkedes derfor næppe. Underestimeringen vurderes dog at have været væsentlig mindre i disse år end i perioden 1972-1985, blandt andet fordi klækningssuccesen de fleste år var ganske høj (Tab. 55).

### Bestanden

De fleste ynglesæsoner i perioden 1928-1979 optaltes mellem 35 og 75 par Rødben på Tipperne, og bestanden vurderes at have været på ca 50-100 par (Fig. 36). Møller (1978) påviste en signifikant tilbagegang i perioden 1928-1977, men nævnte metodeskiftet ved optællingerne i 1965 som en mulig medvirkende årsag.



Rødbenen er Tipperhalvøens talrigste ynglefugl. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

Før 1928 var bestanden væsentlig større; i 1903 fandtes på en ulovlig ægindsamlingstur på reservatet 20 Rødben-kuld på en halv time (Hedin 1904), hvad der antyder en meget tæt bestand. I dag, med 650-800 ynglepar, er det vanskeligt at finde reder med den hastighed.

1977-1983 græssede et større antal kreaturer på Tipperne, og nogle områder blev slået næsten årligt. Dette gavnede Rødbenene, og bestanden fordobledes fra 1977 til 1984. I 1984 blev omfanget af slåningen øget, og græsningen blev mere ekstensiv. Dette forbedrede yderligere forholdene for Rødbenene, og fra 1984 til 1988 firedobledes bestanden næsten, fra godt 200 til 650-800 par. Dette niveau har bestanden siden holdt sig på (Fig. 36).

Dybbro (1981) vurderede i 1979 den samlede danske bestand til 4-6000 par. Der forelå dog ikke på dette tidspunkt intensive optællinger, der havde taget højde for, hvor svær arten er at tælle op. Ud fra optællinger i de sidste ti år i begrænsede prøveflader vurderes bestanden alene i det danske Vadehav at være på 3000-4500 par, med 15-40 par pr km<sup>2</sup> på strandenge på sand og 25-125 par pr km<sup>2</sup> på egentlige forlandsområder (efter data fra Frikke 1987, Gram et al. 1990, Christensen & Jacobsen 1991, Pedersen & Poulsen 1991, CWSS 1992, K. Fischer pers. medd., O. Thorup upubl.). Og base-

ret på optællinger i de bedste af de øvrige danske yngleområder som Tipperhalvøen (denne undersøgt), Nissum Fjord (Christensen 1984b), Limfjordsområdet (J. P. Kjeldsen 1991 og pers. medd., O. Thorup upubl.), Læsø (Rasmussen 1991), Saltholm (Jensen 1987) og Storstrøms Amt (Jørgensen 1989) vurderes den danske bestand i dag til mellem 10000 og 15000 par.

Af disse udgør Tipperbestanden ca 6% og Tipperhalvøens bestand (på ca 1100-1500 par; Thorup 1990a, Seeberg 1991, S. Kjeldsen 1992) ca 10%.

### Habitatvalg

På engene på Tipperne kan der i dag stort set findes Rødben-reder overalt, hvor der findes åbne eller halvåbne tuer i græslandskabet af mere end ca 15 cm's højde.

Møller (1978) undersøgte redehabitaten for 22 reder på Tipperne i starten af 1970'erne og Jeschke (1982) beskrev den for 84 reder på Østersø-strandenge på øerne Oie og Kirr i Tyskland. Begge fandt, at Rødben placerede rederne i tuer af et bredt artsudvalg af græsser og halvgræsser. Stort set alle reder var placeret i tuer af 10-20 cm's højde, og vegetationen omkring reden var under 20 cm høj.

På en ekstensivt græsset strandeng i Dollard i Holland fandt Dallinga (1993) en medianhøjde på redetuen på 29 cm for 39 reder i et område med større flader med både lav, middelhøj og høj vegetation, mens medianhøjden kun var 20 cm for 98 redetuer i et område, hvor der kun var små arealer med middelhøj og høj vegetation.

Omfanget af velegnet redehabitat har sikkert været begrænsende for bestanden i første del af undersøgelsesperioden, da Tipperengene havde homogen kort græs langt hen i ynglesæsonen. Sidst i 1960'erne og i starten af 1970'erne var store arealer derimod uegnede pga. for kraftig og tæt vegetation (Møller 1975, 1978).

### Tætheder

Møller (1978) analyserede tæthederne af den optalte bestand på Tipperne i perioden 1928-1977. Der var en relativt jævn fordeling af yngleparrerne i hele området, og tæthederne varierede mellem 4 (Ø. Rad 1962-1973) og 16 par pr km<sup>2</sup> (Store Tipper 1928-1946). I 14 undersøgte år mellem 1933 og 1957 var redernes spredningsmønster alle årene tilfældigt eller regulært; omfattende Stormmåge-prædation forhindrede øjensynligt klumpning i de bedste ynglehabitater. På hele Tipperne varierede tætheden af den optalte bestand 1928-1977 mellem 3 og 15 par pr km<sup>2</sup>, med et gennemsnit på 8,8 par pr km<sup>2</sup> (Møller l.c.).



I årene 1988-1992 vurderedes bestanden til 650-800 par, svarende til lidt over 100 par pr km<sup>2</sup> i gennemsnit på hele reservatet og 110-135 par pr km<sup>2</sup> i engområderne (590 ha). Tæthederne varierede væsentligt mere inden for området end tidligere. I flere områder var tætheden af Klyde, Stor Kobbersnepe og Vibe så stor, at fugleprædatorer som Rørhøg og Stormmåge overhovedet ikke var i stand til at søge efter reder, men holdtes væk af vadefluglene. I disse områder, som Fuglepold, N. Rad og Ø. Rad, slog mange af de ynglende Rødben sig ned i nærheden af de meget produktive kystbræmmer, hvor der lokalt kunne findes meget store bestandstætheder. Den tætteste bestand holdt til på Fuglepold, hvor der i 1988 og 1989 ynglede i størrelsesordenen 500 par pr km<sup>2</sup>. Også på odderne Per Smeds Dæmning og Per Gejls Pold ynglede meget tætte Rødben-bestande, 1986-1989 således en bestand svarende til 200-400 par pr km<sup>2</sup>. De øvrige områder havde noget lavere tætheder (Tab. 53). Delområderne med den største relative kystlængde havde de største bestandstætheder (hvad Møller (1978) også fandt i perioden 1962-1973). Kystzonen på Store og Lille Tipper er dog uegnet for Rødben-familierne, da her er tæt rørskov og relativt dybt vand.

Bestandstætheder på 4-500 par pr km<sup>2</sup> som på Fuglepold er kun fundet få andre steder som i Vadehavet på ekstensivt græsset forland i Dollard (420 par pr km<sup>2</sup>, Dallinga 1993) og på et mindre forlandsområde på Wangerooge (500 par pr km<sup>2</sup>, Großkopf 1959).

Også yngletætheden for de samlede engområder på Tipperne (110-135 par pr km<sup>2</sup>) er en tæt bestand for et større område. I gode Rødben-habitater findes ofte 20-50 par pr km<sup>2</sup> (Glutz von Blotzheim et al. 1977), men der er dog også fundet over 100 par pr km<sup>2</sup> i et ugræsset forlandsområde i det tyske Vadehav (Schobüll; Schultz 1987) og knapt 100 par pr km<sup>2</sup> i det hollandske område Lauwersmeer (Glutz von Blotzheim et al. l.c., Møller 1978). I et 2 km<sup>2</sup> stort undersøgelsesområde på en saltmarsk i Ribble Marshes, England, fandtes en tæthed på 75 par pr km<sup>2</sup> (Thompson & Hale 1989).

Tab. 53. Rødben. Skønnede bestandstætheder i forskellige delområder på Tipperne i 1988 og 1989 (efter Thorup 1990b, 1991 og Seeberg 1991).

*Redshank. Estimated breeding densities in subareas of Tipperne in 1988 and 1989.*

Delområde <i>Subarea</i>	Skønnet bestandstæthed (par pr km <sup>2</sup> ) <i>Estimated density (pairs km<sup>-2</sup>)</i>
a) Græsning og regelmæssig slåning <i>Grazing and regular mowing</i>	
Fuglepold	400-500
Per Smeds & Per Gejls	200-400
N. Rad	150
Ø. Rad	75-100
b) Græsning og uregelmæssig slåning <i>Grazing and irregular mowing</i>	
Opgrøden	75-100
Adams/Tipperpold	75
V. Rad	40- 50
Rødsandshage & S. Rad	30- 50
c) Ingen græsning eller slåning <i>No grazing or mowing</i>	
Store & Lille Tipper	0- 3

### Ynglesucces

Der er kun få data om Rødbenenes klækningssucces på Tipperne før etableringen af et systematisk redekartotek i 1985. Fra hele undersøgelsesperioden er der spredte notater i dagbøgerne om prædation fra Stormmåge og ræv, men det er ikke muligt herudfra at danne sig et overblik over omfanget. Fra 1977-1984 kendes yngleresultatet i 96 reder. De 72 (75%) klækkede, 10 (10%) blev præderede, 11 (11%) blev forladt (én pga. kreaturer), mens 3 (3%) blev nedtrampet af kreaturer (Rønneest 1978, Møller 1979, Mortensen 1982, 1983, Christensen 1984a).

Af 1141 reder fundet i 1985-1992 kendes redens skæbne for 712 i kreaturfrie fener (Tab. 54). Som i 1977-1984 klækkede ca 75%.

Beregnet ud fra redernes gennemsnitlige daglige overlevelse ("Mayfield-metoden", se metodeaf-

Tab. 54. Rødben. Skæbnen for 712 reder i kreaturfrie fener på Tipperne 1985-1992 kontrolleret efter rugetidens op-hør.  
*Redshank. Fate ("apparent hatching success") of 712 nests on Tipperne 1985-1992. Data from fields without cattle, only.*

År <i>Years</i>	Antal reder <i>No. of nests</i>	Klækket <i>Hatched</i>	Præderet <i>Predated</i>	Oversvømmet <i>Flooded</i>	Forladt <i>Deserted</i>
1985-1992	712	529 (74%)	130 (18%)	12 (2%)	41 (6%)

Tab. 55. Rødbens ynglesucces på Tipperne. Gennemsnitlig daglig overlevelsrate og beregnet klækningssucces for 835 kontrollerede reder i kreaturfrie felter 1985-1992. For 1989 og 1991 er redeoverlevelsen vist separat for Fuglepold og for det øvrige Tipperne. Der er anvendt en æglægningsperiode på 5 dage og en rugetid på 24 dage (Großkopf 1959, 1970).

*Redshank. Daily survival rate and calculated hatching success of 835 controlled nests on Tipperne 1985-1992 (fields without cattle, only). Additionally, data from 1989 and 1991 from the island of Fuglepold and the rest of Tipperne are shown separately. Laying period assumed to be 5 days and incubation period 24 days.*

År Year	Rededage Nest days	Redetab Losses	Daglig overlevelsrate Daily survival rate	Klækningssucces (%) Hatching success (%)
1986	1144	7	0,9939	84
1987	1035	5	0,9951	87
1988	2431	18	0,9926	81
1989	2189	21	0,9904	76
1990	2480	32	0,9871	69
1991	673	23	0,9658	37
1992	1133	17	0,9850	65
1985-1992	11211	124	0,9889	72
1989 Fuglepold	1688	7	0,9959	89
1991 Fuglepold	116	10	0,9138	7
1989 Tipperne, rest	501	14	0,9721	44
1991 Tipperne, rest	557	13	0,9767	50

snit) var der i alle de undersøgte år (excl. 1991) en klækning på ca 65-85% (Tab. 55). De fleste år fandtes mange reder på Fuglepold, og her var der normalt en klækningssucces over gennemsnittet (som 1989 i Tab. 55). Den tætte ynglebestand her er dog meget sårbar over for prædation, som det sås i 1991, hvor der boede en ræv på øen. I starten af ynglesæsonen var risikoen for, at en Rødben-rede præderedes, ca fire gange så høj som midt i den. Sidst i ynglesæsonen steg prædationsraten lidt igen (Tab. 56). Beintema & Müskens (1987) fandt et tilsvarende mønster i Holland med lavest prædationsrate midt i yngletiden og højere prædation tidligt og sent i ynglesæsonen.

Næsten alle reder, der går tabt tidligt i ynglesæsonen, bliver lagt om (Großkopf 1958), så den

gennemsnitlige klækningssucces pr par må i perioden 1985-1992 have ligget på mellem 75 og 90%. Selv i det dårlige ynglear 1991 havde Rødbenene en bedre klækningssucces, end Tab. 55 umiddelbart giver udtryk for. Fuglene med sene omlæg på Fuglepold klarede sig væsentligt bedre end de øvrige, og ved en optælling 20. juni optaltes ca 75 ungevarslende par. Det var lidt under halvdelen af de foregående års antal.

At 75-90% af alle ynglepar på Tipperne klækkede unger er en meget høj andel. Et tilsvarende niveau er fundet på andre gode Rødben-lokaliteter som på Wangerooge, hvor Großkopf (i Glutz von Blotzheim et al. 1977) i 1956 registrerede, at 92% af de undersøgte ynglepar havde succes med klækning. Det skal dog bemærkes, at denne høje klæk-

Tab. 56. Rødbens ynglesucces på Tipperne. Gennemsnitlig daglig overlevelsrate i forskellige delperioder af rugetiden for 839 kontrollerede reder i kreaturfrie felter 1985-1992. "Klækningstal" angiver andelen af rederne, der ville klække, hvis den pågældende daglige tabsrate havde været konstant gennem hele ægtiden (29 dage).

*Redshank. Daily survival rates in different parts of the incubation period on Tipperne 1985-1992 (fields without cattle, only). The "hatching probability" is the proportion of nests surviving till hatching, if the survival rate concerned were constant throughout the egg period (29 days).*

Periode Period	Rededage Nest days	Redetab Losses	Daglig overlevelsrate Daily survival rate	Klækningstal Hatching probability
→ 15.5	1632	41	0,9749	0,478
16.-31.5	5558	35,5	0,9936	0,830
1.6 →	4000	46,5	0,9884	0,712

ning kun gælder områder med sen udsætning af kreaturer og ikke inkluderer kreatur nedtrampning. Effekten af kreatur nedtrampning er vurderet i et senere diskussionsafsnit (bl.a. Tab. 70, 73 og 74).

De Rødben, der starter tidligst, har længst tid til at lægge om, hvis yngleforsøget mislykkes pga. prædation eller andet. Men med den relativt store energimæssige investering et yngleforsøg indebærer, kunne det synes uøkonomisk at starte før f.eks. 15. maj, hvor prædationsrisikoen er fire gange så høj som i perioden 16.-31. maj (iflg. Tab. 56). På hollandske enge udjævnes de forskellige perioders klækningssucces ved, at slåning og kreaturgræsning på engene øger redetabet senere i yngleperioden (Beintema & Müskens 1987). Også på Tipperne er det en fordel for Rødbenene at have overstået så meget af rugetiden som muligt på tidspunktet for kreaturudsætningen. Men da ynglefænologien ikke har ændret sig fra første halvdel af århundredet, hvor slåningen først startede i juli, og kreaturerne kun kom på eftergræsning, skyldes den tidlige ynglestart således ikke en lokal tilpasning til driften af området. Det er derimod muligt, at tidligt klækkede unger har en større overlevelseschance.

Großkopf (1970) fandt, at ungerne overlevelse var størst tidligt og midt i sæsonen. Af 618 ringmærkede, spæde unger på Wangerooge genfangedes 22 (3,6%) senere som voksne ynglefugle, og genfangstraten for den senest mærkede tredjedel af ungerne var kun halvt så stor som for de øvrige.

Som hos de fleste ynglefugle på Tipperne er der ingen undersøgelser af ungeoverlevelsen. Da antallet af ungevarslen Rødben de fleste år er højt langt hen i juni, må det antages, at ganske mange unger når at blive flyvefærdige.

### Kuldstørrelse

Gennemsnitstørrelsen af 677 rugede kuld er vist i Tab. 57. I alt 70 kuld havde færre end 4 æg (58 (8,6%) med 3 æg og 12 (1,8%) med 2 æg). Størrelsen af det rugede kuld behøver dog ikke at svare til kuldstørrelsen på fullægningstidspunktet, da reden kan være delvist præderet inden fundtidspunktet. Af 750 reder kontrolleret mindst to gange i rugetiden, blev en delvis prædation registreret i mindst 17 reder, hvor Rødbenene havde fortsat rugningen. Alle reder, hvor der kun lå et æg tilbage, blev forladt, mens 70-80% af reder, hvor der var to eller tre æg tilbage, fortsat blev rugede. For 337 reder kendes fullægning- eller klækningssdato så præcist, at det kan bestemmes, om kuldstørrelsen er registreret indenfor de første 6 dage efter fullægningen eller senere. Kuldene fundet tidligt i rugetiden er gennemsnitligt noget større (Tab. 57), og hyppigheden af kuld med færre end fire æg er signifikant større i reder fundet senere end 6 dage inde i rugetiden ( $\chi^2_1=10,20$ , (Yates' korr.),  $p<0,01$ ). Data i Tab. 57 tyder på, at den gennemsnitlige udgangskuldstørrelse var på ca 3,97 æg, og at der var en daglig reduktion på ca 0,013 æg pr kuld gennem rugetiden.

Kuld startet før 10. maj er udelukkende første-kuld, mens en større del af kuld startet efter 20. maj må være omlægskuld. I alt 294 kuld kan bestemmes til en af disse to kategorier. Kuldene startet før 10. maj var i gennemsnit større end de startet efter 20. maj (Tab. 57), og hyppigheden af kuld på mindre end fire æg er signifikant mindre for kuld startet før 10. maj ( $\chi^2_1=15,00$ , (Yates' Korr.),  $p<0,01$ ).

På Wangerooge i det tyske Vadehav var 358 af 379 kuld (95,5%) med fire (eller fem) æg, og den gennemsnitlige størrelse var 3,95 (Großkopf 1968 og i Glutz von Blotzheim et al. 1977).

Tab. 57. Rødben. Gennemsnitlig kuldstørrelse og andel af 5 & 4-ægs kuld på Tipperne 1985-1992. Redshank. Average clutch size and the percentage of five- & four-egg clutches on Tipperne 1985-1992.

	n	5 & 4-ægs kuld Five/four-egg clutches	Gennemsnitlig kuldstørrelse Average clutch size
Alle fuldlagte kuld <i>All full clutches</i>	677	90%	3,88
Kuld startet før 11. maj <i>Clutches started before 11 May</i>	230	95%	3,95
Kuld startet efter 20. maj <i>Clutches started later than 20 May</i>	64	78%	3,77
Kuld fundet senest 6 dage efter fullægning <i>Clutches found during the first 6 days of incubation</i>	148	94%	3,93
Kuld fundet senere end 6 dage efter fullægning <i>Clutches found after the first 6 days of incubation</i>	189	82%	3,78



Med fugtige enge, græsning af kystbræmmerne og omfattende slåning har Rødbenene et optimalt miljø på Tipperne. Det er måske prædation, der sætter begrænsningen for bestanden. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

### Tipperne som yngleområde for Rødben

I undersøgelsesperioden har antallet af ynglende Rødben på intet tidspunkt været nær så stort som nu, og den største bestand 1928-1980 var 120-150 par omkring 1930. Før saltvandsperioden 1913-1916 må der have været væsentlig flere Rødbenpar end ved undersøgelsesperiodens start. Som nævnt fandt Hedin i 1903 20 reder på en halv time og nævnte, at Rødbenen var "overordentlig talrig" (Hedin 1904). Endnu i 1910 ynglede formodentlig flere hundrede par, da M. Klinge angav Rødbenen som værende "langt den talrigste af Vaderne", og på dette tidspunkt ynglede der 6-700 par Klyder på Tipperhalvøen (Tåning 1936).

Der er i hvert fald tre mulige forklaringer på, hvorfor Rødbenene kan yngle i så stort et antal i dag og ikke kunne gøre det fra 1930 til 1960: 1) lave forsommer- og sommervandstande og tidlig udtørring af engene dengang, 2) stort prædationstryk tidligere fra den store ynglebestand af Stormmåger og 3) større tætheder af Rødbenenes bytte dyr på vaderne omkring Tipperne nu.

Kort tid efter klækningen føres ungerne til næringsrige områder som pander og loer, eller til kystbræmmerne, hvor der er mulighed for dækning for ungerne i vegetationen (Großkopf 1959, Walker & Chandler 1985). Her lever de af invertebrater i vegetationen, i det lave vand og på vaden (Beintema et al. 1991). Tilgængeligheden af små-

dyrene i pander og loer og på vaden er afhængig af vanddækket, da invertebraterne forsvinder eller trækker sig ned i sedimentet ved udtørring, og også mængden af smådyr i vegetationen er delvist afhængig af fugtighedsforholdene. Så længe engene er fugtige, ses Rødben-familierne spredt her, men efterhånden som engene (og pander og loer) tørrer ud, samles ungefamilierne i de våde kystbræmmer.

Især i 1932-1937 var der meget lave vandstande i Ringkøbing Fjord i maj-juni, men også i 1938-1960 var der hyppigt længerevarende udtørringer af vadefladerne i forsommer- og sommermånederne (Tåning 1936, Meltofte 1987). Dette betød, at bunddyrene var svært tilgængelige for Rødbenungerne, der var tvunget til at blive inde i den nu knastørre kystbræmme, og fourageringsmulighederne må have været en del ringere dengang end i dag. Sammenhængen mellem de lave maj-juni vandstande og Rødben-bestanden understøttes af, at der var en signifikant bestandsnedgang i perioden 1931-1939 (regressionsliniens hældning:  $\pm 8,3$  par pr år,  $p < 0,005$ ).

1928-1951 var der en meget stor Stormmågebestand, i de fleste år mellem 350 og 700 par (i gennemsnit 557 par). Stormmåge-bestanden var steget kraftigt i perioden lige før undersøgelsesperiodens start og var meget lille i begyndelsen af århundredet, hvor Rødben-bestanden var meget

større (Tåning 1936). I årene, hvor Stormmåge-bestanden var stærkt på retur, fandt Møller (1978) en stigende positiv korrelation mellem bestands-tæthederne af Rødben og delområderne med den relativt længste kystlinie, og det er også i de kystrige delområder (f. eks. Fuglepold og N. Rad), at de tætteste bestande findes i dag. Det er derfor meget sandsynligt, at den store Stormmåge-bestand var begrænsende for bestanden af Rødben, især i de bedste ynglehabitater for arten.

Goss-Custard (1970) undersøgte de voksne Rødbens fødeemner i vinterhalvåret på nogle vade-flader i England. Ved vadetemperaturer på 6-15° C (svarende til vandtemperaturerne på Tipperne fra ca 15. april – 1. juli; Lilleør 1989), udgjorde slikkrebss hovedparten af byttedyrene (mindst 82% af biomassen og 87% af individerne) trods et større udbud af bl.a. Nereis-børsteorm og dydsnegle i fourageringsområdet. Rødbenene fouragerede selektivt på slikkrebss af over 4 mm's længde (voksne individer; Goss-Custard l.c., Petersen 1977). Petersen (l.c.) registrerede først årsunger af slikkrebss på Tipperne fra juni måned, og forekomsten af arten i bundprøver i marts-maj må således afspejle forekomsten af Rødbenenes foretrukne fødeemne.

På vaden nord for N. Rad sås næsten en tredobling af både individantal og biomasse af slikkrebss fra 1937-1939 til 1974-1975, mens niveauet i 1974-1975 og i 1987-1989 var næsten det samme (Tab. 2). I Tipperne og øst for Opgrøden sås en tilsvarende stigning i biomassen af slikkrebss fra juli 1921 til april-maj 1987-1989 (Tab. 2). Med mindre der allerede ved tæthederne i første del af undersøgelsesperioden var tale om "slaraffenlandsforhold" for Rødbenene, må en tredobling af de foretrukne fødeemner være en kraftig forbedring af fourageringsmulighederne.

Selv om en meget vigtig del af ynglesuccesen, ungeoverlevelsen, ikke kendes, må Tipperne betragtes som et optimalt område for ynglende Rødben i øjeblikket. Med en drift og pleje indrettet efter behovene hos de mere sårbare arter som Stor Kobbersnepe, Almindelig Ryle og Brushane, med omfattende slåning af engene, så sen udsætning af kreaturer som muligt og fenneskift til de vadefugletætteste områder mod nordøst omkring 25. juni, undgåelse af dræning og en nænsom regulering af fjordens vandstand mellem 18 og 30 cm over DNN i yngletiden, synes Rødbenen sikret en god fremtid som ynglefugl i området.

Det er dog svært at forudsige, hvilken effekt forskellige forhold som en eventuel forøgelse af saltholdigheden, forholdsvis høje vandstande i

fjorden i yngletiden, der medfører vanskelige fourageringsforhold og regelmæssige oversvømmelser af de lavtliggende dele af reservatet, eller eventuelle forekomster af specialiserede prædatorer (som der sås tegn på i 1990 og 1991) vil kunne få for fremtidens Rødben-bestand.

### Stenvender *Arenaria interpres*

Stenvenderen har ikke ynglet med sikkerhed på Tipperne, men i de senere år har arten gjort yngleforsøg i mindst to-tre ynglesæsoner.

Første yngleforsøg blev iagttaget i 1977, hvor et par sås på Sandøen fra 7. til 31. maj, og hannen samlede redemateriale. Der blev dog ikke fundet æg, og fuglene sås ikke rugende, så yngleforsøget anses opgivet på et ret tidligt tidspunkt (Rønne 1978).

I 1987 iagttoges et Stenvender-par fast gennem maj ved Fuglepold-kanalen. 3. juni varselede/spillede den ene fugl over Fuglepold, mens den anden stod ved kanalen, og 1. juli fløj en fugl stille rundt over Fuglepold og landede midt på øen. En eventuel rede fandtes dog aldrig (Thorup 1990a). Efter 1. juli dette år besøgte Fuglepold ikke yderligere i ynglefuglesammenhæng.

I 1988 blev der gjort en enkelt iagttagelse af arten mellem forårstrækket og efterårstrækket, idet en fugl gik rundt på Fuglepold 23. juni, og i juni fandtes et æg her, der muligvis var et Stenvender-æg (pers. obs.).

Frem til starten af 1980'erne lå Tipperne ca 150 km vest for artens sydvestligste yngleplads i det Sydfynske Øhav. I forrige århundrede ynglede Stenvenderen i det danske og tyske Vadehav og på Vestkysten ved Blåvandshuk (Glutz von Blotzheim et al. 1977). Stenvenderen er ikke fra denne periode angivet som ynglende fra Tipperne. Som årsag til artens forsvinden som ynglefugl angives klimaændringer og tiltagende ynglebestande af Sølv- og Stormmåger på ynglepladserne (Løppenthin 1967, Salomonsen i Glutz von Blotzheim l.c.). I 1980'erne genetableredes en lille ynglebestand ved Vadehavet i Slesvig-Holsten (Brunckhorst et al. 1988), og yngleforsøgene på Tipperne skal måske ses i sammenhæng hermed.

Hvis mågebestandene er af afgørende betydning for Stenvenderens ynglemuligheder, er der måske på Tipperne mulighed for fremtidig ynglen af arten på de kortgræssede øer Sandøen og Fuglepold, i hvert fald de år, hvor disse er ræve- og hermelin-fri. Fuglepold må yderligere være attraktiv for Stenvenderen pga. de mange ynglende terner, da ternægg er et vigtigt fødeemne for arten i yngletiden (Brearey & Hildén 1985).

**Gøg *Cuculus canorus***

Gøgen forekom regelmæssigt i yngletiden på Tipperne i hele undersøgelsesperioden.

De voksne fugle er iøjnefaldende i yngletiden, men da artens territorialmønster er meget kompliceret, og hunnen lægger op til 12 æg med et æg i hver værtsrede spredt over et stort område (Hansen 1989), er en ynglebestand svær at optælle.

Der er kun fundet otte ynglebeviser på Tipperne i undersøgelsesperioden i form af unger, der blev madet, eller af æg i reder, fra fem forskellige ynglesæsoner mellem 1960 og 1976 (Tipperdagbøger, diverse ynglefuglerapporter). Tre arter er registreret som værter: Engpiber fire gange, Gul Vipstjert tre gange og Tornirisk en gang. Da observatørerne mest færdes på engene, er arter som Rørsanger og Sivsanger eventuelt overset som værter.

Frem til omkring 1970 blev hverken antallet af ynglende Gøge eller bestandene af småfugleværterne optalt eller vurderet. Gøgen må have ynglet fåtalligt i hele perioden, og der er ingen angivelser i Tipperdagbøgerne af observationer af mere end to fugle på en dag før 1968.

1971-1991 er bestanden hvert år forsøgt vurderet. I de fleste ynglesæsoner i 1970erne vurderedes bestanden til mellem fem og otte ynglehanner, mens den i 1980-1991 de fleste år blev vurderet til to eller tre ynglehanner (diverse ynglefuglerapporter). Frekvensen af antal Gøge på de standardiserede linietakseringer, der har været foretaget regelmæssigt siden efteråret 1972, giver et indtryk af de relative ændringer i bestanden. Den falder fra ca

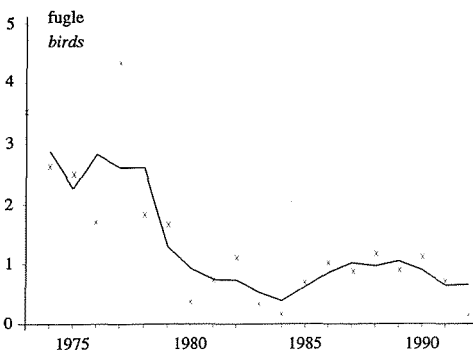


Fig. 37. Gøg. Gennemsnitligt antal pr linietaksering på Tipperne i perioden 15. maj - 25. juni 1973-1992 (krydser) og et tre-års glidende gennemsnit (linie).

*Cuckoo. Average no. of observed birds on line transects on Tipperne between 15 May and 25 June in 1973-1992 (crosses), and a three-year sliding average (line).*

2-3 pr linietaksering i 1970erne til 0-1 pr taksering i 1980erne (Fig. 37). Dette fald svarer til den vurderede bestandsnedgang.

Opvæksten i kontrolområderne Store Tipper og Lille Tipper og af rørbræmmerne rundt om engene i 1960erne og 1970erne betød en øgning af bestandene af småfugle som Engpiber, Rørsanger og Sivsanger, der er attraktive som gøgeværter (Hansen 1989), og dette kan forklare den tilsyneladende fremgang i Gøge-bestanden i perioden. Den genoptagne kreaturgræsning og slåning sidst i 1970erne har næppe skylden for tilbagegangen, da tilbagegangen for f.eks. Sivsangeren rigeligt opvejes af en stor bestandsfremgang i samme periode for en anden foretrukket gøgevært: Gul Vipstjert. Der kendes dog intet til forekomsten af sommerfuglelarver, Gøgens foretrukne fødeemne.

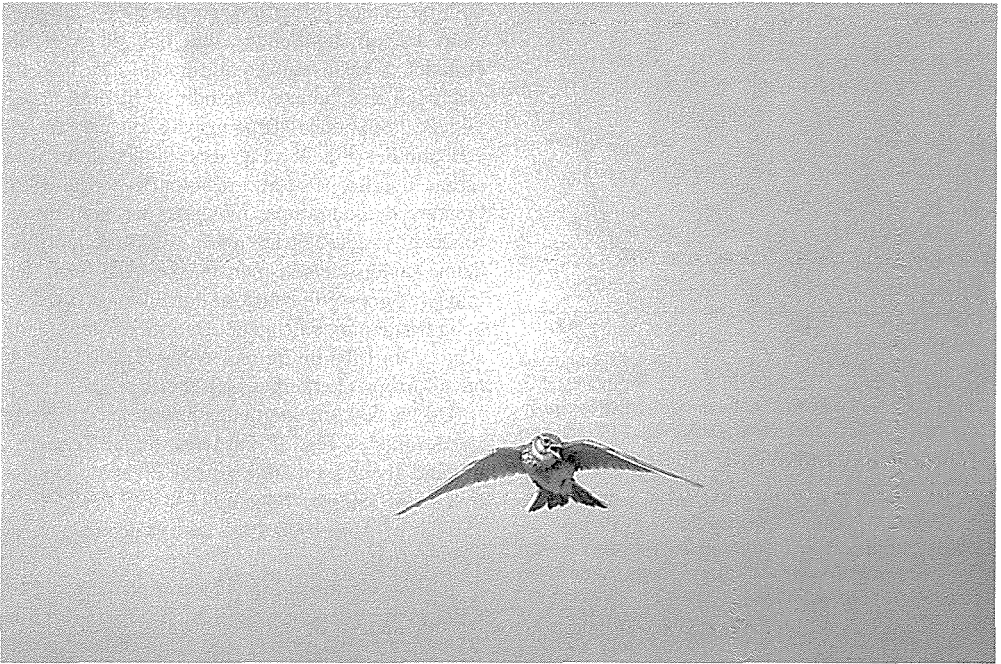
Tilbagegangen på Tipperne fra 1970erne til 1980erne falder sammen med en halvering af ynglebestandsindekset hos Gøg i Jylland fra 1976 til 1980 på standardiserede punkttællinger (Kayser 1988). Der foreligger ikke indekstal fra før 1976. Bestanden synes stabiliseret på 1980-niveauet, i hvert fald frem til 1987 (Kayser l.c.).

**Mosehornugle *Asio flammeus***

Mosehornuglen var en meget uregelmæssig ynglefugl på Tipperne i perioden 1928-1992.

Der er kun ynglebeviser i form af redefund og/eller fund af nyudfløjne unger fra seks forskellige ynglesæsoner. I 1932 og 1935 ynglede et par, formentlig på Store Tipper. Begge årene blev ynglen først konstateret ved, at der blev fundet store unger i august (Tipperdagbøger). Næste sikre ynglefund blev gjort i 1979, hvor 3-4 par ynglede, og der blev gjort tre redefund, to på Store Tipper og et på Fløes Dæmning. Der klækkede unger i to reder, mens den tredje rede blev forladt (Eriksen 1983). I 1980 ynglede et par på N. Rad, hvor mindst to unger klækkede (Bolding et al. 1982). I 1981 ynglede igen et par, dette år formodentlig på Store Tipper, og sidst i juli sås en nyudfløjet unge (Mortensen 1983). Endelig ynglede et par på Tipperpold i 1986. Her blev mindst en unge flyvefærdig (Thorup 1988).

Der er observationer af Mosehornugler fra perioden 1. juni til 20. august, der må anses for at ligge mellem artens to trækperioder (Møller 1978a), fra yderligere mindst ni ynglesæsoner (1944, 1956, 1957, 1965, 1978, 1983, 1984, 1985 og 1987; Tipperdagbøger og diverse ynglefuglerapporter). Muligvis har et par ynglet flere af disse år, men andre år har Mosehornuglerne ynglet lokalt uden for reservatet og er set i ynglesæsonen som



Sanglærken er reservatets talrigste småfugl. Linietakseringstal fra Tipperne synes som noget nyt at kunne påvise, at intensiv kreaturgræsning kan virke bestandsbegrænsende. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

fourageringsgæster. Således registreredes et ynglepar af Mosehornugle på den nordlige del af Værnengene i 1983, 1985 og 1987, hvor der sås voksne fugle med store unger (Jensen 1984, Thorup 1986, 1990a).

Mosehornuglebestande fluktuerer ligesom flere andre uglearters bestande voldsomt med musebestandenes størrelse. Der er kun få data fra Tipperne om bestandsændringer hos gnavere. Christensens (1978) indekseværdier for markmusebestanden i årene 1972-1975 og 1977 viste meget store årlige svingninger. I de undersøgte habitater var musetætheden mere end 100 gange større i 1972 end i 1974 og 1975 og mere end fem gange større end i 1973 og 1977. Ingen af de undersøgte år, heller ikke muse-topåret 1972, sås der Mosehornugle på reservatet i yngletiden (Møller udat.).

### Sanglærke *Aulauda arvensis*

Sanglærken var en almindelig ynglefugl på Tipperne i hele undersøgelsesperioden.

Som for alle de almindeligt ynglende småfugle er der kun få data om Sanglærken, og de er næsten alle fra perioden 1972-1992. Bestanden og bestandsudviklingen før 1972 er derfor svær at vurdere. I 1932 fandtes ca 100 reder spredt på Tipper-

engene (Tipperdagbøger), og Tåning (1936) konkluderede, at der det pågældende år ynglede ca 100 par. Det er nok en voldsom undervurdering, men intensiv slåning og eftergræsning betød måske, at frøsætningen var meget ringe, og at reservatet derfor var mindre attraktivt for Sanglærkerne end i dag.

De eneste optællinger af ynglende Sanglærker på Tipperne blev foretaget i 1972 og 1973 i hhv. én og to prøveflader ved hjælp af kortlægningsmetoden (Møller 1975). I 84 ha på Rødsandshage fandtes i 1973 en tæthed på 77 par pr km<sup>2</sup>, mens der var en tæthed på 95 par pr km<sup>2</sup> i 40 ha af kontrolområdet på Store og Lille Tipper (Møller l.c.). Hvis disse tætheder var typiske for hhv. de åbne enge og for kontrolområdet, ynglede der i 1973 ca 400-450 par, da der kun yngler ganske få par i strandsumparealerne.

Der er indsamlet et stort materiale om de ynglende Sanglærker ved de standardiserede linietakseringer, der har været foretaget regelmæssigt siden efteråret 1972. På denne 8,8 km lange rute optælles alle sete og hørte fugle 100 m til hver side. Ca 2 km af ruten går igennem kontrolområderne uden landbrugsmæssig udnyttelse, mens resten går gennem enge med varierende omfang af græsning og slåning. Sanglærkens forekomst på takserings-

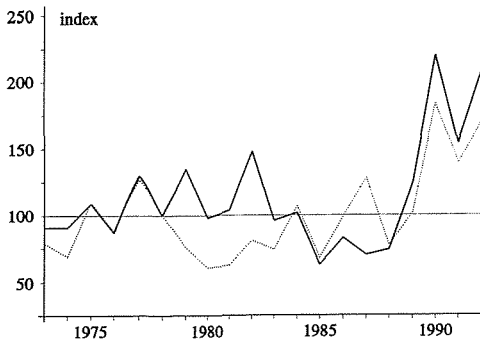


Fig. 38. Sanglærke. Forekomst på linietakseringer på Tipperne 16. april - 15. juli 1973-1992. Et indekstal er vist for det gennemsnitlige antal lærker registreret pr linietaksering i kontrolområdet (Store og Lille Tipper) uden landbrugsmæssig drift (optrukket linie) og på de øvrige enge (prikket linie). Som indeks = 100 er valgt 1978. Indekstallet er beregnet som et gennemsnit for to delperioder: 16. april - 25. maj og 26. maj - 15. juli. *Skylark. An index of no. of birds on line transects on Tipperne 16 April to 15 July 1973-1992, in the part with no management (Store/Lille Tipper; solid line) and in the meadows (dotted line). 1978 is chosen as index = 100. The index is a mean of indices in two periods: 16 April to 25 May and 26 May to 15 July.*

ruten i yngletiden i disse to hovedhabitater er afbilledet i Fig. 38 og kan ses som et mål for, hvordan bestanden svinger fra år til år.

Der er en vis usikkerhed ved denne form for registrering. Lærkernes sangaktivitet varierer gennem dagen, og linietakseringen er ikke foretaget i et fast tidsrum. Desuden er det vanskeligt at afgrænse 100 m linien i felten, og også at afgøre, om der er tale om gengangere ved registrering af syngende lærker. Det vurderes dog ikke, at eventuelle fejlvurderinger har nogen større betydning for det generelle billede af forekomsterne.

I 1973-1992 synes der ikke at have været de helt store svingninger. Kun i fire ynglesæsoner (1985 og 1990-1992) var indekstallet mere end 25% under eller 50% over 1978-niveauet. 1984/85-vinteren var den første hårde isvinter efter en række milde vintre, og bestanden synes at være faldet voldsomt dette år. I 1990-1992 registreredes meget store forekomster. De foregående vintre var ekstremt milde.

I 1973-1978 var der kun små årlige udsving i bestanden, og udsvingene var parallelle i kontrolområdet og på engene. I 1977 udvidedes kreaturgræsningen både antalmæssigt og arealmæssigt, og frem til 1983 var der et meget stort græsningstryk på engene. I årene med et stort kreaturtryk

faldt bestanden i de græssede områder voldsomt, mens den var stabil eller svagt stigende i kontrolområdet. I 1984 faldt kreaturantallet drastisk, og slåningen blev mere omfattende, og fra dette år udviklede bestandene sig igen parallelt i de to hovedhabitater (Fig. 38). Lærkebestanden synes altså sårbar overfor et stort græsningstryk, vel fordi kreaturerne nedtrampler mange reder, som det er fundet hos vadefugle (Beintema & Müskens 1987, denne undersøgelse), men måske også fordi den intensive græsning betød, at der ikke var tilstrækkelig frøsetning på engene. Den mere omfattende slåning fra 1984 og fremad synes derimod ikke at have forringet lærkernes ynglebetingelser.

Ud fra de kortlagte tætheder (Møller 1975) og indekstallene i Fig. 38 vurderes det, at Tippeternes bestand af Sanglærker de seneste 20 år har svinget fra ca 300-350 par i bundåret 1985, til måske 650-750 par i år som 1990-1992 med et gennemsnit på 400-500 par.

I 1984 (der ifølge Fig. 38 var et gennemsnitsår) optaltes det gennemsnitlige antal Sanglærker i et 20 m bredt bælte på hver side af linietakseringsruten ved en række linietakseringer i ult. marts og april (Thorup 1986). Ved denne metode fandtes i gennemsnit ca 1,5 fugl pr ha. Alle fuglene formodes at være ynglefugle, og hvis arealerne langs linietakseringsruten var repræsentative for Tipperengene og kontrolområdet, ynglede der i 1984 i størrelsesordenen ca 400-450 par, hvad der svarer ganske nøje til vurderingen ovenfor. De to undersøgelser bygger dog delvist på fælles præmisser om linietakseringsområdets repræsentativitet.

### Engpiber *Anthus pratensis*

Engpiberen har vel været en almindelig og udbredt ynglefugl på Tipperne gennem hele undersøgelsesperioden. Reservatets samlede bestand er dog aldrig blevet optalt.

Engpiberen har en meget lang yngleperiode. I milde vintre ankommer ynglefuglene til Tipperne i månedsskiftet februar-marts og ellers i løbet af marts. Der er to gange fundet reder med æg i april (11. april 1936, 17. april 1989); de fleste reder med æg og unger findes dog i maj og starten af juni, mens den seneste er fundet 10. august (1989) med unger (Thorup 1990b, Tipperdagbøger). Hos en undersøgt bestand i Nordtyskland var der mellem 85 og 116 dage mellem æglægningen i det første og i det sidste kuld, og det tidligste kuld blev startet 1. april, det seneste 6. august (Hötker & Sudfeldt 1982). Engpibere får ofte to kuld, og tre kuld er registreret. Det er især fugle uden succes med



første kuld, der får flere kuld (Hötker & Sudfeldt l.c., Hötker 1990).

Der er kun få oplysninger om Engpiber-bestanden på Tipperne mellem 1928 og 1971. 1928-1931 ynglede Engpiberen spredt overalt, og i 1932 fandtes ved redeeftersøgningerne ca 20 reder (Tåning 1936). Herudover er der kun angivelser fra 1937, 1938 og 1939, og de er meget forskelligartede. I 1937 angives Engpiberen at yngle almindeligt på engene, mens den i 1938 og 1939 angives som "fåtalig" ynglefugl (Tipperdagbøger). Det er ikke muligt ud fra disse sparsomme data at sige noget konkret om bestanden eller bestandsudviklingen på Tipperne frem til 1972.

Mellem 1972 og 1988 blev der foretaget tre optællinger af bestanden i dele af reservatet. I 1972 og 1973 optaltes ynglefuglene i 84 ha på Rød-sandshage, og i 1973 blev 40 ha i kontrolområdet på Store/Lille Tipper også optalt. Optællingerne blev foretaget med kortlægningsmetoden i perioden med. april – juni (Møller 1975, udat.). I 1988 blev bestanden kortlagt i de fleste af Tippeternes engområder ved én kortlægning sammen med kortlægningen af ungevarslende Rødben, Brushøns, Almindelige Ryler og Gule Vipstjerter mellem 6. og 16. juni (Seeberg 1991).

Ingen af de anvendte metoder har formodentlig dækket arten særlig godt. Studier af individmærkede fugles opførsel i yngletiden viser, at der behøves et stort antal præcise kortlægninger af ynglehannerne, hvis ikke bestanden skal undervurderes, da fuglene veksler meget i synlighed. Og dækningsgraden ved én kortlægning er ringe. Ved mere end 3000 besøg i Engpiber-territorier blev ingen af revirindehaverne set ved næsten en fjerdedel af besøgene (Hötker i Glutz von Blotzheim & Bauer 1985).

Udover disse ynglefugleoptællinger er der siden 1973 indsamlet et stort materiale om de ynglende Engpibere ved de standardiserede linietakseringer. Denne 8,8 km lange taksering gennem både enge og kontrolområde optaltes i ynglesæsonerne 1973-1977 med skiftende hyppighed (0,3 til 1,0 taksering pr 5-dages periode), mens der i 1978-1992 er foretaget én taksering pr 5-dages periode året rundt.

Det optimale tidspunkt for optælling af ynglebestanden på vore breddegrader er tidsrummet efter de nordlige trækgæster forlader området midt i maj (Glutz von Blotzheim & Bauer 1985, Hötker 1990). I maj og juni har stort set alle par æg eller unger (Hötker og Sudfeldt 1982). Antal Engpibere på linietakseringer i perioden 20. maj til 10. juli må således afspejle ynglebestanden på en del

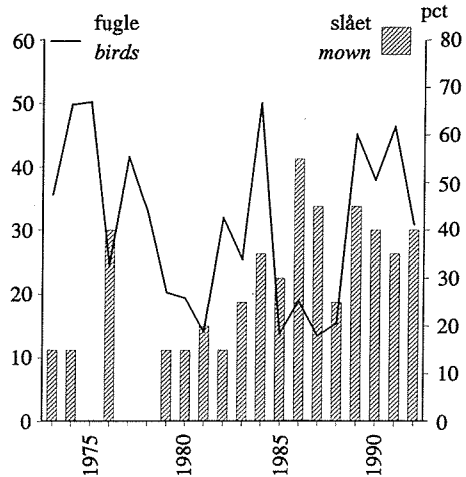


Fig. 39. Engpiber. Gennemsnitligt antal pr linietaksering på Tipperne 20. maj - 10. juli 1973-1992 (linie), og andelen af linietakseringsarealet der blev slået sommeren før (søjler).

*Meadow Pipit. Average no. on line transects on Tipperne between 20 May and 10 July 1973-1992 (line), and the percentage of the area covered by the line transect mown the year before (bars).*

af Tipperne (Thorup 1990b), da de fleste ynglepar er territoriehævdende omkring reden med æg eller unger eller strejfer rundt i nærheden med de nyudfløjne unger (Hötker 1982), og disse linietakseringstal er en kombination af antal ynglepar og disses ynglesucces (Fig. 39). Bestandsniveauet er de fleste år det samme tidligt og sent i yngleperioden, og de store udsving mellem årene skyldes altså ikke først og fremmest forskelle i ynglesucces.

I Engpiberens tempererede yngleområde har en intensivering i udnyttelsen af græsområder medført tilbagegang i bestandene (Glutz von Blotzheim & Bauer 1985). I Fig. 39 er omfanget af slåningen i linietakseringsområdet angivet. Der er ikke nogen korrelation mellem omfanget af slåning og Engpiber-bestanden (1981-1990:  $r_s=0,085$ ). Der er også kun en svag sammenhæng mellem forårsnedbøren og årets Engpiber-bestand (1981-1990:  $r_s=0,357$ ). Niveauet af landbrugs-mæssig udnyttelse på Tipperne synes at være så lavt, at bestanden ikke påvirkes negativt, og området er måske så fugtigt, at det selv i tørre forår kan tilfredsstillende Engpiberes krav.

Der er også beskrevet store årlige udsving i bestanden fra andre yngleområder, men de forhold der betinger disse udsving er dårligt forstået (Glutz von Blotzheim & Bauer 1985). I Schaals-

meerpolder nord for Amsterdam i Holland er Engpiber-bestanden blevet grundigt optalt i syv sæsoner mellem 1973 og 1980. Her svingede bestanden mellem 30 og 81 par (Menkveld & Zonderwijk 1984). De enkelte års bestand i Holland er signifikant positivt korreleret med linietakseringstallene fra Tipperne de samme år ( $r_s=0,786$ ,  $p<0,05$ ). Dette kunne antyde, at det ikke er lokale forhold, der er afgørende for bestandsstørrelsen, men måske snarere forhold i overvintringsområdet.

Kortlægningerne i 1973 gav en yngletæthed på ca 25 par pr km<sup>2</sup> på Rødsandshage og ca 30 par pr km<sup>2</sup> på Store/Lille Tipper (Møller 1975) og vurderes at have dækket 75-90% af bestanden. Hvis tæthederne i optællingsområderne på Rødsandshage og Store/Lille Tipper er repræsentative for hhv. engene og kontrolområdet generelt, og linietakseringstallene afspejler den reelle bestand i området, kan den samlede bestand på Tipperne vurderes til at svinge mellem ca 70-80 par i bundår (som 1981, 1985, 1987 og 1988) og ca 240-280 par i de bedste år (som 1974, 1975, 1984, 1989 og 1991). Et gennemsnitsår vurderes bestanden at være på ca 150-175 par.

At optællingsområdet i 1973 på Rødsandshage skulle være repræsentativt for Tipperengene er ikke helt urealistisk, da der ved kortlægningen i 1988 fandtes præcis den samme yngletæthed på Rødsandshage som den gennemsnitlige tæthed i hele det kortlagte område (Seeberg 1991).

## **Gulhovedet Gul Vipstjert** *Motacilla flava flavissima*

Gulhovedet Gul Vipstjert var stort set årlig som trækgæst på Tipperne de sidste knap 20 år af undersøgelsesperioden, og arten ynglede eller forsøgte at yngle på reservatet i seks ynglesæsoner mellem 1974 og 1986. Der foreligger kun få ynglefund fra Danmark, og Tipperne er den lokalitet i landet med de mest regelmæssige forekomster.

I 1974 sås et stedfast par midt i ynglesæsonen (19. juni) på V. Rad. Parret blev ikke eftersøgt siden.

I 1977 sås et sandsynligt ynglepar på det vestlige Rødsandshage gennem hele ynglesæsonen, dog uden egentlige yngleindicer (Rønnest 1978).

I 1979 ynglede to par med succes. Det ene ynglede på Adamspold, og her sås både ungfodring og flyvefærdige unger; det andet ynglede på Rødsandshage, hvor der sås ungfodring (Nøhr 1981).

I 1981 blev der registreret to territoriehævdende sandsynlige ynglepar, uden at der blev iagttaget yderligere indicier for yngel (Andersen 1983).

I 1985 blev en varslende han set på Rødsandshage 20. maj og samme sted 5. juni. Den 14. juli sås en han i en ugeflok et stykke derfra; et indicium på, at arten ynglede dette år (Thorup 1986, Kjeldsen 1988).

I 1986 hævdede en enlig han territorium på det sydlige Ø. Rad 30. maj – 1. juni. Herefter opgav den og blev ikke set siden (Thorup 1988).

Observationerne (især i 1979 og 1986) tyder på, at Gulhovedet Gul Vipstjert, selv hvor den optræder i yngleområder med store bestande af Alm. Gul Vipstjert, yngler i rene par. Hannen i 1986 havde presset sit territorium ind mellem to territorier af Alm. Gul Vipstjert, men selv om den sang intenst i en næsten tre timers observationsperiode, blev den knapt ænset af de Gule Vipstjerter (pers. obs.).

Ses bort fra ynglefundene var 14 af 15 øvrige observationer af kønsbestemte Gulhovedede Gule Vipstjerter af enlige hanner, mens der kun var én observation af en enlig hun (Tipperarkiv). Hannerne er langt mere iøjnefaldende end hunnerne, men manglende forekomst af hunner nær artens nord- og østgrænse kan godt være hovedårsagen til de ret fåtallige ynglefund i Danmark.

Gulhovedet Gul Vipstjert har sin hovedudbredelse i Storbritannien og Bretagne (Smith 1950, Cramp 1988). Den blev første gang fundet ynglende i Danmark i 1970 ved Esbjerg, og allerede i 1971 fandtes 8-9 par, de 7-8 ved den jyske vestkyst mellem Harboør Tange og Esbjerg (Franzmann 1972). De fleste danske ynglefund er gjort i 1970'erne, og DOFs årsrapporter fra 1988-1992 nævner ingen ynglefund overhovedet fra Danmark og kun to til seks fund pr år (Christensen et al. 1990, Munk et al. 1991, Skov et al. 1992, Lindballe et al. 1993, 1994).

## **Gul Vipstjert *Motacilla flava flava***

Det er lidt uklart, hvor almindelig en ynglefugl Gul Vipstjert har været på Tipperne gennem undersøgelsesperioden, men de seneste 10 år har bestanden svinget mellem 75 og 150 par.

Arten er ikke blevet optalt før 1972, og angivelser i Tipperdagbøgernes årsoversigter indtil da beror udelukkende på observatørernes skøn. Disse skøn er meget forskelligartede, og det er svært at danne sig et billede af bestandens størrelse. Omkring århundredeskiftet var Gul Vipstjert en almindelig ynglefugl på Tipperne (Rambusch 1900), mens den ikke ynglede hvert år 1928-1932 (Tåning 1936, Tipperdagbøger). Fra 1933 er der redefund, og i 1934 angives Gul Vipstjert at være



Nominatracen af Gul Vipstjert er en fugl tilknyttet de vådeste enge, der også skal være græssede. Den er i dag truet, men en stor bestand yngler på Tipperne i våde forår. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

en almindeligt ynglende småfugl (Tipperdagbøger). I 1939 anføres, at den var en "fåtalig ynglefugl", mens det i 1940 noteres, at der var "et stort antal ynglende Gul Vipstjert i år".

I 1972 og 1973 optaltes 84 ha på Rødsandshage og i 1973 tillige 40 ha på Store/Lille Tipper ved hjælp af kortlægningsmetoden (Møller 1975). På Rødsandshage fandtes en yngletæthed på 10 par pr km<sup>2</sup> og på Store/Lille Tipper på 7,5 par pr km<sup>2</sup>. Hvis de tætheder var repræsentative for Tipperne, ynglede der i 1973 ca 50 par på reservatet udover eventuelle ynglepar i Opgrøden.

Gul Vipstjert er svær at kortlægge i etableringsfasen og i rugetiden. Yngleparrene er hyppigt meget diskrete gennem maj måned. Først omkring ungerens klækning fra de sidste dage i maj gør parrene "opmærksom på sig selv" ved en intens varsel, når en person nærmer sig. Gule Vipstjert optælles derfor bedst i en periode mellem de sidste dage i maj og midt i juni (Smith 1950, Thorup 1988).

Den første optælling, der dækkede hele Tipperne, blev foretaget i maj 1982 (Mortensen 1982) før ungerne klækkede, og de optalte 29-35 par må være en voldsom undervurdering af bestanden. I 1983 blev der kortlagt 70-75 par (Mortensen 1984). Arten fandtes næsten udelukkende på de græssede og slåede enge; i kontrolområdet yngle-

de den ikke, og i Opgrøden var der kun tre par.

Gul Vipstjert er optalt hvert år siden i den optimale optællingsperiode i første halvdel af juni. Det er derfor muligt at give et temmelig præcist billede af udbredelsen på Tipperne i 1980'erne (diverse ynglefuglerapporter). Bestanden har været opdelt på tre hovedhabitater.

Kontrolområdet på Store og Lille Tipper er vokset så meget til, at det ikke længere er velegnet som ynglehabitat. Som maksimum er her kortlagt 1-2 par på de ca 60 ha.

Spredt på Tipperengene er optalt mellem 50 og 90 par. Den laveste bestand optaltes i de tørre forår 1984, 1987 og 1992. Yngletætheden her på 10-20 par pr km<sup>2</sup> svarer til gennemsnitlige tætheder i artens optimale habitater: ferskvandsenge med vinteroversvømmelser og ekstensivt udnyttede enge i agerlandet (Glutz von Blotzheim & Bauer 1985).

Opvæksten af strandsumpen på Adamspold/Tipperpold og i Opgrøden synes at have skabt en optimal habitat. Opgrøden nævnes første gang i 1971 som et godt yngleområde for Gul Vipstjert (Tipperdagbøger). Især efter at der i 1982 påbegyndtes en årlig sommerslåning af store dele af Opgrøden, og plantevæksten i ynglesæsonen ændredes til en blanding af bløde græsser og retarderede tagrør, er ynglebestanden vokset kraftigt.

1986 var det første år med en dækkende optælling af både Oprørden og Adamspold/Tipperpold, og her blev kortlagt godt 30 ynglepar (Thorup 1988). I ynglesæsonerne 1988 og 1989 var bestanden oppe på ca 65 par i disse områder med slået og/eller kreaturgræsset strandsump (Thorup 1990b, Seeberg 1991), svarende til en tæthed på 60-65 par pr km<sup>2</sup>. Med knapt 150 par på Tipperne og knapt 200 par på Værnengene (Seeberg 1991) udgør Tipperhalvøen et refugium for en art, der synes voldsomt presset af intensivering af landbrugsdriften ude i agerlandet (Glutz von Blotzheim & Bauer 1985). Med 20-30 par Gule Vipstjerter pr km<sup>2</sup> huser Tipperhalvøen en stor og tæt ynglebestand. Til sammenligning yngler der i Tøndermarsken 3-4 par pr km<sup>2</sup> (Gram et al. 1990) og i Vejlerne omkring ét par pr km<sup>2</sup> (J. P. Kjeldsen 1991).

### **Bynkefugl *Saxicola rubetra***

Bynkefuglen er en helt tilfældig ynglefugl på Tipperne. I undersøgelsesperioden er der kun konstateret ynglen eller yngleforsøg i to ynglesæsoner. I 1957 fik et par unger på den nordlige del af Store Tipper. Ungerne kunne følges, til de var udflyjne (Tipperdagbøger). Et territoriehævdende par på det sydligste V. Rad i maj-juni 1977 havde derimod ikke held med deres yngleforsøg og blev ikke set efter midten af juni (Rønnest 1978).

Det vides ikke, hvorfor der ikke yngler Bynkefugle regelmæssigt på Tipperne. Landskabet, der veksler mellem kreaturgræsede enge og overdrev, skulle synes at være karakterhabitat for arten.

### **Tornsanger *Sylvia communis***

Så længe hele Tipperarealet blev udnyttet til høslæt og eftergræsning, var der ingen ynglehabitater for Tornsangeren. Først efter at landbrugsdriften gradvist var blevet opgivet fra midt i 1960'erne, og vegetationen voksede højere og kraftigere, blev det muligt for Tornsangeren at indvandre til området.

Det første ynglepar slog sig ned på Anholt i 1972, og parret blev set her gennem hele ynglesæsonen, uden at yngleresultatet kendes (Møller udat.). I vinteren 1972-1973 afbrændtes vegetationen, og øen er siden blevet slået regelmæssigt. Tornsangeren har derfor ikke ynglet her igen.

1974-1992 ynglede mellem et og tre par på Store Tipper og i Tipperkrattet. Bestandsangivelserne er baseret på forekomsten af stationært syngende fugle, og kun i 1975 og 1985 registreredes ikke territoriehævdende fugle. I 1987 og 1989 blev der ringmærket nyudflyjne unger fra ynglepar på hhv.

det nordlige Store Tipper og i Tipperhavnen (19. juli og 21. juli), og i 1988 fandtes en rede, og der sås ungefodring i Tipperkrattet.

### **Gråkrage *Corvus corone cornix***

Gråkragen er en uregelmæssig ynglefugl på Tipperne først og fremmest tilknyttet det plantede krat ved Tipperhuset.

Kragen indvandrede til Tipperne i 1949, hvor et par slog sig ned i Tipperkrattet. I forskellige høje graner *Picea* ynglede et par Gråkrager i ynglesæsonerne 1949-1951, 1962 og 1967-1976. Fra den første periode haves ingen data om parrets ynglesucces. I 1962 fik parret tre flyvefærdige unger; i 1971, 1973 og 1976 vides parret at have fået flyvefærdige unger, mens ungerne i 1975 døde i reden (Brandt & Eskildsen 1975, Hansen 1977, Møller udat., Tipperdagbøger).

Herudover ynglede et kragepar 1960-1962 i en selvsået hyld *Sambucus nigra* på øen Anholt. Fuglene fik alle tre år flyvefærdige unger.

Kragerne måtte formodentlig opgive at yngle i krattet på grund af den daglige forstyrrelse fra beboerne i Tipperhuset, og måske også fordi de aggressive vadefuglearter var blevet så talstærke, at de stort set kunne holde Kragerne borte fra engene. I vintrene 1939/40 til 1972/73 var Tipperhuset ikke beboet om vinteren, og på det tidspunkt observatørerne flyttede ind, oftest i april, havde Kragerne normalt etableret sig. I dag, hvor der er beboere året rundt, og småfugleringmærkningen i krattet startes i månedsskiftet marts/april, er der næppe ro nok til, at Kragerne tør slå sig ned. I 1975, hvor ungerne døde i reden, fik Kragerne ikke lov til at fouragere på engene for Viber og Store Kobbensnepper, og ungerne måtte ernære sig af især Blishøne-æg, og desuden æg fra Toppet Lappedykker og Gråand, altså fødeemner, der kunne hentes i kontrolområdet, hvor vadefugletætheden var meget ringe, og Kragerne kunne jage i fred (Brandt & Eskildsen 1975).

I 1991 forsøgte et par Gråkrager at yngle i en stor pilebusk på Store Tipper. Reden eftersøgtes ikke, og det vides ikke hvornår i ynglecyklus yngelen mislykkedes. Der fløj i hvert fald ikke unger ud. Som i 1975 registreredes det, at Kragerne meget sjældent fik lov til at forlade Store og Lille Tipper for Viber og Store Kobbensnepper. Kun en zone på 50-100 m af det vestligste N. Rad og det nordlige Ø. Rad blev besøgt af præderende Krager, og formodentlig havde kragerne forinden udset sig en rede el. lign. fra deres observationsposter på hegnspæle ved vejen (pers. obs.).

### Husskade *Pica pica*

Husskaden er en tilfældig ynglefugl på Tipperne og i det hele taget en sjælden gæst.

I 1977-1979 forsøgte et par at yngle på Store Tipper. I 1977 klækkede æggene ikke, i 1978 kom der tre unger på vingerne, mens parret opgav ret hurtigt i 1979. I yngletiden sås fuglene sjældent udenfor kontrolområdet (Rønnest 1978, Nøhr 1981, Thomsen & Nøhr 1987).

### Tornirisk *Carduelis cannabina*

Tornirirken ynglede formodentlig i Tipperkrattet gennem det meste af undersøgelsesperioden. Bestanden er dog ikke forsøgt vurderet før i starten af 1970'erne. I 1980'erne har bestanden svinget mellem to og ti par.

Tornirirken nævnes ikke som ynglefugl på Tipperne i perioden 1928-1932 (Tåning 1936), og det er formodentlig først efter plantningen af Tipperkrattet, der har været redemuligheder i området. Den intensive høstning og eftergræsning efterlod næppe en passende kraftig vegetation.

Arten er nævnt første gang som ynglefugl på Tipperne 22. juli 1947, hvor "Torniriskerne fodrer unger ved huset" (Tipperdagbøger). Formuleringen antyder, at der ikke var tale om første yngleobservation. Herefter nævnes arten jævnligt som ynglefugl i Tipperkrattet, og i 1972 anføres, at der årligt yngler ét par (Møller udat.). I 1976 registreredes for første gang mere end et ynglepar i Tipperkrattet, og gennem 1980'erne ynglede adskillige par. Da yngleperioden er lang, og Torniriskerne kan få mere end et kuld, er bestanden svær at optælle. 1985-1987 og 1989 var småfugleringmærk-

ningen i Tipperkrattet ret intensiv gennem yngleperioden, og der var i disse år en god dækning af Torniriskerne (Thorup 1990a, 1990b). Bestanden svingede mellem to par (i 1986) og 6-7 par (i 1987 og 1989).

I 1973 registreredes første gang territoriehævende fugle uden for krattet, da et par holdt til på Adamspold (Møller udat.). Siden 1975 er Tornirirken også fundet ynglende i kontrolområdet (Brandt & Eskildsen 1975). På Store og Lille Tipper er fundet op til tre ynglepar (Thorup 1990b, S. Kjeldsen 1992), men da dækningen er dårlig, må det betragtes som minimumstal.

1975-1992 vurderedes bestanden på Tipperne til mellem to og ti par. De fleste år sås i juni-juli op til 6-12 ungefamilier på reservatet, især på Store og Lille Tipper, hvor familieflokkene fouragerede på frø af især rødknæ *Rumex acetosella*, svinemælk *Sonchus arvensis* og tidsel *Cirsium* sp. (pers. obs.). Hvis hovedparten af disse fugle er lokale ynglefugle, er bestanden nogle år blevet undervurderet.

Oprettelsen af kontrolområdet i 1950'erne, hvor vegetationen får lov til at sætte frø i modsætning til på engene med græsning og høslæt, må have betydet en væsentlig forbedring af Torniriskernes fourageringsmuligheder i sommermånederne. Bestanden var derfor meget mindre frem til omkring 1960, end den er i dag.

Tornirirken er den ynglefugleart på Tipperne, hvor overvintringsområdet er bedst kendt. Af kun ca 100 ringmærkede ynglefugle 1983-1990 er der tre genfund fra vintermånederne, alle fra Antwerpen-området i Belgien. Ringmærkningen har også vist en ganske høj stedtrohed. Af ca 100 ringmærkede ynglefugle (incl. årsunger) er fire blevet genfanget i en senere ynglesæson på Tipperne.

## Kolonirugende måger og terner

I modsætning til de øvrige ynglefugle benytter mange måger og terner først og fremmest reservatet som redested, mens hovedparten af fourageringen finder sted i naboområder. Arternes bestandsstørrelse på Tipperne er derfor meget afhængig af mulighederne for sikker redeanbringelse og dermed af lokale prædationsforhold.

### Dværgmåge *Larus minutus*

Dværgmågen er en tilfældig ynglefugl på Tipperne, og der har været et ynglepar i i alt fem sæsoner.

Dværgmågen blev første gang fundet ynglende i Danmark i 1901 bl.a. på Klægbanken. Frem til 1913 ynglede her op til 25 par. De to første ynglefund på Tipperne er fra denne periode: i 1907 og

1912. Yngleresultatet i 1907 kendes ikke; æggene fra 1912 endte i en ægsamling (Andersen 1945).

I undersøgelsesperioden ynglede Dværghågen i 1942, 1948 og 1986. I 1942 blev reden præderet (Andersen 1945), i 1948 blev reden fulgt til æggene spræede. I 1986 blev to unger flyvefærdige, og der sås en interessant ynglestrategi, hvor det ensomme ynglepar blev hjulpet af 15-20 unge Dværghåger, der varslede over for potentielle prædatorer (Thorup 1987b, 1988). Denne strategi er måske ikke helt ualmindelig for ensomme par, selvom den ikke er beskrevet før. De få ynglepar i Vejlerne i 1960erne og 1970erne var således ofte omgivet på ynglepladsen af ikke-ynglende ung-fugle (Møller 1978c).

I 1987-1989 sås stationære, yngleurolige ældre Dværghåger i maj og juni. Der fandtes dog ingen ynglebeviser, og da fuglene forsvandt i løbet af to-tre uger, har de i hvert fald ikke haft held med eventuelle yngleforsøg (Thorup 1990a, 1990b, Seeberg 1991).

Dværghågens nærmeste faste yngleområde er i den nordlige og østlige del af Østersøen (Cramp & Simmons 1983). Den danske bestand er kun en marginalbestand, og siden 1940 har arten kun ynglet regelmæssigt i Vejlerne (Møller 1978c, Møller 1980). Sidste yngleforsøg i Vejlerne var i 1982 (Witting 1984), og siden har arten kun ynglet enkelte gange i landet (Christensen 1990b).

Dværghågens forekomst i maj-juni varierer meget fra år til år, og de større forekomster findes i forår med lunt vejr og vinde fra østlige retninger (Thorup 1987a, Kjeldsen 1988). I sådanne år med rigelige insektforekomster, især af dansemyg (Andersen 1945), kan enkeltpar også i fremtiden slå sig ned og yngle med held på Tipperne.

## Hættemåge *Larus ridibundus*

Ringkøbing Fjord husede flere store Hættemågekolonier i undersøgelsesperioden 1928-1992. De største lå på øerne Klægbanken, Højsand og Poldene i Nymindestrømmen, og frem til sidst i 1940erne ynglede også en større bestand på selve Tipperne. Såvel i 1930erne som i 1970erne og 1980erne ynglede der de fleste år 15-20000 par i fjorden (Tåning 1943, Thorup 1986).

På Tipperne er rederne i hver koloni normalt forsøgt optalt på det tidspunkt, hvor hovedparten af ynglebestanden havde æg. I 1929-1940 strakte rugetiden sig fra slutningen af april til midt i juni og ungetiden fra sidst i maj til langt ind i juli (Tåning 1944). På grund af denne lange yngleperiode kan optællingerne let have undervurderet bestanden; hvor meget kan dog ikke vurderes ud fra de foreliggende data, og den optalte bestand er derfor det bedste bud på bestandsstørrelsen (Fig. 40).

1928-1939 ynglede mellem 1000 og 3000 par (i gennemsnit ca 2000 par) på Tipperne, med den største bestand på den nordøstligste ø Anholt.

Fra 1938 til 1942 indsamledes alle Hættemågeæg på Klægbanken flere gange i hver ynglesæson, og ynglebestanden faldt fra ca 20000 til under 1000 par (Tåning 1943). Mange af disse bortjagede par ynglede i årene 1941 til 1946 på Tipperne med et maksimum på 12315 par i 1942. Midt i 1940erne tiltog ræveprædationen af måge- og ternekolonierne i de nordøstligste områder på Tipperne (Lind 1963b), og de store og tætte Hættemågekolonier, der er meget sårbare over for rovpattedyr, flyttede til mere sikre yngleområder. I 1947 flyttede hovedparten af bestanden til Poldene i Nymindestrømmen.

1950-1980 ynglede Hættemågen meget ure-

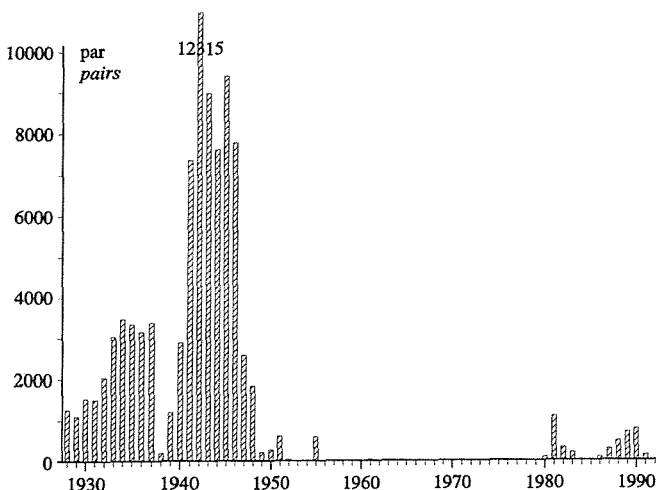


Fig. 40. Hættemåge. Ynglebestanden på Tipperne 1928-1992. Black-headed Gull. No. of breeding pairs on Tipperne 1928-1992.



Den store Stormmåge-bestand må tidligere have udøvet en omfattende prædation på ynglefuglene. Få individer sås i 1990'erne at kunne påvirke ynglesuccessen hos ryle og Brushane væsentligt. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

gelmæssigt på Tipperne og kun enkelte år med mere end nogle ganske få par. I 1980'erne ynglede den mere stabilt.

Slåningen i Opgrøden med polde de seneste år har medført, at Hættemågen nogle år yngler i ret stort antal her. De har de fleste år etableret sig ret sent, måske fordi det er fugle fra andre kolonier i fjorden, der flytter hertil efter at have haft manglende succes i det først valgte yngleområde. I 1981, hvor ca 900 par ynglede her, manglede der således 2000 par i den nærmeste ynglekoloni på Poldene i Nymindestrømmen i forhold til året før (Mortensen 1983). Opgørdebestanden etablerer sig ofte efter, at de øvrige ynglefugle er optalt, og dækningen er derfor ret dårlig.

I vinteren 1980-1981 opnåede Fuglepold østatus, da der blev gravet en dyb kanal ind mod N. Rad. Siden 1983 har her ynglet et tiltagende antal par, med 6-700 par som et foreløbigt maksimum. En stationær ræv på øen gennem ynglesæsonen 1991 betød dog, at det meste af bestanden forsvandt, og i 1992 ynglede her under hundrede par (pers. obs.).

Hættemågens ynglebiologi på Tipperne er ikke særlig velundersøgt, og der er kun få data om artens ynglesucces.

Hættemågens fremtid på Tipperne er formo-

dentlig afhængig af rævenes udbredelse i området og af omfanget af oversvømmelser af Opgørden og poldene heromkring. I Opgørden yngler fuglene især på de store og lavtliggende af poldene, og her oversvømmes rederne ved vandstande over ca 35 cm over DNN. Ynglesucces i dette område er altså afhængig af forholdsvis lave vandstande i Ringkøbing Fjord.

Tipperne udgør et marginalområde for Hættemågerne, og der er fire vigtige yngleøer med meget større sikkerhed mod rovpattedyr indenfor få kilometers afstand: Heides og Grønødde Pold i Nymindestrømmen, samt Højsand og Klægbanen.

### Stormmåge *Larus canus*

Der har kun ynglet ganske få par Stormmåger på Tipperne de sidste 25 år, men i starten af undersøgelsesperioden var her en af de større kolonier i Danmark med en bestand, der svingede mellem 500 og 1000 par. I starten af 1950'erne forsvandt den store bestand fra Tipperhalvøen.

### Ynglefænologi

Dengang der ynglede mange Stormmåger på Tipperne ringmærkedes også en del unger. 1938-1947

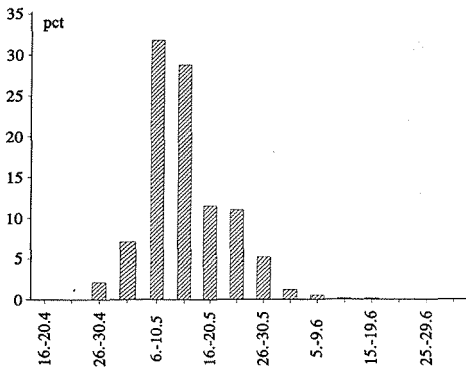


Fig. 41. Æglægningsstart for Stormmåge på Tipperne (5-dages perioder) for 462 ungekuld ringmærket 1938-1947. Ved tilbageregning er anvendt en æglægningsperiode på fire dage og en rugetid på 25 dage (Cramp & Simmons 1983).

*Start of laying of Common Gull on Tipperne (5 day periods) for 462 broods ringed 1938-1947. Calculated using a laying period of 4 days and an incubation period of 23 days.*

mærkedes således 462 ungekuld, hvor ungerens alder vurderedes ved mærkningen. Ved tilbageregning kan tidspunktet for æglægningsens start beregnes (Fig. 41). Hovedperioden (centrale 80%) var 6.-24. maj og mediadatoen 12. maj, og æglægningen var meget synkroniseret, idet over 60% af kuldene blev startet i ti-dages perioden 6.-15. maj. Tåning (1944) fandt tilsvarende 1929-1940, at de tidligste kuld startedes mellem 29. april og 3. maj, mens de første unger sås 22. maj – 8. juni.

Fra de seneste år er der kun ganske få fænologidata, fordi bestanden er så lille. 1987-1992 lå starten på æglægning i otte undersøgte kuld alle mellem 7. og 18. maj.

Møller (1978b) fandt en kulmination på æglægningsstarten i anden halvdel af maj for 63 ungekuld på Læsø. Ynglecycklus synes altså at være 1-2 uger tidligere på Tipperne end på Læsø.

### Optællingsmetodernes dækningsgrad

1928-1964 blev ynglefuglene optalt ved redefund. Kolonierne søgtes optalt, når flest fugle lå på æg, mens de spredt ynglende fugle blev optalt ved en systematisk engennemgang sidst i maj og først i juni (Fig. 6). Stormmågen dækkedes ved en kombination af de to tællemaåder, da en del af bestanden ynglende i tætte kolonier, mens resten ynglende temmelig spredt på engene.

Engennemgangene blev foretaget på et tidspunkt, hvor langt hovedparten af Stormmågerne

havde æg eller nyklækkede unger. Da rederne er meget iøjnefaldende, også efter klækningen (pers. obs.), må dækningsgraden have været høj. I år med ringe klækningssucces er bestanden dog nok blevet undervurderet, da der tilsyneladende kun optales reder med æg eller unger (Tipperdagbøger, redekort).

1965-1992 var dækningen noget dårligere. Der er ikke systematisk søgt efter reder, og da ynglesuccessen samtidig var lav hos de par, der ynglende spredt på engene (i hvert fald 1986-1992; pers. obs.), har det været svært at konstatere, hvor mange af de oftest 3-5 par, der strejfede om på engene gennem yngletiden, der var ynglefugle uden succes, og hvor mange, der var ikke-ynglende fugle. I det afrapporterede bestandstal er normalt kun inkluderet sikkert ynglende fugle, og de seneste år skal måske lægges op til fem ynglepar oven i dette.

### Bestanden

Det optalte antal ynglepar vurderes at afspejle ynglebestanden fint (Fig. 42).

Tipperne husede indtil engang sidst i 1940'erne ca 1% af den samlede danske bestand af Stormmåger (Møller 1978c). Bestandsangivelserne fra første halvdel af dette århundrede er dog ikke særlig nøjagtige.

Bestanden i dag på mindre end ti par er udelukkende af helt lokal interesse med en samlet dansk bestand på ca 30000 par (Christensen 1990a).

### Habitatvalg

Stormmågen foretrækker som ynglehabitat småøer og holme med ret kort eller åben vegetation (Møller 1978c).

Da Tipperne husede en større bestand, kunne rederne findes stort set overalt på den åbne eng, med de største og tætteste forekomster langs kysterne af Tippetande og langs nordkysten af Tipperhalvøen (Tåning 1936, Møller 1978).

I 1980'erne placeredes reden typisk på de slæde småpolde rundt om Opgrøden, og spredt på den åbne eng, især på Fuglepold, men også i nærheden af større pander og loer på de øvrige enge.

### Tætheder

1928-1946 ynglende Stormmågen med tætheder op til 435 og 326 par pr km<sup>2</sup> på hhv. Fuglepold og N. Rad. I de øvrige områder øst for Tippervejen var der over 100 par pr km<sup>2</sup>, mens der i fire delområder vest for vejen var mellem 22 og 37 par pr km<sup>2</sup> (Møller 1978). Bestanden var altså meget ujævn fordelt i området.



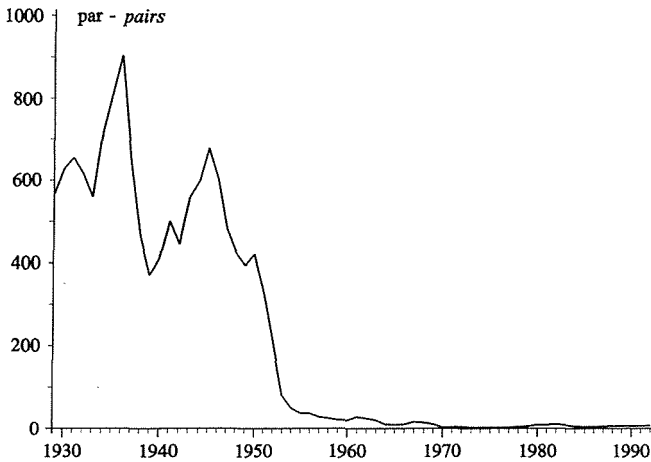


Fig. 42. Stormmåge. Ynglebestanden på Tipperne 1928-1992 vist som tre-års glidende gennemsnit.

*Common Gull. No. of breeding pairs on Tipperne 1928-1992 (three-year sliding average).*

### Ynglesucces

Der er kun få data om ynglesuccesen på reservatet.

Midt i 1930'erne og igen sidst i 1940'erne er der adskillige angivelser i Tipperdagbøgerne af omfattende ræveprædation af Stormmågernes æg og unger, og i de to perioder fandt der også kraftige bestandsnedgange sted (Fig. 42). Der blev ringmærket mange unger i første halvdel af 1940'erne, mange endda kort tid før de var flyvefærdige (ringmærkningsarkivet), og der synes at have været en ganske god ynglesucces på dette tidspunkt.

Efter bestandsnedgangen i starten af 1950'erne angives fra 1961, at kun meget få unger klækkede, og fra 1962, at ynglesuccesen var bedre end "de tidligere år" (Tipperdagbøger). De to år ynglede hhv. 21 og 40 par.

1975-1992 kendes klækningssuccessen kun i 26 reder. Heraf klækkede ti (38%), syv reder blev præderede (27%) mens ni oversvømmedes (35%). Opdelt på delområder klækkede på Fuglepold syv af ti kontrollerede reder (70%), på engene på N. Rad/Ø. Rad/V. Rad/Rødsandshage tre af syv reder (43%), mens alle ni kontrollerede reder i Opgrøden oversvømmedes.

### Tipperne som ynglested for Stormmåge

Tipperne var allerede i starten af undersøgelsesperioden et yngleområde af svingende standard. Rovpattedyr som ræve havde forholdsvis let adgang til ynglekolonierne, og Stormmåge-rederne var meget udsatte, både fordi de er store og iøjnefaldende, og fordi de mange steder lå ganske tæt. I starten af 1930'erne og første halvdel af 1940'erne var der muligvis nogle år med en god yngleproduktion, men hyppige besøg af især ræve midt i 1930'erne, sidst i 1940'erne og starten af 1950'erne be-

tød, at yngleproduktionen må have været meget lav, hvad der ret hurtigt gav sig udtryk i voldsomme bestandsnedgange (Fig. 42).

Møller (1978c) anfører bestandsudviklingen på Tipperne som et eksempel på en kraftig bestandsnedgang for Stormmågen i Danmark som helhed fra 1940'erne til omkring 1960. Tipperbestandens forsvinden er dog ikke et eksempel på en generel tilbagegang. Stormmågerne forsvandt ganske vist fra Tipperne i slutningen af 1940'erne og starten af 1950'erne, men der er ikke tale om en reel bestandsnedgang, men derimod om en flytning af kolonien til mere sikre ynglelokaliteter. Den totale bestand på Tipperhalvøen og på Poldene i Nymind-

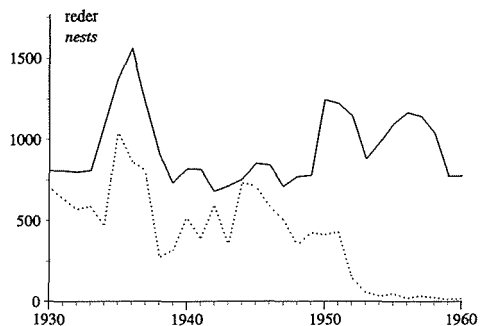


Fig. 43. Stormmåge. Ynglebestanden på Tipperne 1930-1960 (prikket linie) og den samlede bestand optalt i lokalområdet (Tipperne og Poldene i Nymindestrømmen; optrukket linie), vist som tre-års glidende gennemsnit. Poldene er ikke optalt 1931 og 1958.

*Common Gull. No. of breeding pairs on Tipperne 1930-1960 (dotted line) and the total population in the southern part of Ringkøbing Fjord (Tipperne and small islands in Nymindestrømmen; solid line) shown as three-year sliding average. Counts were not performed on the islands in 1931 and 1958.*

destrømmen går ikke tilbage i perioden fra 1930'erne til 1960, men svinger ret stabilt mellem ca 700 og 1100 par (Fig. 43).

Det er måske tvivlsomt, om bestanden i Danmark overhovedet er gået tilbage før engang i 1970'erne. Kun på Græsholmen er en større bestandsnedgang i 1940'erne veldokumenteret. Hovedårsagen til tilbagegangen her synes primært at være en ekspanderende bestand af Sølvmåger (Lyngs 1992). Også på Hjelm angives en stærkt stigende Sølvmåge-bestand at spille negativt ind på Stormmåge-bestanden, og Hansen (1979) fandt, at ynglende Sølvmåger i stort omfang præderede på de lokale Stormmåger.

Fra omkring 1970 til 1988 er Stormmåge-bestanden i Danmark halveret fra ca 60000 til ca 30000 par (Møller 1978c, Christensen 1990a), mens bestanden i Ringkøbing Amt i samme periode er næsten fordoblet (Christensen 1986).

Stormmågen må mistænkes for at være (eller i hvert fald have været) bestandsbegrænsende for flere af de vigtigste ynglefuglearter på Tipperne, der i dag er koncentreret netop her (f. eks. Spidsand, Almindelig Ryle, Brushane og Stor Kobbersnepe). Prædationstrykket må have været stort, da Stormmågerne yngede overalt på engene, men selv nogle få ikke-ynglende Stormmåger kan lokalt udøve et ret voldsomt prædationstryk (Tab. 40).

En forholdsvis lille bestand af rovpattedyr kan tilsyneladende holde bestanden af Stormmåger på Tipperne nede, som det sås i 1930'erne og 1940'erne, og måske dermed indirekte give de ynglende vade-fugle (eksklusiv Klyden) større muligheder for ynglesucces. Også dette forhold taler måske for, at forsøg på udryddelse af rovpattedyr som ræv, grævling og ilder fra Tipperreservatet ikke er ønskværdig.

### Sildemåge *Larus fuscus*

Sildemågen har aldrig ynglet med sikkerhed på selve Tipperne, men de senere år er der i juni konstateret kraftigt varslende fugle over den vestlige del af Rødsandshage (bl.a. Thorup 1990a).

Siden Jensen (1940) fandt Sildemågen ynglende for første gang i Vestjylland på Poldene i Nymindestrømmen, er bestanden steget voldsomt, og i den sydlige del af Ringkøbing Fjord yngler der i dag ca 130 par (Thorup 1990a). Det nærmeste yngleområde er Grønøde Pold kun ca 1,5 km fra Rødsandshage. Sildemågen yngler sjældent andre steder end egentlige fugleøer (Møller 1978c), og regelmæssig ynglen på Tipperne må anses for usandsynlig. At enkelte par af den kraftigt ekspanderende bestand i området har forsøgt eller skulle forsøge at yngle på Tipperne, er dog ikke helt usandsynligt.

De varslende Sildemåger på Tipperne har alle været af *intermedius*-typen, som hovedparten af Ringkøbing Fjord-fuglene synes at være (Thorup 1986). Dette er i modsætning til tidligere angivelser af bl.a. Møller (1978c), men i overensstemmelse med observationer gjort af Christensen (1986) ved Fjandø, ca 50 km nord for Tipperne.

### Sølvmåge *Larus argentatus*

Sølvmågen var en ustadig og fåtallig ynglefugl på Tipperne i hele undersøgelsesperioden. Kun i to ynglesæsoner er der fundet mere end ti ynglepar (Fig. 44): 22 par i 1945 og 18 par i 1946. De fleste ynglende på N. Rad.

Tippernes få ynglepar må betragtes som marginale par fra ynglekolonierne på Poldene i Nymin-

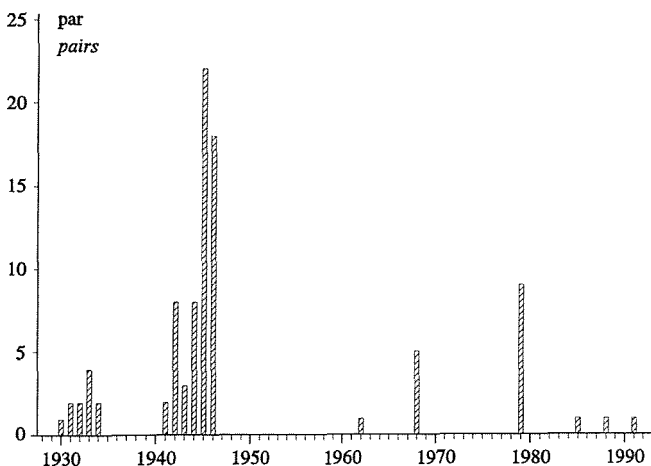


Fig. 44. Sølvmåge. Ynglebestanden på Tipperne 1928-1992. Herring Gull. No. of breeding pairs on Tipperne 1928-1992.



Sandternen ynglede på Tipperne frem til 1950. Arten finder især sin føde i enge, heder og moser, hvor der fanges krybdyr, padder, fugleunger og insekter som den guldsmed, ungen her fodres med. Foto: Arthur Christiansen, Biofoto.

destrømmen og Haurvig Poldene. Her ynglede der allerede i 1930'erne op til 1000 par (Tåning 1944). Siden er bestanden steget, så der midt i 1980'erne ynglede ca 2500 par, fordelt på fem polde beliggende indenfor en fem km radius fra Tipperne (Thorup 1990a). Fra 1938 og frem til omkring 1956 foretoges en totalindsamling af Sølvmåge-æg på poldene (Tåning l.c., Tipperdagbøger), og denne forfølgelse er formentlig skyld i, at Sølvmågen i 1945-1946 forsøgte at etablere en koloni på Tipperne.

De seneste 20 ynglesæsoner er Sølvmågen kun konstateret sikkert ynglende på Tipperne i fire år. Flere år ses der dog varslende Sølvmåge-par, især over Fuglepold og Anholt, og det er muligt, at enkelte ynglepar er blevet overset.

På grund af de meget få redefund vides meget lidt om Sølvmågens ynglefænologi og ynglesucces på Tipperne. I 1979 blev mindst tre af otte fundne reder nedtrampet af kreaturer (Eriksen 1983), og i 1991 blev en fuldlagt rede på Per Smeds Dæmning præderet mindre end en uge efter, at den var fundet (pers. obs.).

Tipperne kan næppe anses for at være en velgnet ynglelokalitet for arten, da Sølvmågen er meget sårbar over for rovpattedyr (Møller 1978c).

### Sandterne *Gelochelidon nilotica*

I første halvdel af dette århundrede var Tipperne et af landets vigtigste ynglesteder for Sandternen. Bestanden svingede meget, og der ynglede op til 105 par i 1942. I 1950 flyttede kolonien fra Tipperne, og siden har Sandternen kun ynglet med sikkerhed i 1992.

Ynglefænologien på Tipperne er velundersøgt, og æglægningen fandt 1928-1940 sted mellem 10. maj og 19. juni (Tåning 1944). I 1992 fandt æglægningen sted 15.-20. maj og ungerne klækkede 10.-14. juni (pers. obs.). Møller (1975b) fandt to kulminationer på æglægningen i Jylland: en mellem 11. maj og 9. juni og en mellem 15. og 24. juni. Den sidste antages at være af omlægskuld (Møller l.c.).

Rugetiden er ca 23 dage, og ungerne er ca 30 dage om at nå flyvefærdighed (Tåning 1944). Ungerne var således flyvefærdige på Tipperne fra starten af juli til midt i august.

Sandternen er gennem alle årene fulgt nøje på Tipperne (Tipperdagbøger), og der er foretaget flere undersøgelser (Jensen 1946, Lind 1963a, 1963b). Da de fleste reder ydermere var med æg på tidspunktet, hvor den totale redeeftersøgning fandt sted, må dækningen af arten på Tipperne, og også

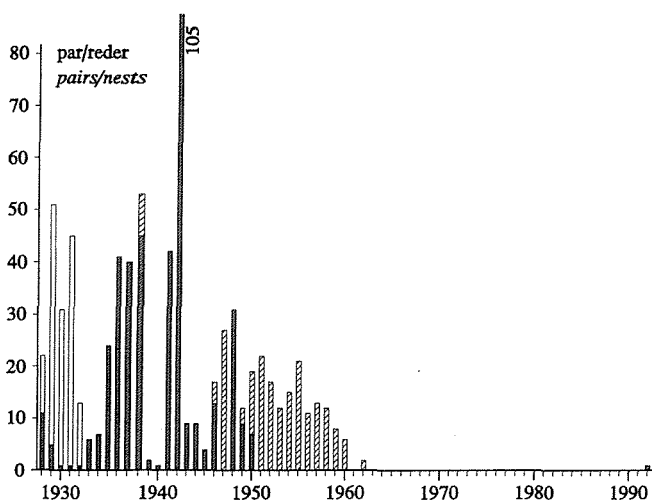


Fig. 45. Sandterne. Ynglebestanden i den sydlige del af Ringkøbing Fjord (antal fundne reder), på Tipperne (sorte søjler), Poldene i Nymindestrømmen (skraverede søjler) og på Værnengene (hvide søjler).

*Gull-billed Tern. No. of breeding pairs (no. of nests found) on Tipperne (black bars), on small islands "Poldene i Nymindestrømmen" nearby (hatched bars), and on Værnengene just south of the nature reserve (white bars).*

på Poldene i Nymindestrømmen siden 1932, have været god.

De fleste af Tippeternes Sandterner yngede spredt i småkolonier på den kortgræssede eng på Fuglepold i nærheden af Hættemåge-kolonier, og oftest sammen med Klyder og Havterner (Jensen 1946, Lind 1963a, 1963b). Kun undtagelsesvist yngede der spredte par andre steder på Tipperengene og da især på det nordlige Rødsandshage.

I modsætning til Splitternen yngler Sandternen ikke i meget tætte kolonier, og på Fuglepold lå rederne med 2 til 20 meters mellemrum. Æggene er desuden temmelig godt camouflerede, og Sandterne er derfor ikke helt så sårbare ved besøg af rovpattedyr som Splitterne (Jensen 1946, Lind 1963b). Det er formodentlig hovedårsagen til, at Sandterne kunne yngle på Tipperne frem til 1949, men på dette tidspunkt blev prædationstrykket øjensynligt for stort, og fuglene flyttede til Nymindestrømmen.

Før 1928 var bestanden på Tipperhalvøen noget større, men var næppe på noget tidspunkt på over 100-200 par (Tåning 1944). 1910-1912 yngede ca 100 par på Fuglepold, og i 1920'erne yngede en større bestand i Skidenbugt-området på Værnengene.

På grundlag af sit mangeårige ynglefuglearbejde vurderede Tåning (1944), at bestanden i en årrække var nogenlunde stabil i Ringkøbing Fjordområdet. Bestanden skiftede de enkelte år mellem forskellige lokaliteter, og udover Tipperne, Værnengene og Poldene i Nymindestrømmen yngede Sandternen også i Skjernå-deltaet og på Klægbanken. Møller (1978d) anfører derimod, at Tipperbestanden i 1933 flyttede til Langli, at den i 1937

flyttede tilbage til Tipperne for i 1944 at flytte til Hindø i Stadil Fjord. Han har dog næppe kendt til hele materialet i Tipperarkivet, da der f.eks. i syv sæsoner i perioden er optalt et væsentligt større antal ynglepar på Tipperne og Poldene i Nymindestrømmen, end Møller (l.c.) angiver totalt fra hele det vestjyske område.

Ud fra Tånings angivelser yngede der ca 100 par Sandterner i Ringkøbing Fjord 1928-1943. I 1943 fik bestanden tilsyneladende et alvorligt knæk, og siden fandtes der på intet tidspunkt mere end ca 30 par. Bestanden i den sydlige del af Ringkøbing Fjord var de fleste år på mellem 10 og 25 par (Fig. 45), mens den i enkelte ynglesæsoner var væsentligt større. På Værnengene blev Sandterne kun optalt 1928-1932, og det vides derfor ikke præcist, hvornår fuglene forsvandt herfra. Omkring 1950 flyttede kolonien fra Tipperne til Poldene i Nymindestrømmen, og de sidste 12 år yngede Sandterne udelukkende her. Gennem 1950'erne forsvandt bestanden gradvist. Sandternen yngede for sidste gang i 1962 med to par (Fig. 45).

Antal ynglepar på Tipperne svingede meget fra år til år (Fig. 45). I 1942 synes stort set hele fjordens bestand at have ynglet her (105 par), i fem ynglesæsoner yngede mellem 30 og 45 par, mens der i 12 af de 22 ynglesæsoner 1928-1949 yngede mindst ni par. De store udsving har sandsynligvis en sammenhæng med forekomsten af rovpattedyr. Således gik Klyde-bestanden også voldsomt tilbage i tre af de fire år med en kraftig tilbagegang i Sandterne-bestanden.

Enkelte år i 1980'erne opholdt et Sandterne-par sig i længere tid gennem yngletiden på Tipperne. I

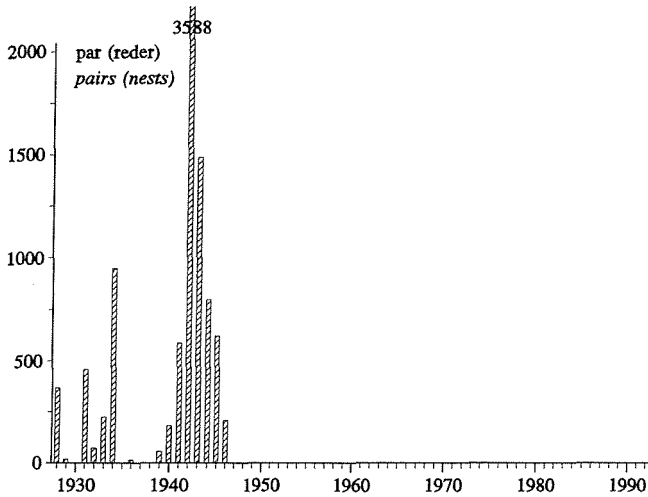


Fig. 46. Splitterne. Ynglebestanden (antal fundne reder) på Tipperne 1928-1992.

*Sandwich Tern. No. of breeding pairs (no. of nests found) on Tipperne 1928-1992.*

1989 sås således et par, der udviste yngleadfærd ved flere lejligheder i perioderne 15.-25. maj og 12.-30. juni (Thorup 1990b). I 1992 ynglede et par i en lille åben Hættemåge-koloni midt i en stor Klyde-koloni på Fuglepold. Her klækkedes to unger, der dog begge omkom i deres første leveuge (pers. obs.).

Bestandsudviklingen i det øvrige Danmark ligner den i Ringkøbing Fjord. Den danske bestand var temmelig stabil fra 1920erne til midt i 1940erne på ca 300 par. De næste 20-30 år sås en voldsom tilbagegang, og omkring 1970 var bestanden nede på omkring 40 par (Møller 1975a, 1978d). At udviklingen i den sydlige del af Ringkøbing Fjord har fulgt udviklingen i det øvrige Danmark tyder på, at det ikke har været helt lokale forhold, der har været afgørende for tilbagegangen. I modsætning til de fleste ynglefugle på Tipperne lever Sandternen primært af krybdyr og padder, mus og insekter, der først og fremmest fanges i uopdyrkede områder (Jensen 1946, Møller 1977). Arealet af sådanne uopdyrkede områder er reduceret voldsomt i de seneste årtier, og dette ses som en hovedforklaring på tilbagegangen (Møller 1975d, 1978d). Også omkring Ringkøbing Fjord er store områder med overdrev og hede blevet tilplantet eller udlagt til sommerhusbebyggelse, mens enge er drænet og opdyrket. I Danmark findes de sidste større områder med åbne uopdyrkede og udrænede flader især i Thy og ved Vadehavet på Rømø og Fanø og i Blåvandshuk/Skallingen-området. I Ringkøbing Fjord-området har Sandternen derimod næppe længere tilstrækkelige fødemuligheder for en fast bestand, omend enkeltpar muligvis også fremover kan yngle på Tipperne.

### Rovterne *Sterna caspia*

Det næstseneste danske ynglefund af Rovterne er angivet fra Tipperne, hvor tre (eller fire) unger blev ringmærket 9. juni 1931 (Skovgaard 1931, Rosendahl 1973). En nærmere beskrivelse af omstændighederne er ikke givet, og der er heller ikke angivet en præcis lokalitet (Rosendahl l.c.). Da der kun blev iagttaget Rovterne ved én lejlighed i 1931 (27. maj) af observatørerne på Tipperne trods daglige optællinger i området, og da Skovgaards ringmærkningsbesøg end ikke er nævnt i Tipperdagbøgerne, er ynglefundet næppe fra selve reservatet. Sandterne-kolonien var i 1931 placeret i Skidnebugt-området på Værnengene.

### Splitterne *Sterna sandvicensis*

Tipperne husede frem til 1946 den ene af tre store ynglekolonier af Splitterner i Ringkøbing Fjord. De to øvrige lå på Poldene i Nymindestrømmen og på Klægbanken. I hvert fald fra 1890erne og til midt i 1970erne ynglede der på de tre lokaliteter mellem 2000 og 4000 par, og de udgjorde 25-50% af den samlede danske bestand (Tåning 1936, 1943, 1944, Glutz von Blotzheim & Bauer 1982).

Ynglefænologi på Tipperne er velundersøgt (Tåning 1936, 1944). Første kuld blev normalt startet mellem 10. og 25. maj, og omlæg fandt sted til et stykke ind i juni. De fleste unger var udrugget mellem 10. og 30. juni, og fra begyndelsen af juli sås de første flyvefærdige unger (Tåning 1944).

Kolonien blev talt op, når det skønnedes, at de fleste par havde lagt æg (Tipperdagbøger). Da hele bestanden normalt var samlet i én tæt koloni (Tåning 1944, Lind 1963b), må dækningen have

været god (Fig. 46). Kun i år med omfattende prædation tidligt på ynglesæsonen undervurderedes bestanden.

Yngleforekomsterne på Tipperne falder i to perioder. I fem sæsoner 1928-1934 ynglede mellem 76 og 950 par. I 1935 flyttede alle Splitterne til Grønødde Pold i Nymindestrømmen (Tåning 1944). I forbindelse med en storstilet indsamling af Hættemåge-æg på Klægbanken 1938-1942 blev ikke alene Hættemågerne, men også Splitterne fordrevet fra øen (Tåning 1943). Mange Hættemåger og efterhånden hele fjordens bestand af Splitter slog sig ned på Tipperne, hvor der ynglede mellem 60 og 3588 par 1939-1946 (Fig. 46).

Efter 1946 er der kun konstateret ynglen på Tipperne to gange: et par i 1966 og tre par i 1990 (S. Kjeldsen 1992).

Splitteren er den klart mest sociale af de danske ternere i yngletiden. Den foretrækker at yngle i store, meget tætte kolonier stort set altid midt i en større koloni af Hættemåger. Redefstanden centralt i Splitterne-kolonien er ofte nede på 25-40 cm (Lind 1963b), og her ligger hyppigt 7-10 reder pr m<sup>2</sup> (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982). Denne kolonistruktur og placering giver optimal beskyttelse mod flyvende prædatorer; Hættemågerne beskytter ternerne mod angreb fra større fugle som Krager, Sølvmåger og Stormmåger, mens Splitterne selv er i stand til at afvise prædationsforsøg fra Hættemågerne (Lind l.c.). Kolonierne er derimod meget sårbare overfor rovpattedyr, der i løbet af ganske kort tid kan finde alle æg eller unger i de tætte og dårligt camouflerede kolonier. Splitterne er derfor afhængige af egentlige "fugleøer", øer der normalt er utilgængelige for rovpattedyr.

På Tipperne ynglede Splitterne alle årene på den yderste ø mod nordøst, Anholt, hvor også en stor del af Hættemågerne holdt til. Det er uvist, hvorfor Splitterne-kolonien i 1935 flyttede til Poldene i Nymindestrømmen. Men de to sidste år Splitterne ynglede på Anholt, i 1945 og 1946, fandt der en voldsom ræveprædation sted, og i 1947 flyttede en rævefamilie ud i en grav på øen. Lind (1963b) så en sammenhæng mellem Opgrødens opvækst, og Anholts øgede tilgængelighed for ræve, der boede i den sydlige del af reservatet f.eks. på Tipperpold.

Siden 1946 har der næppe været yngleområder for arten på Tipperne med tilstrækkelig stor sikkerhed mod pattedyrprædation. Klægbanken er derimod en forholdsvis sikker yngleø. Nogle vintre vandrer ræve herover, men en rutinemæssig rævebekæmpelse i det tidlige forår betyder normalt, at øen er uden ræve i ternernes yngletid.

Klægbanken er den eneste faste ynglelokalitet i Ringkøbing Fjord. De sidste år er bestanden gået meget tilbage, fra små 2000 par midt i 1970'erne, til i gennemsnit ca 200 par i ynglesæsonerne 1988-1992.

Den danske bestand gik kraftigt tilbage mellem 1940, hvor der ynglede ca 10000 par, og 1956, hvor der var under 5000 par. Siden 1956 har bestanden været forholdsvis stabil på 4-6000 par med en svagt stigende tendens, og i 1988 ynglede ca 5700 par (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Christensen 1990). Bestandsnedgangen i Ringkøbing Fjord-området mellem 1975 og 1990 er derfor snarere en bortflytning end en tilbagegang for arten.

### Dværgterne *Sterna albifrons*

Dværgterner har ikke ynglet med sikkerhed på Tipperne i undersøgelsesperioden. Sidste sikre ynglefund er fra perioden 1896-1898 (Rambusch 1900). Der er dog enkelte angivelser af sandsynlig ynglen eller yngleforsøg.

I 1934 holdt tre par Dværgterner til på reservatet gennem en længere periode af juni, og observatørerne angiver at fuglene muligvis har ynglet, selvom der ikke fandtes reder (Tipperdagbøger). 2.-9. maj 1991 holdt tre til fem Dværgterner til i Fuglepoldkanalen omkring en vegetationsløs sandrevle; 9. maj sås luftlege og fødeaflevering gennem det meste af dagen. I de følgende dage oversvømmedes sandrevlerne, og yngleforsøget blev opgivet. Igen i 1992 sås op til tre par territoriale Dværgterner omkring Fuglepoldkanalen mellem 30. april og 23. maj (pers. obs.).

### Fjordterne og Havterne

#### *Sterna hirundo* & *S. paradisaea*

1928-1966 foreligger der kun tal for det samlede antal ynglepar af Fjord- og Havterne (Fig. 47), da der var store problemer med adskillelse af de to arter under ynglefugletællingerne på Tipperne (f. eks. Tåning 1936, 1944). I modsætning til de øvrige ynglefugle i området, kan en artsbestemmelse ikke foretages ud fra reden med æg (Boecker 1967), eller ved hjælp af den opflyvende fugl, men må foretages ud fra de varslende fugle i luften. 1967-1992 er stort set alle ynglepar artsbestemt.

Ynglefænologi for de to arter samlet 1928-1943 er undersøgt af Tåning (1944). De første fugle ankom normalt mellem 24. og 27. april og 10.-15. maj var hovedparten af ynglefuglene ankommet. De første æg fandtes de fleste år mellem 11. og 17. maj, de sidste ikke-rugede æg i slutningen

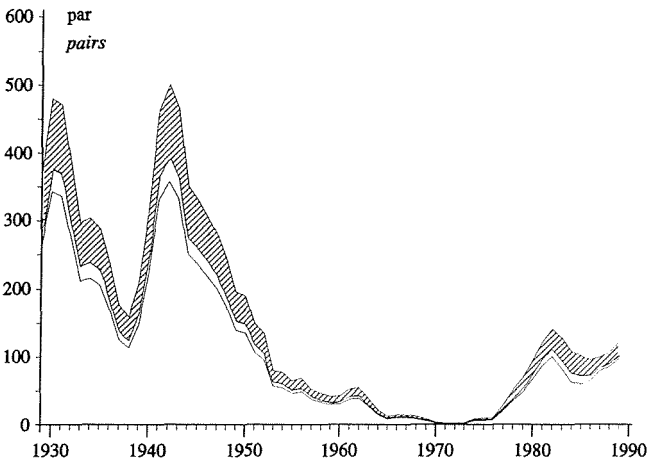


Fig. 47. Den samlede ynglebestand af Fjordterne og Havterne på Tipperne 1928-1990: tre-års glidende gennemsnit af den optalte bestand (nederste linie) og et skønnet interval for den reelle bestand (skraverede område).  
The no. of breeding pairs of Common and Arctic Terns combined on Tipperne 1928-1990: a three-year sliding average of the no. of counted pairs (lowermost curve), and the range of the estimated population size (hatched area).

af juni. De fleste fugle må have ligget på æg eller haft spæde unger i reden på tidspunktet for redeeftersøgningerne 1928-1964. Incl. oversete og præderede reder vurderes der at have ynglet ca 10-30% flere par end optalt.

1965-1982 koncentreredes de ynglende Fjord- og Havterner på småpolder omkring Opgrøden, og bestanden her var relativt enkel at optælle. Dækningsgraden i denne periode vurderes at svare til den fra 1928-1964.

1983-1990 etableredes en større bestand på engen på Fuglepold (Fig. 50). Fuglene her er vanskelige og tidskrævende at optælle, og 1983-1986 vurderes det, at her har ynglet en noget større bestand end optalt (+ 20-50%). 1987-1990 blev der foretaget en grundig redeeftersøgning på Fuglepold, og disse år forventes hovedparten af de ynglende terner at være blevet optalt. 1991-1992 optaltes ternerne på Fuglepold ikke.

Kun i tre ynglesæsoner 1928-1966 er artsfordelingen forsøgt afklaret. I 1946 og 1947 fangedes en del rugende terner på reden (Andersen 1959). Desuden er ynglebestanden artsbestemt i 1954.

Frem til midten af 1940'erne blev det antaget, at langt hovedparten af de ynglende Hav- og Fjordterner på Tipperne var Fjordterner (Tåning 1936, 1944). Andersens fangster viste dog noget ganske andet, og i 1946 vurderedes 217 af 242 ynglepar (90%) at være Havterner, mens 189 af 199 par (95%) i 1947 vurderedes at være Havterner (Andersen 1959).

Rasmussen (1979) påpeger, at artsbestemmelsen af de to arter er et generelt problem ved vurderingen af de to arters bestandstørrelse i Danmark. Før ternegruppens intensive undersøgelser startede omkring 1970 antoges det, at Fjordterner var

langt den hyppigste af de to arter i Danmark. Undersøgelserne viste, at Havterne-bestanden i Danmark var 6-8 gange større end Fjordterne-bestanden (Mardal 1974, Rasmussen l.c.). Udover fejlvurderinger baserede på forkert artsbestemmelse har der dog også været en kraftig reel tilbagegang af Fjordterne-bestanden i Danmark parallelt med voldsomme tilbagegange i Vesttyskland og Holland (Rasmussen l.c.).

På trods af angivelser af det modsatte har Havternerne sikkert været den almindeligste af de to arter i hele undersøgelsesperioden. Tåning (1944) vurderede således, at Fjordternerne var den talrigste, mens Andersen to år senere konstaterede, at Fjordternerne kun udgjorde 10% af ynglebestanden. Fordelingen af de to arter i området må have været fejlvurderet.

På kladdkortene fra ynglefuglekortlægningen i 1931 er angivet kuld størrelsen for 388 af årets 396 optalte ynglepar af Havterner og Fjordterner. Da andelen af 3-ægskuld og 2-ægskuld og den gennemsnitlige kuld størrelse er meget forskellig for de to arter, kan fordelingen af kuld størrelser give et indtryk af de to arters relative fordeling (Tab. 58). Fordelingen af kuld størrelser fra 1931 svarer til fordelingen i en bestand med ca 25-30% Fjordterner og ca 70-75% Havterner.

### Fjordterne *Sterna hirundo*

Som nævnt ovenfor er der ikke mange sikre data om ynglende Fjordterner fra 1928-1950, hvor arten yngede mere talrigt på reservatet.

1981-1992 ankom Fjordternerne normalt i månedsskiftet april-maj, 1-3 uger senere end Havternerne. Der er både tidlige og sene ynglefund, med

Tab. 58. Fjordterne og Havterne. Procentdel af 3, 2 og 1-æggs kuld og gennemsnitlig kuldstørrelse i artsbestemte reder på og ved Tipperne og på Langli i Vadehavet, og kuldstørrelser i 388 ikke-artsbestemte reder af Fjordterne og Havterne på Tipperne i 1931.

*Proportions (%) of 3, 2 and 1 egg clutches and average clutch sizes in specified nests of Arctic Terns and Common Terns in the Tipperne area and on the island of Langli in the Danish Wadden Sea, and clutch sizes in a mixed colony on Tipperne in 1931.*

	Kuldstørrelse Clutch size			Gennemsnitlig kuldstørrelse Average clutch size	n	Kilde Source
	3	2	1			
<b>Havterne Arctic Tern</b>						
Tipperne 1946-1949	10	86	17	1,94	113	Andersen 1959
Fuglepold 1989	7	67	26	1,81	69	Thorup 1990b
Langli 1983-1987	5	46	18	1,99	556	div. ynglefuglerapporter
<b>Fjordterne Common Tern</b>						
Tipperne 1946-1949	45	15	0	2,75	60	Andersen 1959
Heides Pold 1986-1987	13	5	0	2,72	18	Thorup 1988, 1990a
<b>Havterne og Fjordterne Common and Arctic Tern</b>						
Tipperne 1931	92	278	18	2,19	388	denne undersøgelse this study

æglægning fra de første dage af maj til omkring 20. juni (Thorup 1986, 1988, 1990a,b).

I Fig. 48 er afbilledet de anslåede ynglefugletal fra fire sæsoner 1928-1966 (se ovenfor) og den opaltale ynglebestand 1967-1992. Figuren viser en kraftig tilbagegang fra godt 100 par i 1931, hhv 25 og 10 par i 1946 og 1947 til ingen ynglepar i 1954. I 1960'erne og 1970'erne var ternerne næsten helt væk fra reservatet.

Ved ternernes genindvandring i 1980'erne (Fig. 47) synes Fjordternen aldrig at have fået fast fodfæste i området. I 1981-1984 ynglede 8-10 par på

lavtliggende polde med kogleaks i Tippetande. Disse polde blev slået i sensommeren og fremtrådte ved yngletidens start med en åben, kort vegetation. Men inden ungerne blev flyvefærdige stod kogleaksen meterhøj og tæt og umuliggjorde forældrenes fodring af ungerne (Mortensen 1983). Disse polde blev også hyppigt oversvømmede i yngletiden, så denne ynglebestand har næppe haft ynglesucces og forsvandt igen.

Efter 1984 er der fundet enkelte Fjordterne-par tilfældigt blandt de mange Havterne. Sådanne par overses nemt ved ynglefugletællingerne, og forekomsten er måske mere regelmæssig end optællingerne giver indtryk af.

På ynglekortene fra 1931 tyder placeringen af 3-æggs kuld på, at Fjordterneerne fortrinsvis ynglede i ret tætte kolonier på Fuglepold og nordkysten af Rødsandshage, i modsætning til Havterneerne, der ynglede i mere åbne småkolonier spredt i hele området. I 1946-47 ynglede de fleste par af den stærkt formindskede bestand af Fjordterneer stadigt på Fuglepold, mens der herudover ynglede få spredte par på N. Rad, Ø. Rad og Tipperpold (Andersen 1959 og in litt.).

Glutz von Blotzheim & Bauer (1982) angiver, at Fjordterne-reder ligger tættere end Havterne-reder, og dette er også tendensen i det lidt usikre materiale fra Tipperne fra 1931. Kortere afstand mellem rederne betyder, at Fjordternen er mere sårbar over for rovpattedyr. Hvis hovedårsagen til Fjordternens tilbagegang er tiltagende prædation fra rovpattedyr, vil arten næppe genindvandre til Tipperne i større antal.

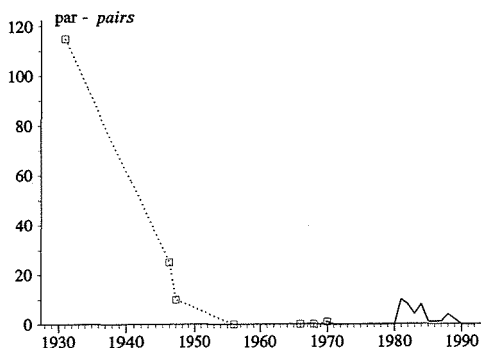


Fig. 48. Fjordterne. Anslået bestandsudvikling på Tipperne 1928-1970 (prikket linie); der findes yngletal fra syv ynglesæsoner (firkanter). Herudover ynglebestanden 1970-1992 (optrukket linie).

*Common Tern. Estimated no. of breeding pairs 1928-1970 (dotted line); figures are existing for seven years only (squares). Furthermore no. of breeding pairs 1970-1992 (solid line).*



Rasmussen (1979) nævner også vegetationsændringer, rotteprædation af fugleøer, forstyrrelser og eutrofiering som bestandsregulerende, men ingen af disse forhold har spillet en rolle i området i 1930'erne og 1940'erne. Interspecifik konkurrence mellem Havterne og Fjordterne nævnes også (Rasmussen l.c.) som en mulighed forklaring på Fjordternens tilbagegang og en samtidig fremgang for Havterne, men en sådan konkurrence er dog ikke fundet at have nogen betydning i en større blandet koloni på Wangerooe i det tyske Vadehav (Boecker 1967).

Undersøgelser af Hav- og Fjordterners fødeemner og deres ungers opvækstforhold på Wangerooe viste, at Havterne er mere tilpassningsdygtige til omskiftelige forekomster af forskellige fødeemner, mens Fjordterne i langs højere grad har specialiseret sig på faste fødeemner, især nogle få fiskegrupper (Boecker 1967). Da Ringkøbing Fjord har ført en omskiftelig tilværelse i dette århundrede, med skiftende saltholdigheder og vandstande og en tiltagende eutrofiering, kan der måske her ses en medvirkende forklaring på Fjordternens tilsyneladende dårlige overlevelsessevne i området.

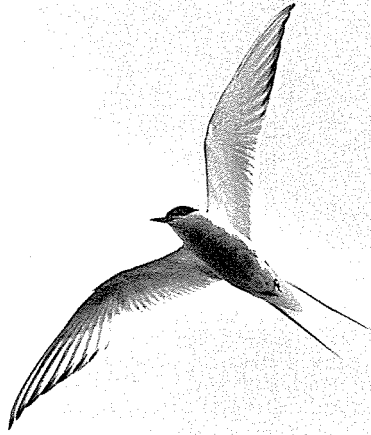
Efter en længere nedgangsperiode er den danske bestand de seneste år steget igen. I 1988 optalte godt 1500 par (Christensen 1990), mens der kun var 600-800 par i 1970-1976 (Mardal 1974, Rasmussen 1979).

### Havterne *Sterna paradisaea*

De første 25 år af undersøgelsesperioden ynglede en stor bestand på ca 2-300 par. Fra 1950 til sidst i 1970'erne var vegetationen på reservatet for kraftigt til ternerne, og der var kun ganske få ynglepar i denne periode. De sidste knapt 15 ynglesæsoner har her ynglet omkring 100 par Havterner.

På grund af problemer med artsbestemmelse af ternerne (se ovenfor) er der ingen artsspecifikke data om Havternens yngleforshold fra før 1970'erne.

De første Havterner ankommer midt i april (første fugl ankom 1973-1984 9.-24. april, i gennemsnit 17. april; Thorup 1987a). Kort tid efter ankomsten starter pardannelsesceremonierne. Inden 1. maj er stort set hele bestanden ankommet. Det tidligste redeskab er fundet 25. april 1986, og de første reder med æg findes ca 4. maj, både på Fuglepold og på poldene ved Opgrøden (pers. obs.). Den første unge er fundet 26. maj. Ynglestarten er ofte temmelig synkroniseret. I 1986 blev den første spæde unge således fundet 26. maj og allerede 27. maj var der spæde unger i 11 af 33 kontrollerede reder på Fuglepold (Thorup 1988). Ho-



Trods en fast rævebestand på Tipperne synes 100 par Havterner de fleste år at kunne yngle ganske succesfyldt. Andre måger og tern har det derimod svært. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

vedæglægningsperioden er de fleste år registreret i perioden 5.-15. maj (Christensen 1984a, Thorup 1986, 1988). De første lige akkurat flyvefærdige unger er flere år registreret 7.-14. juni (Mortensen 1984, Thorup 1988, 1990a).

Ved prædation eller oversvømmelser kan der finde omfattende omlæg sted, i hvert fald til et stykke hen i juni (Bolding et al. 1982). De seneste 15 år er den senest sete rede med æg fra 1. juli 1987 (Thorup 1990a). Havternerne forlader normalt reservatet i løbet af juli (Lilleør 1989).

Ud fra den registrerede ynglefænologi vurderes dækningsgraden ved optællingerne af Havterne at være ganske god.

Havterne-bestanden kan kun vurderes fra fire sæsoner før 1966. 1967-1990 er der ynglet fra alle sæsonerne (Fig. 49), og stort set alle ynglende tern er blevet artsbestemt.

Ca 70-75% af reservatets tern vurderes at være Havterner i 1931, og der ynglede således ca 250-350 par i 1930'erne og 1940'erne. I 1950'erne gik bestanden kraftigt tilbage for næsten at være væk i 1960'erne og 1970'erne. I 1980'erne er en bestand på omkring 100 par genindvandret. Af en samlet dansk bestand på godt 7000 par (Jørgensen 1990) udgør bestanden på Tipperne knap 1,5%.

De ynglende Havterner har udnyttet Tipperarealet meget forskelligt gennem årene. 1930-1950 ynglede bestanden meget spredt på engene

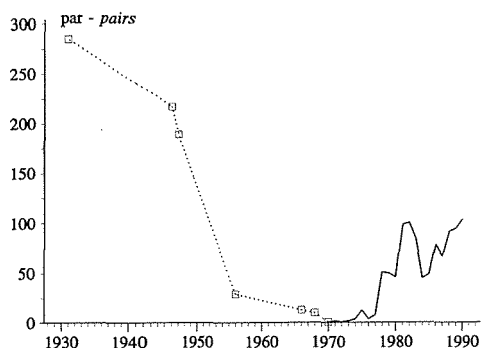


Fig. 49. Havterne. Anslået bestandsudvikling på Tipperne 1928-1970 (prykket linie); der findes yngletal fra syv ynglesæsoner (firkanter). Herudover ynglebestanden 1970-1992 (optrukket linie).

*Arctic Tern. Estimated no. of breeding pairs 1928-1970 (dotted line); figures are existing for seven years only (squares). Furthermore no. of breeding pairs 1970-1992 (solid line).*

på især N. Rad, Ø. Rad, Rødsandshage og Fuglepold. Tilbagegangen i starten af 1950'erne fandt sted stort set samtidigt i hele området (Tipperarkivet), og samtidig med den aftagende landbrugsdrift og opvæksten af høj vegetation. Tiltagende prædation af hermelin og ræv var muligvis medvirkende årsag til tilbagegangen.

I 1960'erne og 1970'erne ynglede kun ganske få par terner (Fig. 49). Opgrøden voksede kraftigt i denne periode, og i 1975 begyndte Havternen for første gang at yngle på to af de yderste polde øst for Opgrøden. Fra 1977 blev poldene rundt om Opgrøden slået hver sommer, og vegetationen var stadig kort foråret efter, når ynglefuglene etablerede sig i april-maj. De første år slog mange par sig ned på poldene i Tippetande, men dårlig ynglesucces pga opvækst af kogleaks i ungeperioden og hyppige oversvømmelser betød øjensynligt, at fuglene efter nogle år flyttede til de mere sikre polde mod øst. På de to østligste polde voksede vegetationen så langsomt, at de var velegnede som yngleøer. Der syntes at ske en stabilisering af bestanden efter 1985 (Fig. 50). Poldene yder pga deres afsides beliggenhed en vis beskyttelse mod besøg af rovpattedyr. Rederne ligger på disse ynglepolde ganske tæt, ofte med redeafstande ned til 40-80 cm (pers. obs.).

I 1980'erne etableredes igen en større bestand på Fuglepold. Engene blev slået årligt, og i vinteren 1980/81 blev der gravet en dyb kanal mellem

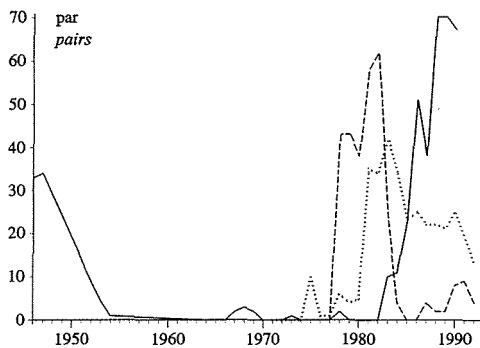


Fig. 50. Havterne. Antal ynglepar (redefund) i tre yngleområder på Tipperne 1946-1992: polde i Tippetande (punkteret linie), polde øst for Opgrøden (prykket linie) og Fuglepold (optrukket linie; ingen optælling 1991-1992).

*Arctic Tern. No. of breeding pairs (nests found) 1946-1992 in three different areas of Tipperne: on low-lying islets in Tippetande (dashed line), on higher, very small islets east of Opgrøden (dotted line), and on short-grazed meadows of Fuglepold (solid line; no counts performed 1991-1992).*

fastlandet (N. Rad) og Fuglepold. Ræve kan dog fortsat nå øen over lavt vand sydfra og hermeliner ses regelmæssigt svømme over den etablerede kanal (J.T. Petersen pers. medd.). Havterne startede med at yngle her godt to år efter kanalgravningen, og sidst i 1980'erne ynglede en bestand på omkring 70 par (Fig. 50), hvad der svarer til ynglebestanden her, da den var størst i 1930'erne og starten af 1940'erne. Rederne placeres på Fuglepold med 7-60 m's afstand (1989: naboredeafstand i gennemsnit 22,7 m,  $SD \pm 17,2$  m;  $n=68$ ; denne undersøgelse), hvad der giver en vis beskyttelse mod de besøgende rovpattedyr.

I 1991 boede der ræv fast på øen gennem hele yngletiden. Hvad dette betød for Havterne-bestanden vides ikke, da Fuglepold ikke optaltes i 1991-1992. Prædationen af æg og unger var i 1991 væsentligt større end tidligere år (pers. obs.). I 1995 var bestanden imidlertid retableret, da der fandtes 73 Havterne-reder på øen ved redeeftersøgning (Amstrup 1997a).

Ynglesuccesen vurderedes alle år 1980-1990 at være god på Fuglepold og poldene øst for Opgrøden (diverse ynglefuglerapporter). Øst for Opgrøden fik 23 par i 1986 således mindst 26 unger på vingerne (Thorup 1988). Dette er en væsentligt højere ynglesucces end beskrevet fra England på 0,24 til 0,59 unger pr par i forskellige aldersgrupper, mens et lignende niveau på 0,91 unger pr par

er beskrevet fra SV-Finland (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982).

I 1987 blev 20 tilfældigt udvalgte reder på Fuglepold kontrolleret 1-2 uger efter de blev fundet, og heraf var ikke én præderet (Thorup 1990a).

I 1991 konstateredes som nævnt en væsentligt højere prædation på Fuglepold pga fastboende ræv, og bestandens størrelse på Tipperne i fremtiden er nok delvis afhængig af ræveforekomster på denne ø. Havterne er dog også afhængige af, at de potentielt velegnede yngleområder også i fremtiden fremstår med lav vegetation gennem yngletiden.

## Rørskovsfugle

Allerede i 1903 var hele østkysten af Tipperhalvøen bevokset med store rørskove (Hedin 1904), og det samme var tilfældet gennem hele undersøgelsesperioden. Kreaturgræsning og slåning begrænsede tilsyneladende rørskoven til de østvendte kyster til en gang i starten af 1960'erne. Med landbrugsdriftens ophør bredte rørskoven sig ind over engene, men sidst i 1970'erne havde græsning og slåning igen koncentreret rørskovsområdet til de østvendte kyster og til kontrolområdet Store og Lille Tipper, der var uden landbrugsmæssig drift.

Omfanget af rørskov er i dag ca 75 ha, mens det i starten af undersøgelsesperioden var lidt over det halve (Tab. 59). Med Opgrødens opvækst siden starten af 1940'erne øgedes arealet af rørskov kraftigt, og i starten af 1970'erne vurderes der at have været 250-350 ha rørskov på Tipperne (data fra Brandt & Eskildsen 1975, Møller 1975, 1978).

Som rørskovsfugle er her behandlet de arter, der tilbringer stort set hele yngleperioden i rørskoven på Tipperne. Knopsvane og Blishøne er behandlet i et senere afsnit.

### Rørdrum *Botaurus stellaris*

Rørdrummen har ikke ynglet med sikkerhed på Tipperne, men i 1990 og 1991 var der muligvis et

### Sortterne *Chlidonias niger*

Sortternen har aldrig ynglet på Tipperne, men et par gjorde yngleforsøg i 1986. 1.-15. juni sås parret fast i området omkring V. Rads Pande, hvor det varselede kraftigt, og der sås bytteaflevering. 16.-20. juni sås kun én fugl i området, herefter forsvandt den også.

Sortternen har næppe redemuligheder på Tipperne under normale nedbørsforhold, da panderne på engene tørrer ud ret tidligt på forsommeren. I 1986 var der masser af vand i V. Rads Pande omkring 1. juni, men i løbet af måneden tørrede den hurtigt ud (Thorup 1988).

ynglepar i rørskoven i den østlige del af Opgrøden (S. Kjeldsen 1992, pers. medd.).

Kraftig rørskov med vand i bunden, hvor Rørdrummen kan fiske, findes især ved strømrønderne mellem Opgrøden og Tipperpold. Bl.a. her kunne et Rørdrum-par fra den ekspanderende bestand på Værnengene slå sig ned, efter at rørhøstningen er ophørt, og de kraftigste rør får lov at stå.

Der yngler flere par i rørskoven på Værnengene lige syd for Adamspold og Opgrøden. Efter at Rørdrummen første gang noteredes som ynglefugl på Værnengene i 1971 (Møller udatt.), er bestanden vokset til 6-7 par i 1990'erne (Fig. 51). En tilsvarende kraftig stigning er set i Danmarks bedste Rørdrum-område Vejlerne, hvor bestanden steg fra ca 5 par 1978-1980 til ca 50 par i 1989-1990 (J. P. Kjeldsen 1991 og 1992).

### Grågås *Anser anser*

Grågåsen er en nyetableret ynglefugl på Tipperne. Første yngleforsøg blev registreret i 1983, hvor et par blev skræmt af en tom rede på Rødsandshage den 24. april. Parret sås ikke siden (Mortensen 1984). Et par, der i 1984 ynglede på Adamspold, havde mere held med sig. 24. april sås en voksen fugl med to gæslinger (Christensen 1984a).

Tab. 59. Omtrentligt omfang af rørskovsarealet (ha) på Tipperne 1939 (F. Søgaard Andersen in litt.) og 1992 (denne undersøgelse).

*Estimated extent of reed areas (hectares) on Tipperne in 1939 and in 1992.*

År Year	Store & Lille Tipper	Opgrøden	Adamspold & Tipperpold	Andre Other areas	Total
1939	4	0	20	20	44
1992	19	35,5	17,5	3	75

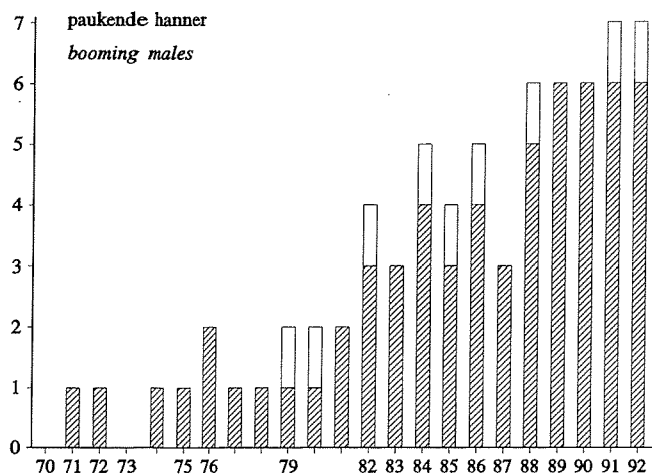


Fig. 51. Paukende Rørdrummer kortlagt på Værnengene; antal stationære ynglehanner (skraverede søjler) og mulige ekstra ynglehanner (hvide søjler). År med god dækning er angivet på x-aksen. Data fra diverse ynglefuglerapporter, årsrapporter og egne observationer.

No. of booming Bitterns mapped on Værnengene (southern part of Tipperne peninsula); stationary males (hatched bars), and possible additional breeding males (white bars). Years with a good coverage are indicated on the x-axis.

Siden har der ynglet ét par i rørskovsområdet på den sydlige del af Adamspold og Tipperpold i de fleste ynglesæsoner (Thorup 1990a, S. Kjeldsen 1992). I 1988 registreredes to gange i maj to ynglearpar med gæslinger på Adamspold (Seeberg 1991).

Grågåsen er en nyindvandret ynglefugl i Ringkøbing Fjord og i Vestjylland. Så sent som under atlasundersøgelsen 1971-1974 ynglede Grågåsen i det vestlige Jylland kun i Vejlerne (Dybbro 1976). Det første ynglearpar i Ringkøbing Fjord registreredes i 1979 på Værnengene (Nøhr 1981), og her har Grågåsen ynglet siden. I 1984 nåede Grågåsen Tipperne, i 1985 ynglede den for første gang på Poldene i Nymindestrømmen (Thorup 1986), og i 1986 registreredes det første ynglearpar på Klægbanken (Thorup 1988). I dag yngler 10-15 par i Ringkøbing Fjord.

### Rørhøg *Circus aeruginosus*

Rørhøgen er en nyetableret ynglefugl på Tipperne. Første ynglebevis er fra 1976, hvor en redc med fire æg fandtes i juli (Hansen 1977). I ynglesæsonerne 1951-1953, 1959 og 1972 blev der dog set yngleaktive Rørhøge-par på Tipperne gennem hele yngletiden (Tipperdagbøger, Møller udat.), og arten ynglede måske på reservatet allerede da.

Næste sikre ynglen fandt sted i 1979, hvor 1-2 par ynglede. Fra 1980 til 1991 har der næsten fast ynglet to par på reservatet; et par på Store Tipper og et par i Opgrøden. 1982-1984 manglede Opgrøde-parret dog (diverse ynglefuglerapporter). I 1992 fandtes for første gang tre par ynglende; to par (og redefund) på Store/Lille Tipper og et par i

Opgrøden (M. Clausen pers. medd., pers. obs.).

Rørhøgen har ynglet fåtalligt i rørskovene lige syd for Tipperreservatet i hvert fald fra en gang i 1950erne. Udviklingen af bestanden på Værnengene er dog ikke veldokumenteret før omkring 1970. Tåning (1936) nævner ikke Rørhøgen som ynglefugl på Tipperhalvøen fra de første tre årtier i dette århundrede.

Rørhøgene ankommer til Tipperne i måneds-skiftet marts/april (Thorup 1987a). Redebygning er set fra 11. april, nyklækkede unger fra 30. maj, og flyvedygtige unger er set første gang 22.-29. juli på Store Tipper og 24. juli - 3. august i Opgrøden (Thorup 1986, 1988a, 1990a, 1990b, Seeberg 1991).

Fra fire ynglesæsoner i anden halvdel af 1980erne kendes yngleparrenes produktion af flyvefærdige unger (Thorup 1990b). Syv par med succes producerede i gennemsnit 2,7 unger pr par, mens et yngleforsøg mislykkedes. Denne ungeproduktion svarer til gennemsnitsværdier for 764 succesfyldte ynglearpar i Danmark 1971-1983 (Jørgensen 1985).

Rørhøgens indvandring til Tipperne som ynglefugl falder sammen med en voldsom ekspansion i Rørhøge-bestanden i Danmark og Sverige (Jørgensen 1985, 1989a). Således femdobledes bestanden i Danmark i perioden 1971-1983 fra ca 100 til ca 500 par (Jørgensen 1985). En tilsvarende bestandsstigning er iagttaget i den sydlige og østlige del af Ringkøbing Fjord (Tipperhalvøen og Klægbanken), hvor der omkring 1970 ynglede ca 2-4 par (Ferdinand 1971, Møller udat.), mens der omkring 1990 ynglede ca 15-18 par (Thorup 1990b og pers. obs., Seeberg 1991 og upubl.).



Ynglebestanden af Vandrikse er svær at optælle, men en ganske tæt bestand yngler i de østlige rørskovsområder på Tipperne. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

### Vandrikse *Rallus aquaticus*

Vandrikserne yngede sandsynligvis på Tipperne gennem hele undersøgelsesperioden, måske uregelmæssigt og fåtalligt frem til en gang i 1960'erne. Siden har bestanden været noget større.

Arten er meget vanskelig at optælle, da den lever skjult i tæt rørvegetation og især er vokal i døgnet's mørke timer. Frem til 1971 er Vandrikserne ikke ofret megen opmærksomhed ved ynglefugleoptællingerne. Der blev ikke eftersøgt reder i rørskovsområderne, da det var engfuglene, man var interesseret i oplysninger om (Tåning 1936). Fra perioden 1928-1970 er der kun oplysninger om tre forekomster af Vandrikser: 8. maj 1932 sås en fugl i rørene på Tipperpold, 1. juni 1934 fandtes en rede på Tipperpold med to spræede æg og en nyklækket unge, og 9. juli 1959 sås en fugl i Tipperhavnen (Tipperdagbøgerne).

1971-1974 er der foretaget natlige territoriekortlægninger af arten i dele af reservatet (Møller udat.). Det unge rørskovlandskab i Ogrøden og Tipperpold husede hovedparten af bestanden. Indtil slåning og kreaturgræsning blev genindført fandtes imidlertid også ynglende Vandrikser spredt i rørklumper på engene og i rørbræmmerne langs kysten, og i disse områder blev der kortlagt op til 7-10 territorier, i 1971 (Møller l.c.).

1974-1975 blev der foretaget intensive undersøgelser af flere rørskovsarter (Brandt & Eskildsen 1975, Laursen 1977), og i disse ynglesæsoner var dækningen af ynglende Vandrikser særlig god (Tab. 60).

De fleste år 1975-1992 blev der foretaget en natfuglegennemgang i de østlige rørskovsarealer i maj eller juni, men det synes lidt tilfældigt, hvor mange Vandrikse-territorier der blev kortlagt på disse ture. I nogle sæsoner suppleredes kortlægningen med et aftenbesøg ult. april, og da var dækningen noget bedre (Tab. 60), men arten kan dog ikke optælles ved to-tre kortlægninger. Ved en sammenligning af resultater fra en standardiseret territoriekortlægning og en redecifersøgning i

Tab. 60. Vandrikse. Kortlagte territorier i de østlige rørskovsarealer på Tipperne i ynglesæsoner med flere aften- eller morgenkortlægninger (data fra diverse ynglefuglerapporter).

*Water Rail. No. of mapped territories in reed-beds in the eastern parts of Tipperne from seasons with at least two mappings at dawn or in the dusk.*

	1974	1975	1986	1989	1991
Territorier	12-18	10-11	11	10-11	19

nogle prøveflader i Tåkern i Sverige fandtes mindre end halvt så mange territorier som reder (Nilsson et al. 1985).

Når der kan kortlægges op til 19 territorier på to-tre kortlægninger i de østlige dele af Tipperne (Tab. 60), er bestanden ret stor, måske på 35-50 par ud fra de svenske undersøgelser. Herudover er der fundet enkelte par ynglende på Anholt og på Store og Lille Tipper.

Vinterørhøsten begrænsede utvivlsomt Vandriksebestanden. Den ophørte i 1990, og bestanden vil sikkert stige de kommende år. Vandriksen ynglede således overhovedet ikke i et år gamle rør i Tåkern, og først når rørene nåede en alder på mere end tre år, fandtes større tætheder (Nilsson et al. 1985). I gamle rør er Vandriksen i Tåkern fundet ynglende i meget store tætheder på over 100 par pr km<sup>2</sup> (Nilsson et al. l.c.). En stigning i saltoldigheden i Ringkøbing Fjord vil dog eventuelt medføre, at bestanden går tilbage.

Med op til 50 ynglear i starten af 1970'erne og i de seneste ynglesæsoner er Tipperne muligvis et af de bedste Vandrikse-områder i Danmark. Der er dog adskillige meget store rørskovsområder, hvor der aldrig har været foretaget dækkende optællinger af ynglende Vandrikser.

### Plettet Rørvagtel *Porzana porzana*

Plettet Rørvagtel har ikke ynglet med sikkerhed på Tipperne. Med den begrænsede optællingsaktivitet i rørskovsområderne, hvor arten lever meget skjult, er chancen for at registrere enkelte ynglear ved fund af rede eller unger dog ret lille.

Plettet Rørvagtel er registreret i yngletiden i syv sæsoner. Den ene observation (29. april 1982) er fra Tipperkrattet og har vel været af et gennemtrækkende individ. I de øvrige sæsoner kan observationerne have været af lokale ynglefugle (Tab. 61), men kun i 1966, 1978 og 1983 er fuglene registreret mere end en gang i samme område. De fleste år har observatørerne dog også kun besøgt de

østlige dele af reservatet én gang i nattetimerne, hvor rørvagtelne er mest stemmeaktive.

Tipperne kan kun have marginal betydning for arten. De meget store rørskove på Værnengene er vigtigere. Her registreres næsten årligt mellem to og fire territoriehævdende fugle, flere år dog først under influx sidst i juni eller i starten af juli (diverse årsrapporter og ynglefuglerapporter). Da alle registreringer på Værnengene foretages fra de offentlige veje, kan der være et større antal ikke-registrerede fugle i de udstrakte ubesøgte rørskove i de østlige dele af området.

### Grønbenet Rørhøne

#### *Gallinula chloropus*

Den Grønbenede Rørhøne har været en fåtallig og måske uregelmæssig ynglefugl gennem det meste af undersøgelsesperioden.

Tåning (1936) nævner ikke fuglen fra Tipperne i perioden 1928-1932, og det første ynglebevis er fra 1938, hvor et ynglear og præderede æg fandtes på Tipperpold (Tipperdagbøger). Siden er arten fundet ynglende i adskillige sæsoner. I fem ynglesæsoner var der mere end ét par. I 1944 fandtes fire reder, i 1959 en rede og et ungekuld (Tipperdagbøger); i 1975 var der 4-5 par (Brandt & Eskildsen 1975), mens der var mindst to par i 1978 og 1986 (Møller 1979, Thorup 1988).

De fleste par er fundet ynglende i kystbræmmer og i de østlige rørskovsområder. I 1940'erne og 1950'erne er de fleste redefund dog fra den kraftige vegetation i pander og loer i engområderne, men de fleste redesøgninger foregik også her.

De Grønbenede Rørhøns på Tipperne lever yderst diskret, og det optalte antal ynglear er sandsynligvis absolutte minimumstal. Alligevel er Tipperne et marginalområde for arten.

### Savisanger *Locustella luscinioides*

Savisangeren er første gang registreret på Tipperne i 1975, og siden er der hørt syngende fugle i seks ynglesæsoner (Tab. 62).

Fuglene i 1983, 1984 og 1992 ankom sammen med hovedtrækket og blev iagttaget gennem hele yngleperioden, mens fuglene i 1975, 1980 og 1991 ankom (eller registreredes første gang) med.-ult. juli (Tab. 62). Disse sidste var sandsynligvis strejfende yngre hanner (Glutz von Blotzheim & Bauer 1991). Der er ingen ynglebeviser fra Tipperne, men sandsynligheden for, at de tidligt ankomende fugle har ynglet, må være ret stor.

Alle fugle er iagttaget i kraftige tagrør i den

Tab. 61. Plettet Rørvagtel på Tipperne i yngletiden 1928-1992. Udover en af fuglene i 1986 er alle observationer af territoriehævdende fugle (data fra Tipperdagbøger og diverse ynglefuglerapporter).

*No. of Spotted Crakes on Tipperne observed in the breeding seasons 1928-1992. Apart from one bird in 1986 all observations are of calling males.*

	1963	1966	1972	1978	1983	1986
Fugle Birds	1	1	4	2	2	2

Tab. 62. Syngende Savisangere på Tipperne 1928-1992 med yderdatoer for iagttagelserne de enkelte år (diverse ynglefuglerapporter og Tipperdagbøger).  
*Singing Savi's Warblers on Tipperne 1928-1992, and periods of occurrence.*

	1975	1980	1983	1984	1991	1992
Fugle <i>Birds</i>	1	2	2	2	1	1
Periode	24.7-1.8	12.7-27.7	3.5-21.6	28.5-18.7	23.7-5.8	5.5-30.6

sydlige del af Optrøden og på polde i Sydøsthjørnet. Her er der i en række år blevet rørhøstet om vinteren, bl.a. i vintrene 1984/85 og 1989/90, mens området stod med store, kraftige tagrør i sæsonerne 1983, 1984 og 1992 (bl.a. Thorup 1986, 1988 og pers. obs.). Der kan derfor være en sammenhæng mellem rørhøsten 1985-1990 og Savisangerens manglende forekomst de samme år.

Savisangeren er nyindvandret til Danmark, efter at arten igennem dette århundrede har udvidet sit yngleområde mod vest (Glutz von Blotzheim & Bauer 1991). Siden 1968 har den været en forholdsvis regelmæssig fugl på enkelte lokaliteter i Danmark, men antallet af ynglebeviser er yderst begrænset (Matthiesen et al. 1973). Kun på ca 10-20 lokaliteter i Danmark er der regelmæssige iagttagelser af syngende Savisangere i længere perioder (Matthiesen et al. 1973, Christensen et al. 1990, Munk et al. 1991).

## Sivsanger

### *Acrocephalus schoenobaenus*

Sivsangeren var en almindelig ynglefugl på Tipperne i hele undersøgelsesperioden. Med opvæksten af Optrøden fra midt i 1940'erne steg bestanden kraftigt, og arten var en af de talrigste ynglefugle på reservatet i 1960'erne og første halvdel af 1970'erne. Siden er bestanden faldet noget.

I perioden 1928-1970 er Sivsangerbestanden ikke optalt. I 1910 kaldte Klinge Sivsangeren "særligt almindelig"; det var "absolut ikke tilfæl-

det" 1928-1931 (Tåning 1936). I Tipperdagbøgerne omtales Sivsangeren første gang i 1933 som en almindelig ynglefugl og herefter regelmæssigt frem til 1960'erne.

Møller (1975 og udat.) kortlagde 1972-1974 ynglefuglene i nogle prøveflader på engene og fandt tætheder på 6-7 par Sivsangere pr km<sup>2</sup> i de mest tilvoksede flader. Sivsangeren yngede dog først og fremmest i den tørre del af rørskovene (Laursen 1977, Møller udat.), og de fundne tætheder på engene var ikke repræsentative for hele reservatet. Møller (l.c.) vurderede Tippeternes bestand til 100-200 par i 1972-1974.

1975-1976 blev kystbræmmernes Sivsangere kortlagt (Tab. 63) i forbindelse med et specialeprojekt (Laursen 1977).

Siden 1981 er der regelmæssigt foretaget natfuglekortlægninger i maj-juni i timerne omkring solopgang i de østlige rørskove, siden 1984 efter en fast rute (Thorup 1986, Tab. 63).

De første Sivsangere registreres normalt i sidste uge af april eller første uge af maj, i 1973-1989 i gennemsnit 3. maj (Thorup 1987a, 1990b). Hovedparten af de yngende hanner ankommer i løbet af 1-2 uger (Catchpole 1972).

Efter udparringen aftager sangaktiviteten hurtigt (Bell et al. 1968, Catchpole 1972). Sivsangeren synger dog så regelmæssigt, at det er muligt at kortlægge de fleste territorier ved en morgenoptælling, efter ynglefuglene er ankommet midt i maj, og frem til de første reder begynder at klække pri. juni (Bell et al. 1968, Jensen 1974, Svens-

Tab. 63. Sivsanger. Kortlagte territorier på Tipperne i delområder og ynglesæsoner, hvorfra der foreligger optællinger foretaget under optimale registreringsforhold (tidlig morgen med vindsvagt vejr 15.-30. maj). Data fra Brandt & Eskildsen 1975, Hansen 1977, Mortensen 1983, 1984, Thorup 1988, 1990a og F. Hansen in litt.

*Sedge Warbler. No. of mapped territories on Tipperne in sub-areas and seasons where counts have been made at optimal conditions (at dawn, by light or no wind, between 15 and 30 May).*

	1975	1976	1981	1983	1984	1987	1989	1991	1992
Optrøden & Tipperpold	62	—	—	—	41	65-68	—	64	—
Store & Lille Tipper	31	34	7	8	9	5-6	7	—	9
Enge Meadows	70	—	0	1	—	0	0	0	0

son 1978). Optællinger fra denne periode, ca 15.-30. maj, i timerne omkring solopgang på vindsvage morgener vurderes at give et rimeligt billede af artens forekomst. Baseret på sådanne kortlægninger (Tab. 63) var bestanden omkring 200 par i 1975 og knapt 100 par i 1987-1992.

Bestandsudviklingen på Tipperne 1975-1992 var meget forskellig i tre forskellige delområder.

På engene og i engenes kystbræmmer fjernede kreaturgræsning og slåning Sivsanger-habitaten mellem 1975 og 1981, og bestanden, der var på lidt under 100 par i 1975, forsvandt.

I kystbræmmerne af Optrøden og Tipperpold og på poldene heromkring var bestanden derimod stabil på ca 75-90 par. Slåning har siden midt i 1970'erne omdannet de centrale dele af Optrøden fra tør, åben rørskov til fugtig eng, og her yngler Sivsangeren ikke længere. Da optællingerne i 1975-1976 kun dækkede kystbræmmerne (Laursen 1977), kendes størrelsen af den forsvundne bestand ikke.

I kontrolområdet Store og Lille Tipper er Sivsangeren gået voldsomt tilbage, fra 35-40 par i 1975-1976 til ca 10 par 1987-1992.

Kystbræmmerne i Optrøden og på Tipperpold har gennem hele perioden huset en stabil bestand, selv om der i 1980'erne var kommerciel vinterrørhøst. Sivsangeren yngler ikke i nyhøstede arealer, og jo større indslaget af ældre rør er, jo større er yngletæthederne (Laursen 1977). Rørhøsten må derfor have begrænset bestanden frem til 1990, hvor vinterrørhøsten blev opgivet. Det skiftende omfang af rørskæret afspejles ikke i bestandstallene (Tab. 63).

Den voldsomme tilbagegang i det tilsyneladende uændrede kontrolområde til omkring 25% af bestanden på ca 10 år antyder derimod en kraftig tilbagegang for arten. Hele tilbagegangen fandt sted i den indre del af kystbræmmerne, hvor der i 1976 blev kortlagt 28 Sivsanger-territorier (Hansen 1977), mens der i 1987 og 1989 kun registre-

redes ét territorium her (Thorup 1990a, 1990b). I de centrale dele af kontrolområdet blev der i 1976 kortlagt 6 territorier, de tilsvarende tal for 1987 og 1989 var hhv. 5 og 6 (Hansen l.c., Thorup l.c.). Kontrolområdet har været urørt i den forstand, at der ikke har været kreaturgræsning siden 1955, ikke er slået hø siden 1960 og ikke har været rørskær siden 1971 (Møller 1975). Forklaringen på Sivsangerens forsvinden i kystbræmmerne kunne være en fortsat opvækst af vegetationen i den inderste del af kystbræmmerne og i naboarealerne, der måske begrænser de brugelige arealer til fødesøgning. Sivsangeren henter i yngletiden størstedelen af sin føde uden for territoriet (Catchpole 1972). Den fortsatte opvækst af rørbræmmer betyder måske også, at hvor der tidligere kun var Sivsanger-habitat, nu også er ynglemuligheder for Rørsangeren. En undersøgelse i Skåne viste, at Rørsangeren er i stand til at bortjage Sivsangeren fra sin ynglehabitat (Svensson 1978).

Sammenfattende afspejler bestandsudviklingen på Tipperne sikkert først og fremmest habitatændringer, der har været ugunstige for Sivsangeren. I det østlige kerneområde, hvor der ikke er foregået større ændringer af habitatet, har bestanden været stabil. I de øvrige områder, hvor ynglehabitatet enten er blevet fjernet, eller der er sket en opvækst, er Sivsangeren gået kraftigt tilbage.

I perioden lige før de første kortlægninger på Tipperne er Sivsanger-bestanden rapporteret gået voldsomt tilbage både i Danmark (Petersen 1976, A. P. Møller 1978a, 1979), Sverige og England. Bestandsudviklingen i Danmark er dog dårligt dokumenteret, da Petersens materiale er meget småt, og Møllers er ikke standardiseret. Der foreligger derimod en del materiale fra Sverige. På fire svenske ringmærkningsstationer sås en fuldstændig forskydning mellem andelen af ringmærkede Rørsangere og Sivsangere fra midt i 1960'erne til midt i 1970'erne (Karlsson 1983, Svensson 1985). Karlsson vurderede ud fra tallene fra to store

Tab. 64. Analyse af ringmærkningsdata fra Falsterbo, Sverige: 1) Sivsangerens andel af det totale antal ringmærkede fugle, 2) forholdet Sivsangere:Rørsangere (Sivs./Rørs.) og 3) forholdet Sivsangere:Rørspurv (Sivs./Rørsp.). Data fra to perioder: 1968-1972 og 1973-1975/76. Udarbejdet efter data i Roos (1977, 1980).

*Analysis of ringing data from Falsterbo, Sweden: 1) the percentage of Sedge Warblers of the total number of ringed birds, 2) the ratio Sedge Warbler to Reed Warbler (Sedge W./Reed W.) and 3) the ratio Sedge Warbler to Reed Bunting (Sedge W./Reed B.). Data from two periods: 1968-1972 and 1973-1975/76. My calculations based on data in Roos (1977, 1980).*

År Years	Sivsanger-andel af mærkede fugle (%) Pct Sedge Warbler among ringed birds	Sivs./Rørs. Sedge W./Reed W.	Sivs./Rørsp. Sedge W./Reed B.
1968-1972	1,0	1,11	1,36
1973-1976	0,9 <sup>a</sup>	0,34	1,27

<sup>a</sup> 1973-1975





Den rapporterede tilbagegang for Sivsangeren i de seneste årtier i Sydkandinavien er måske især et udtryk for habitatændringer. I artens kernehabitat på Tipperne var bestanden stabil. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

sumpfugleyngleområder Landsjön og Kvismaren og fra trækstedet Falsterbo, at Sivsanger-bestanden halveredes og Rørsanger-bestanden fordobledes fra 1965 til 1974, mens Svensson (l.c.) ud fra tal fra Ottenby på Öland fandt, at Rørsangeren i perioden 1971-1980 havde femdoblet bestanden i forhold til 1958-1967, mens Sivsanger-bestanden havde været stabil. Falsterbo-ringmærkningstallene 1968-1980 (Roos 1977, 1980) viser dog, at mens andelen af Sivsangere i forhold til Rørsangere er faldet kraftigt i perioden, er faldet i Sivsanger-andelen i forhold til den tredje skandinaviske rørskovsmåfugl Rørspurven meget begrænset (Tab. 64). Heller ikke Sivsangerens andel af det totale antal mærkede fugle er faldet væsentligt i perioden (Tab. 64).

At Sivsangeren virkelig er gået voldsomt tilbage som ynglefugl i Norden forekommer derfor lidt usikkert. De ændringer, der er registreret på enkelte sumplokaliteter, afspejler måske mere habitatændringer i selve området, end de registrerer en generel trend i bestanden.

Hvis det f.eks. er eutrofiering, der favoriserer Rørsangeren på Sivsangerens bekostning, kan bestandsudviklingen i Norden som helhed dog ikke siges at være repræsentativ for den danske bestandsudvikling. Der mangler virkelig gode data

fra Danmark til at belyse trends her, og manglende optællinger fra Tipperne før 1972 betyder, at bestandsudviklingen 1965-1975 her ikke kendes. En indirekte indikation af, at bestanden næppe var gået kraftigt tilbage i 1975, fås af, at Laursen (1977) fandt en yngletæthed 1975-1976 på i gennemsnit 570 par pr km<sup>2</sup> i urørt rørskov i kontrolområdernes kystbræmme. Hvis hele den undersøgte indre rørbræmme har været opdelt i Sivsanger-territorier, svarer det til en gennemsnitlig territoriestørrelse på ca 1750 m<sup>2</sup>. Catchpole (1972) fandt i sit undersøgelsesområde i 1966-1968, altså før den nævnte bestandsnedgang skulle have fundet sted, en ret konstant gennemsnitlig territoriestørrelse på ca 1800 m<sup>2</sup>, altså stort set identisk med den Laursen (1977) fandt på Tipperne.

I 1976 startedes standardiseret ringmærkning på Christiansø, og 1976-1983 var fangsten af Sivsangere stabil (forår: gennemsnitligt index "R": 1976-1979: 5,3, 1980-1983: 5,9; Lyngs et al. 1990). I denne periode synes den nordiske bestand altså at have været stabil, ligesom i de østlige rørskovsområder på Tipperne.

Med en bestand på omkring 100 par udgør Tipperne et af de største kendte yngleområder i Danmark. Mange større rørskovsområder har dog aldrig fået optalt sine almindeligste ynglefugle.

Tab. 65. Rørsanger. Kortlagte territorier på Tipperne i delområder og ynglesæsoner, hvorfra der foreligger optællinger foretaget under optimale registreringsforhold (tidlig morgen med vindsvagt vejr 10.-25. juni). Data fra Brandt & Eskildsen 1975, Hansen 1977, Mortensen 1984, Thorup 1986, 1988, 1990a, 1990b, Seeberg 1991.

*Reed Warbler. No. of mapped territories on Tipperne in sub-areas and seasons where counts have been made at optimal conditions (at dawn, by light or no wind, between 10 and 25 June).*

	1975	1976	1983	1985	1986	1987	1988	1989
Store & Lille Tipper	–	17	–	–	38	26-28	30	31-33
Opgrøden & Tipperpold	4	–	13	25	41	11-14	8	6
Rødsandshage, vestkyst <i>shore</i>	17	27	0	–	0	0	0	0
Anholt	1	–	2	–	–	1	1	1
Enge m. kystbræmmer <i>Meadows with shores</i>	10	–	0	–	0	0	0	0

### Rørsanger *Acrocephalus scirpaceus*

Rørsangeren har muligvis været en fåtallig ynglefugl gennem hele undersøgelsesperioden frem til engang i 1970'erne, hvorefter arten har ynglet noget mere talrigt.

Der er dog kun tilfældige og spredte oplysninger frem til 1972. Tåning (1936) nævner, at Rørsangeren tidligere er anført som ynglende på Tipperne, men antageligvis ikke ynglede 1928-1931. Eneste ynglebevis 1928-1971 er en iagttagelse af et Rørsanger-par med føde i næbbet til ungerne 12. juli 1966, og det anføres flere gange, at Sivsangeren er almindelig, mens Rørsangeren kun undtagelsesvist registreres (Tipperdagbøger); de ynglende småfugle i rørskoven optaltes ikke i perioden.

1972-1974 var Rørsangeren en fåtallig ynglefugl og ynglede først og fremmest i den ydre rørbræmme på Store og Lille Tipper (Møller udat.).

De første dækkende optællinger blev foretaget i 1975-1976 (Laursen 1977) i forbindelse med et specialeprojekt om rørskærets effekt på ynglebestanden af tre rørskovsmåfugle. Bestanden vurderedes at være på ca 50 par (i Hansen 1977; Tab. 65).

1981-1992 blev Rørsangerne flere gange kortlagt ved en gennemgang af rørbræmmerne i de tidligste morgentimer (Tab. 65). Siden 1984 er optællingerne foretaget efter en fast rute (Thorup 1986).

De første Rørsangere ankommer til Tipperne mellem 5. og 22. maj (gennemsnit 1973-1989: 14. maj; Thorup 1987a, 1990b). Ankomsten sker over en længere periode (Catchpole 1972, Svensson 1978), og først et stykke hen i juni er hovedparten af ynglefuglene ankommet. På Vejlerne registreres maksimum af syngende Rørsangere mellem 9. og 22. juni (Jørgensen & Seidenfaden 1987, J. P. Kjeldsen 1990, 1991, 1992). Sidst i juni aftager sangaktiviteten kraftigt. Der kan fås et rimeligt billede af Rørsangerens forekomst ved en optælling

mellem ca 10. og 25. juni i de tidligste morgentimer ved svag vind (Bell et al. 1968). Én optælling dækker dog ikke hele bestanden, og Rørsangeren er i det hele taget en vanskelig ynglefugleart at kortlægge (Bell et al. l.c., Nilsson et al. 1985).

I 1975-1976 stod kystbræmmen endnu intakt i størstedelen af reservatet. I løbet af få år forsvandt de høje rør stort set overalt i engområderne, og en kystbræmme med høje rør fandtes nu kun i kontrolområdet på Store og Lille Tipper, i den sydlige del af Opgrøden og på vestkysten af Anholt. Rørsangerens ynglemuligheder indskrænkedes derfor til disse områder. Selv om arealet med høj rørskov blev meget mindre, ekspanderede Rørsangerbestanden kraftigt i første halvdel af 1980'erne (Tab. 65) til i nærheden af 100 par. Stigningen fandt især sted i Opgrøden, men også i de indre dele af rørskoven i kontrolområdet etableredes en bestand.

Mens bestanden i kontrolområdet stabiliserede sig på dette høje niveau, er Opgrødebestanden de senere år gået tilbage igen (Tab. 65), og den samlede bestand er i 1990'erne omkring 50-75 par.

Det eneste stabile ynglemiljø synes at være rørområderne på Store og Lille Tipper og vestkysten af Anholt. Derimod svinger antallet af syngende Rørsangere i Opgrøde/Tipperpold-området meget fra år til år (Tab. 65). Hovedparten af Rørsangerne holder til langs sydkysten af Opgrøden og på poldene mellem Opgrøden og Tipperpold, og her var der især midt i 1980'erne en voldsom sedimentering, og rørskovsarealet udvidedes kraftigt (pers. obs.). Rørhøsten var af meget skiftende omfang, men havde næppe nogen afgørende betydning. Rørsangerens ynglehabitat er høje, tætte rør (Catchpole 1972, Nilsson & Persson 1986), og den yngler så sent, at den som den eneste småfugl er i stand til også at bygge rede i de opvoksende unge tagrør (Laursen 1977, Nilsson et al. 1985, 1988, Nilsson & Persson l.c.).

Ekspansionen på Tipperne i 1970'erne skete

samtidig med, at der på en række ringmærkningssteder i Sverige blev iagttaget en stigende Rørsangerbestand (Karlsson 1983).

Bestandsstigningen midt i 1980'erne faldt sammen med en faldende bestand i Danmark som helhed registreret på punkttællinger (Jacobsen 1992), og 1985 og 1986, hvor den hidtil største bestand registreredes på Tipperne, er de to år med det laveste og tredjelaveste indekstal for arten i Danmark i perioden 1975-1991 (Laursen & Braae 1978, Braae & Laursen 1979, Jacobsen l.c.). I syv ynglesæsoner med dækkende optællinger i Opgrøden 1975-1989 er der en stærk negativ korrelation mellem Opgrøde-bestanden og Rørsangerens indekstal i Danmark ( $r_s = -0,929$ ,  $p < 0,01$ ), og et tilsvarende forhold ses på Vejlernes rørtakseringer, hvor Danmark-indekset er negativt korreleret i ti dækkede sæsoner 1980-1990 både med "Tømmerby-taxen" ( $r_s = -0,687$ ,  $p < 0,05$ ) og "Selbjerg-taxen" ( $r_s = -0,603$ ,  $p < 0,05$ ) (data fra Laursen & Braae 1978, Braae & Laursen 1979, J. P. Kjeldsen 1990, 1991, 1992, Jacobsen 1992). Tilsyneladende flytter Rørsangeren altså fra "småbiotoper" til de store rørskovsområder i nogle ynglear. Hvorfor dette skulle finde sted, kan ikke forklares ud fra den nuværende viden.

Ynglefugleindekset i Danmark for Rørsangeren er i årene 1981-1990 negativt korreleret med sommernedbøren i Østafrika året før (Jacobsen 1992), men som Svensson (1985) har påpeget i en analyse af bestandsændringer i Sverige/Finland og nedbøren i Sahel-området, er der nogle større klimatiske sammenhænge, der mangler at blive belyst, før sådanne data kan vurderes kvalificeret. Et sådant behov underbygges også af ovennævnte uforståelige tendens til, at ynglebestedene i de store rørskovsområder og i Danmark som helhed ikke svinger parallelt. Mere viden om ynglebestedene er derfor nødvendig, før arten kan overvåges. Et overvågningsprogram ved standardiseret ringmærkning i rørskovene på Vejlerne, der blev startet i 1989 (J. P. Kjeldsen pers. medd.), kunne være et vigtigt skridt i denne retning.

### Skægmejse *Panurus biarmicus*

Skægmejser har ynglet med en lille bestand på Tipperne 1974-1978 og indvandrede igen i 1991.

Skægmejserens yngleb Bestand optælles ved mere eller mindre tilfældige observationer af fugle gennem yngletiden. Bestanden vurderes ikke på noget tidspunkt at have oversteget 15 par (Tab. 66).

Arten er meget svær at optælle; fuglene optræder i perioder meget diskret, et par kan få op til fire kuld på et år mellem marts og august, og unger fra de tidligste kuld når at blive kønsmodne i fødselsåret og kan muligvis også på vores breddegrader yngle i september, ca fem måneder efter klækningen (Björkman 1975).

Der sås første gang Skægmejser på Tipperne i oktober 1973. I vinteren 1978/79 uddøde bestanden i området, og de næste 10 år sås arten kun én gang, en han 4. juni 1981 (Thorup 1990b). I efteråret 1989 genindvandrede den, og der blev set småflokke ved flere lejligheder i oktober-november (Thorup 1990b). Først i 1991 konstateredes arten igen ynglende (S. Kjeldsen pers. medd.).

Rørskovene i Opgrøden har i alle ynglesæsonerne været det vigtigste yngleområde på Tipperne. De første to sæsoner ynglede Skægmejser også i rørskov på Rødsandshage, men efter at kreaturgæsning blev genindført her, har der kun været egnede ynglehabitater i Opgrøden og på Store og Lille Tipper.

Det vides ikke, hvor stor en del af de ca 75 ha rørskov på Tipperne, der er velegnet ynglehabitat. Skægmejserne er kendt for at kunne yngle i meget store tætheder. Således ynglede de i prøvefelter i Tåkerns rørskove typisk i tætheder på 130-200 par pr km<sup>2</sup>, og i op til mere end 500 par pr km<sup>2</sup> i rør slået tre vintre før (Nilsson et al. 1985). I en årrække er de bedste tagrør på Tipperne blevet udnyttet kommercielt. Denne praksis ophørte i vinteren 1990/91. I dag får de kraftigste tagrør lov til at stå, og det må være en forbedring af Skægmejsernes ynglemuligheder, da arten ikke er i stand til at yngle i de årgamle rør (Nilsson et al. 1985).

Skægmejser er en ny ynglefugl i Danmark og

Tab. 66. Skægmejse. Antal ynglepar på Tipperne i de to perioder med ynglefugle. Data fra Brandt & Eskildsen 1975, Thorup 1986, 1990b og denne undersøgelse.

*Bearded Tit on Tipperne; the estimated no. of breeding pairs in years with breeding birds.*

Ynglesæson Year	1974	1975	1976	1977	1978	1991	1992
Ynglepar No. of breeding pairs	2-5	8-15	2-3	3	1	2-5	4-10

det øvrige Norden. Den nåede hertil i tre indvandningsbølger. De første ynglefund både i Danmark og Sverige (Skåne) blev gjort i 1966 (Salomonsen 1972, Björkman 1975). Arten ynglede bl.a. i Vejlerne 1967-1969, men forsvandt tilsyneladende i vinteren 1969/70 (Møller 1980).

I 1972 kom påny en invasion af Skægmejser til Norden, vel en følge af pludseligt forbedrede ynglemuligheder i Holland, hvor store inddigningsprojekter skabte omfattende arealer med udstrakte rørskove (SOVON 1987). Dette år fandtes Skægmejsen for første gang ynglende i Tåkern i Sverige, og de udstrakte rørskove her har siden været artens nordiske kerneområde (Björkman 1975, 1976, 1977, 1978 og 1980, Elderud 1979). Også Vejlerne blev rekoloniseret i 1972, og her etableredes i løbet af 1-2 år en større bestand (Møller 1980). Et antal milde vintre i Danmark efter 1972 tillod arten at ekspandere voldsomt frem til 1978. Vinteren 1978/79 var meget lang og hård, og Skægmejsen blev næsten udryddet i hele sit nordiske udbredelsesområde (bl.a. Björkman 1979, J. P. Kjeldsen 1992).

Gennem første halvdel af 1980'erne genopbyggedes langsomt en dansk ynglebestand, primært i Sønderjylland og på Langeland/Lolland (Gram et al. 1990, E. Ehmsen pers. medd., M. Thelander pers. medd., pers. obs.). Først i 1988 nåede Skægmejsen Vejlerne (J. P. Kjeldsen 1992) og i 1989 Tipperne. Adskillige milde vintre i træk har tilladt bestanden at stige voldsomt de sidste år, og efterårsbestanden 1992 var meget stor; således vurderedes der at være 10000-50000 fugle i Vejlerne (J. P. Kjeldsen pers. medd.). I forhold til disse mængder kan Tipperbestanden synes at være marginal. Det er dog kun få lokaliteter i Danmark, der huser et større antal par; således nævner Christensen et al. (1990) og Munk et al. (1991) kun et par lokaliteter i Danmark med 10 par eller derover i årene 1988 og 1989.

Opgrøden er det nordligste hjørne af en stor sammenhængende rørskov, der dækker mange hundrede ha af de østligste dele af Værnengene. Der er aldrig foretaget optællinger af de ynglende rørskovssmåfugle i dette område, der må kunne huse mange hundrede Skægmejspar. Også i Nymindestrømmen er der større rørskove med ynglende Skægmejser (Brandt & Eskildsen 1975, Møller 1979, pers. obs.).

Tipperhalvøen og Tipperne kan derfor godt være af en vis vigtighed for artens overlevelse i Danmark. Arten er meget sårbar i hårde vintre, og perioder med isslag og vedvarende stærke kolde vinde kan være katastrofale for arten (Björkman 1975). Skægmejsen har en strategi, hvor den i år med god yngleproduktion i kerneområderne foretager et omfattende spredningstræk herfra mellem september og november (Björkman 1975, 1976, 1977 og 1978). Da "katastrofevinterverjr" ofte er af meget lokal karakter, giver spredningen af bestanden om vinteren arten større overlevelseschance. I Danmark er vinterbestandene fordelt i så klimatiske forskellige områder som Thy (Vejlerne), de vestjyske fjorde (Tipperhalvøen), Sønderjylland (Rømø, Magisterkogen, Als) og Langeland/Lolland.

### Rørspurv *Emberiza schoeniclus*

Rørspurven har ynglet almindeligt på Tipperne i hele undersøgelsesperioden 1928-1992. Der er dog kun indsamlet få systematiske data, og det er derfor umuligt at vurdere udviklingen i bestanden. Ud fra vegetationsforholdene må det antages, at bestanden har været størst i slutningen af 1960'erne og starten af 1970'erne, hvor engene groede til uden landbrugsmæssig drift. Således indvandrede en større Rørspurvebestand på strandenge i det vestlige Finland efter at landbrugsdriften ophørte (Soikkeli & Salo 1979).

Møller (1975 og udat.) fandt i nogle prøvefelter

Tab. 67. Rørspurv. Antal territorier kortlagt på Tipperne fra delområder og ynglesæsoner, hvorfra der foreligger mindst én systematisk kortlægning. Data fra Hansen 1977, Mortensen 1984, Thorup 1986, 1988, 1990a, Seeberg 1991 og Amstrup 1997b.

*Reed Bunting. No. of mapped territories on Tipperne from sub-areas and seasons where at least one systematic mapping has been performed.*

	1976	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1996
Store & Lille Tipper	34	11	–	21	32	–	26	26-27
Anholt	2	–	2	–	–	1	1	1
Adamspold & Tipperpold	10	–	20	–	16	13+	11-13	13
Opgrøden	28	29	38	–	33	30	30	39-40
Øvrige enge <i>Other meadows</i>	72	21	–	20	–	–	–	11

på Tipperne 1972-1974 tætheder på 17-18 territorier pr km<sup>2</sup> i de mest tilvoksede engområder. Den anvendte kortlægningsmetode underestimerer dog bestanden voldsomt (Jensen 1972, Møller udat.). Ud fra kortlægningerne beregnedes bestanden i 1972 til ca 100 par og vurderedes til 125-175 par (Møller l.c.).

I den vestlige del af reservatet kortlagde Laursen (i Hansen 1977, Tab. 67) 108 territorier i 1976. Der fandtes en gennemsnitlig tæthed på 440 par pr km<sup>2</sup> i rørbræmmer uden rørskår og kreaturgræsning og på 170-280 par pr km<sup>2</sup> i rørbræmmer med delvis rørskår og kreaturgræsning, mens Rørspurven ikke yngede i områder med 100% rørskår (Laursen 1977). Kortlægningerne inkluderede ikke så gode Rørspurve-terræner som Anholt, Adamspold, Tipperpold og Opgrøden, og der må i 1976 have ynglet mindst 200 par på reservatet.

1983-1996 er Rørspurvene optalt under nogle natfuglekortlægninger i maj-juni (Tab. 67). Da Rørspurven er en vanskelig art at kortlægge, bliver antallet af ynglepar på sådanne kortlægninger sandsynligvis kraftigt undervurderet. Tendenserne i tabellen er dog sikkert reelle: en kraftig tilbagegang i engområderne mellem 1976 og 1983 med den genoptagede græsning og slåning, mens bestanden i de øvrige områder ikke synes at have ændret sig nævneværdigt. Der er ingen optællinger mellem 1988 og 1996. 1996-tallene er på niveau med tallene fra sidst i 1980'erne (Tab. 67), og bestanden vurderes at have været ca 125-175 par fra midt i 1980'erne til 1992 (Thorup 1990a).

Da vinterrørhøst begrænser Rørspurvenes mu-



Bestanden af Rørspurv var størst i perioden uden landbrugsdrift. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

ligheder for at yngle (Laursen 1977, Nilsson et al. 1985, 1988), forventes den ophørte rørhøst fra 1990 at medføre en øget bestand i reservatets østlige områder.

## Svømmefugle fouragerende på bred- og undervandsvegetation

### Knopsvane *Cygnus olor*

Knopsvanen er en forholdsvis nyetableret ynglefugl på Tipperne. Det første ynglepar sås i 1959. Siden 1961 har Knopsvanen ynglet årligt med en særlig stor bestand i 1970'erne.

Æglægningen finder sted fra midt i april til midt i maj på Klægbanken (Eskildsen 1988), og det svarer vel til forholdene på Tipperne.

Bestanden er alle årene optalt ved redefund, og da svanen har en lang rugetid, og rederne er iøjnefaldende, vurderes bestandstallene at være nøjagtige (Fig. 52). Ganske enkelte par, der har startet æglægningen efter optællingstidspunktet eller har ynglet diskret inde i rørskoven i Opgrøden, kan dog være blevet overset.

Forekomsten af ynglende Knopsvaner frem til

1992 kan betragtes som en blanding af to forskellige udviklingsforløb.

Det ene er et indvandringsforløb. Knopsvanen var midt i 1920'erne næsten udryddet som dansk ynglefugl på grund af en meget intensiv jagt og forfølgelse. Da arten blev forsøgsfredet i 1926, var den samlede danske ynglebestand kun på fire par, alle i Dyrehaven i Nordsjælland. Med fredningen steg bestanden kraftigt, og i 1935 yngede der 35 par, i 1954 758 par og i 1966 3000 par i Danmark (Andersen-Harild 1978). Fra Sjælland skete der en spredning mod vest, og i 1944 blev Knopsvanen for første gang konstateret ynglende i Ringkøbing Fjord på Haurvig Grund (Eskildsen 1988). På Klægbanken startede den med at yngle i 1953, og i 1959 yngede den så for første gang på Tipperne.

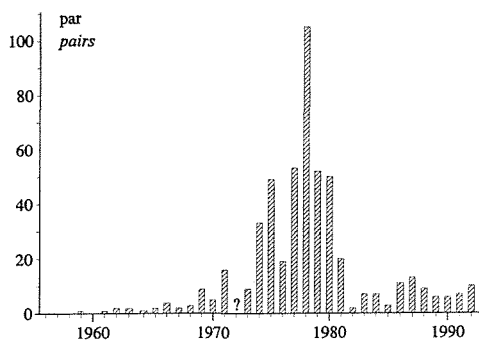


Fig. 52. Knopsvane. Ynglebestanden på Tipperne 1955-1992.  
*Mute Swan. No. of breeding pairs on Tipperne 1955-1992.*

Omkring 1970 nåede bestanden på Tipperne et niveau på mellem 8 og 15 par. Dette niveau lå den også på 1986-1992 (Fig. 52).

Dette er en almindelig udvikling hos en art, hvor den vigtigste bestandsbegrænsende faktor "menneskelig forfølgelse" bliver stærkt begrænset, hvorefter bestanden stiger, indtil de enkelte områders bæredygtighed nås, og bestanden når et stabilt leje.

Bestandsudviklingen fra 1973 til 1985 afspejler derimod en forureningshistorie. I 1970'erne skete der en kraftig opvækst af undervandsvegetationen efter en voldsom tilledning af næringsalte fra især Skjern Å. I årene 1973-1978 skete der på Tipperne og i den øvrige del af Ringkøbing Fjord en nærmest eksplosiv stigning i ynglebestanden af Knopsvaner, og på de fem år steg Tippeternes ynglebestand fra 9 til 105 par (Fig. 52). På Klægbanken startede stigningen allerede i 1971, og fra 1970 til 1978 steg bestanden her fra ca 100 til næsten 700 par (Eskildsen 1988). I årene efter 1978 skete der et totalt sammenbrud i undervandsbevoksningen på grund af forringede lysforhold på bunden (Jensen 1986). I 1979 og 1980 yngede der på Tipperne kun halvdelen af de godt 100 par Knopsvaner i 1978, og i 1982 lagde kun to par æg. Igen i 1985 var bestanden helt i bund, da kun tre par gjorde yngleforsøg, og ingen havde succes. I maj 1985 registreredes der næsten vegetationsløse mudderflader på Tippergrunden (Jensen l.c.), men i løbet af sommeren voksede undervandsvegetationen frem igen, og siden har vegetationsdækket på de

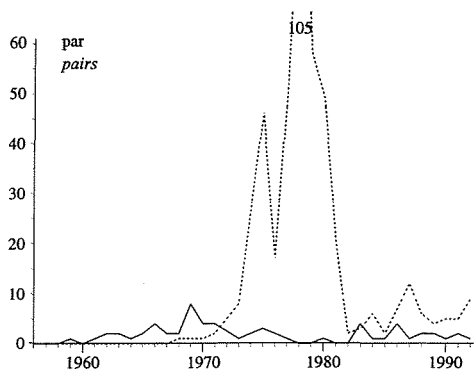


Fig. 53. Knopsvane. Fordeling af ynglepar på to hovedhabitater på Tipperne: i kystbræmmen (punteret linie) og i pander og loer inde på engene (optrukket linie). Der mangler tal fra 1972 og 1974.  
*Mute Swan. No. of breeding pairs in the two main habitats on Tipperne: in the coastal zone (dashed line) and in the pools on the meadows (solid line). No data from 1972 and 1974.*

mindre vanddybder været relativt stabilt (Jensen 1986, 1987, 1989, 1990).

Knopsvanerne yngler i Danmark i to hovedhabitater: i damme, moser og søer, og ved lavvandede kyster (Andersen-Harild 1978). På Tipperne forekommer svanerne især på de lavvandede grunde, hvor de æder undervandsplanter, og hovedparten af rederne anbringes i kystbræmmen eller på småpolde (Fig. 53).

Nogle par yngler dog inde på engene i loer og pander (Fig. 53), og selv om der ikke er foretaget undersøgelser over disse svaners fødevalg vides det, at i hvert fald en del af føden i redebygnings- og rugetiden hentes fra vegetationen i panderne (pers. obs). I de fleste pander og loer er det kun i særlig nedbørsrige forår, der er tilstrækkeligt vanddække gennem yngletiden. Kun panderne på Adamspold og Tipperpold tørrer sjældent ud, og da tidligst i sensommeren.

I Fig. 53 ses, at Knopsvanen indvandrede til Tippeternes pander i 1959, og først i 1968 yngede det første par i kystbræmmen. Med den kraftige opvækst af bundvegetation i 1970'erne flyttede hovedparten af svanerne ud i kystbræmmerne, og først efter sammenbruddet i bundvegetationen blev pandeområderne igen benyttet.

Fra 1960'erne til 1980'erne er der sket en ændring i Knopsvanernes forekomstmønster i pander og loer. I 1960'erne yngede svanerne næsten udelukkende i de store pander vest for vejen, især V. Rads Pande og Rødsandshagepanden. I 1980'erne har de derimod kun ynglet i de store pander på

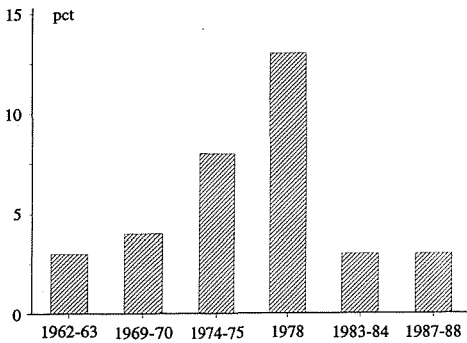


Fig. 54. Knopsvane. Andelen af bestanden i Ringkøbing Fjord, der yngede på Tipperne i nogle år mellem 1962 og 1988. Baseret på optællinger på Tipperne, Poldene i Nymindestrømmen, Haurvig poldene, Højsand og Klægbanken (Tipperarkivet, Eskildsen 1988).  
*Mute Swan. The proportion of the Ringkøbing Fjord population breeding on Tipperne in some years between 1962 and 1988. Based on counts on Tipperne and on the main bird islands in the fjord.*

Adams- og Tipperpold, og kun i det ekstremt nedbørsrige forår 1983 yngede to par i andre pander. Ændringen kan skyldes tilgroning af de vestlige pander eller måske en tidligere udtørring.

Der er fundet flere Knopsvane-reder med præderede æg (diverse ynglefuglerapporter). I de fleste tilfælde har prædationen øjensynligt først fundet sted, efter at svaneparret har opgivet reden. Kun i to tilfælde er der indici på, at rovpattedyr med held har angrebet en beboet svanerede. I 1985 fandtes en rede med knuste æg, og desuden et æg, der var slæbt ind på fast grund og ædt, formentlig af grævling. I 1989 blev en rede fundet præderet på Fuglepold, og en voksen Knopsvane fandtes dræbt i nærheden (Thorup 1986, 1990b). Andersen-Ha-

rild (1978) nævner, at ræv aldrig bevisligt har dræbt en Knopsvane, og sådanne beviser findes heller ikke fra Tipperne, men i sidstnævnte tilfælde anses ræven som den mest sandsynlige prædator. Svanerne synes dog ikke generelt at være særligt sårbare over for prædatorer på Tipperne.

Også andre typer af redetab er registreret på Tipperne: i 1979 blev flere reder smadret af bølger (Eriksen 1983), og i 1975 blev ca 20 reder plyndret af mennesker i Opgrøden, mens én rede blev nedtrampet af kreaturer (Brandt & Eskildsen 1975).

Knopsvanerne er i mange år blevet optalt på de fleste gode ynglelokaliteter i Ringkøbing Fjord: på Tipperne, Poldene i Nymindestrømmen, Haurvig Poldene, Højsand og Klægbanken. Tippeternes andel af den optalte bestand var væsentligt højere i årene med mange ynglear end både før og efter (Fig. 54). 60-80% af bestanden i Ringkøbing Fjord vurderes at blive optalt ved de rutinemæssige optællinger, og Tipperne huser således "normalt" i størrelsesordenen 2-3% af fjordens bestand, mens der i 1970'erne var op til ca 10%. Den større yngleandel i 1970'erne skyldes næppe, at Knopsvanerne blev presset til at yngle på Tipperne i stort tal, da panderne på Tipperne i samme periode blev opgivet af de ynglende fugle. Der har snarere været fødeforekomster over gennemsnittet omkring Tipperne.

For at bremse den kraftige forurening med næringsalte i fjorden blev der midt i 1980'erne vedtaget recipientkvalitetsplaner i Ringkøbing Amt, og det vedtoges at øge fjordvandets udskiftnings-hastighed ved slusen i Hvide Sande (Ringkøbing Amtskommune 1987). Selv om dybdegrænsen for vegetationen bliver forøget i fremtiden, forventes Knopsvane-bestanden på Tipperne ikke at blive ret meget større end de 10-15 par, der yngler i de bedste år i dag.



Ringkøbing Fjords Knopsvaner har ført et omskiftende liv de seneste årtier på grund af opblomstring, uddøen og genindvandring af undervandsvegetationen. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

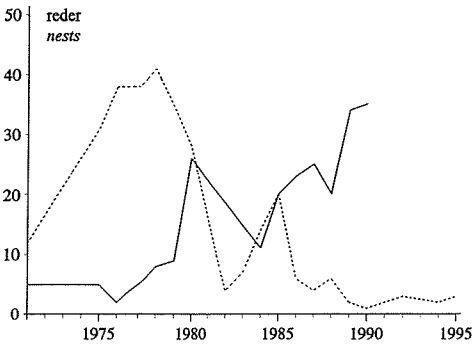


Fig. 55. Blisshøne. Antal fundne reder (reder med æg plus halvdelen af tomme reder) i to undersøgelsesområder på Tipperne 1971-1995: den vestlige kystzone (punteret linie) og panderne på Adamspold og Tipperpold (optrukket linie). Enkelte optællinger mangler, bl.a. optaltes panderne ikke 1991-1993.

Coot. No. of nests found in two study plots on Tipperne 1971-1995: in a coastal zone in the western part (dashed line), and in pools in the subareas Adamspold and Tipperpold (solid line). Data are lacking from a few years, e.g. from the pools 1991-1993.

### Blisshøne *Fulica atra*

Blisshønen har ynglet på Tipperne gennem det meste af undersøgelsesperioden. Frem til 1970erne blev der sjældent registreret over ti par; siden har Blisshønen optrådt noget mere talrigt, og sidst i 1970erne var bestanden oppe på mere end hundrede par.

Arten er ikke optalt særlig systematisk, og der er mange ynglesæsoner uden bestandstal. Blisshønen har en lang ynglesæson, og på Tipperne er der registreret redebygning og æglægning fra sidst i april til sidst i juni (Thorup 1986, 1990b, Tipperdagbøger). Det er derfor ikke muligt at dække hele bestanden ved én optælling.

1928-1931 fandt Tåning (1936) ikke Blisshønen ynglende på Tipperne, mens den sås i yngletiden i 1932, uden at der dog fandtes reder. I 1934 og 1935 fandtes flere reder (Tipperdagbøger), og arten har vel ynglet hvert år siden. Bestanden vurderes til 5-15 par frem til starten af 1970erne; 12 par i 1951 er det største angivne antal ynglepar fra perioden.

Blisshønen har i de seneste 20 år ynglet i de fleste kystbræmmer og i nedbørsrige forår også i større pander og loer. Der er næppe nogen optælling i perioden, der har dækket hele Tipperne og både de tidligt og de sent ynglende Blisshøns. Der er dog optællinger fra flere år i perioden 1971-1992 af kystbræmmerne af det vestlige Rødsandshage og Store og Lille Tipper og af panderne på Adamspold og Tipperpold (Fig. 55), der tilsam-

men dækker en stor del af bestanden. Som hos Knopsvanen var der en stærkt stigende bestand i kystbræmmerne midt og sidst i 1970erne. Samtidigt med sammenbruddet i undervandsvegetationen – hovedføden for begge arter – i starten af 1980erne forsvandt de fleste fugle herfra igen (Fig. 55). Da antallet af kystbræmme-par faldt, etableredes en større bestand i panderne på Adamspold og Tipperpold (Fig. 55). Ynglesuccesen her kendes ikke, og det vides derfor ikke, om bestandsniveauet på 25-35 par er et udtryk for områdets bæreevne, eller om der er tale om fugle, der pga. de forringede fourageringsforhold i fjorden er blevet presset ind i en uproduktiv og marginal ynglehabitat. Endnu 15 år efter etableringen huser panderne stadig ca 20 par (Fig. 55).

Fra 1975 til ca 1980 blev kystzonevegetationen på Rødsandshage nedgnavet med indførelsen af intensiv kreaturgræsning. Kystbræmmerne af Store og Lille Tipper ligger derimod i et område uden græsning eller slåning. Nedgræsningen af bredvegetationen betød øjensynligt ikke noget for bestandsstørrelsen, da vestkysten af Rødsandshage har huset ca halvdelen af de to områders reder både i 1970erne og i 1980erne. Muligvis er Rødsandshage-fuglene dog blevet tvunget til at starte senere, end de ville have gjort, hvis kystbæltet stod intakt (Thorup 1986).

Ud fra størrelsen af bestanden i de optalte områder og øvrige mere usystematiske optællinger vurderes Tippeternes bestand at være steget fra omkring 10-15 par i 1970 til omkring 100 par i 1975 (Brandt & Eskildsen 1975, Møller udat.). 1976-1980 ynglende ca 100-150 par, og herefter faldt bestanden kraftigt til omkring 50 par gennem 1980erne (diverse ynglefuglerapporter).

Der er ikke indsamlet data om artens ynglesucces på Tipperne, og områdets kvalitet som ynglehabitat kendes derfor ikke. Tilfældigt er strejfende krager set prædere Blisshønse-æg (Eskildsen & Brandt 1975, pers. obs.), og i maj 1985 sås en Rørhøg, der var specialiseret i fangst af nyklækkede Blisshønse-kyllinger (Thorup 1986). Manniche (i Heilmann & Manniche 1929) nævner også disse to arter som Blisshønseens værste fjender. Flere kystbræmmereder er set oversvømmet under vindstuvninger (pers. obs.).

At Blisshønen ikke ynglende ved undersøgelsesperiodens start skyldtes formentlig eftervirkninger af den voldsomme forfølgelse, arten tidligere udsattes for. Hedin (1904) nævner således fra et besøg i foråret 1903, at selv om østkysten af Tipperne var et yndet tilholdssted for Blisshøns, blev disse "ubarmhjertigt" skudt bort i yngletiden. Hedin



fandt adskillige nybyggede reder, en enkelt med forladte æg, men så ingen levende fugle i området overhovedet. Frem til jagtloven af 1922 var Blishønen en fredløs fugl, der lovligt kunne bekæmpes året rundt. I 1922 blev arten fredet i yngletiden, og dette havde en hurtig indvirkning på bestandsudviklingen (Heilmann & Manniche 1929).

Efter genindvandringen på Tipperne i 1934 sås ikke nogen større bestandsstigning før i starten af 1970'erne. Først den eutrofiering og tilmudring, der fandt sted efter udretningen af Skjern Å og afvandingen af deltaet midt i 1960'erne, synes for alvor at have givet Blishønen forbedrede levede muligheder i fjorden. Efter sammenbruddet i bundvegetationen omkring 1980 er bestanden også i resten

af fjorden faldet kraftigt igen. Der foreligger dog ingen totale optællinger af Blishøne-bestanden i Ringkøbing Fjord. På Klægbanken var Blishønen en almindelig ynglefugl i starten af århundredet, og i 1932 ynglede mindst 20 par på øen (Tåning 1936). I 1975 og 1976 ynglede godt 100 par (Brandt & Eskildsen 1975, Eskildsen 1976), mens der i 1985-1988 ynglede ca 20 par (Seeberg 1991).

At der i dag yngler væsentligt flere Blishøns på Tipperne end i 1950'erne og 1960'erne skyldes først og fremmest den tætte bestand i panderne på Adamspold og Tipperpold. Blishøne-bestanden i kystbræmmerne er næppe større end de 10-15 par, der også ynglede her, før den kraftige eutrofiering af fjorden fandt sted i 1970'erne.

## Svømmefugle fouragerende på fisk og invertebrater

### Toppet Lappedykker

#### *Podiceps cristatus*

Toppet Lappedykker har kun ynglet regelmæssigt på Tipperne de seneste 20 år. Før 1971 er den fundet ynglende tre gange: i 1910 fandt Klinge (Tåning 1936) ét ynglepar, i 1940 ynglede mindst ét par og i 1941 fire par på Tippernes vestkyst (Tipperdagbøger).

Vandområderne omkring Tipperne er meget lavvandede og er derfor ikke særlig velegnede for Toppet Lappedykker, der foretrækker at kunne dykke uset væk fra reden ved forstyrrelse. Frem til en gang i 1950'erne har kystbræmmen yderligere været så nedgræsset, at her må have været dårlige muligheder for redeskjul.

De senere år har der været velegnede yngleforhold to steder på Tipperne. I de høje, tætte rør ved sejltrenden i Tipperhavnen fandtes første gang en rede med æg i 1971, og her har der ynglet et par siden. Mellem øerne Fuglepold og Anholt er der dannet en dyb strømrønde helt ind til en lille rørskov på vestkysten af Anholt. Her har der årligt ynglet ét lappedykkerpar siden 1983 (diverse ynglefuglerapporter).

I tre af årene med voldsom opblomstring af undervandsvegetation, 1975, 1977 og 1978, var der hhv. en, to og fire reder af Toppet Lappedykker forskellige steder på vestkysten af Tipperne, og sidst i 1980'erne holdt enkelte par til her, uden det dog kom til redebygning og æglægning.

Der vides ikke noget om fuglenes ynglesucces. Der ses hvert år adskillige ungefamilier i Nymindestrømmen og på de dybere dele af Tippergrundene, men der kan ikke skelnes mellem Tippernes egne og naboområdernes ynglepar.

Udover på Tipperne optælles bestanden af Toppet Lappedykker på en række fugleøer i Ringkøbing Fjord ved redeeftersøgninger med. og ult. maj. Det er dog kun en mindre del af fjordens bestand, der bliver optalt, da der er mere end 100 km udekkeede rørbevoksede kystbræmmer rundt om fjorden. Allerede omkring 1930 var Toppet Lappedykker en almindelig ynglefugl på egnede lokaliteter i fjorden (Tåning 1936). I 1932 var der 20-30 par på Klægbanken (Tåning l.c.) svarende til, hvad der fandtes i første halvdel af 1980'erne (Thorup 1988). Bestanden i fjorden har måske ikke ændret sig nævneværdigt i undersøgelsesperioden. I 1974-1976 fandtes dog 60-80 par lappedykkere på Klægbanken (Eskildsen 1977), og der er generelt i Danmark fundet en positiv korrelation mellem eutrofiering og lappedykkerbestand (bl.a. Asbirk & Dybbro 1978). Det er dog usikkert, om hele bestandsstigningen på Klægbanken 1974-1976 er reel, eller den delvist er et udtryk for en forbedret metodik. Redeoptyllingerne i maj ligger nemlig for tidligt til at dække arten optimalt; Gregersen (1974) fandt således 11 reder på Klægbanken ved en optælling 8. maj 1974, men 65 den 1. juni, og i 1977 fandtes kun 14 reder ved en optælling 14.-15. maj (Eskildsen 1977).

**Gravand *Tadorna tadorna***

Gravanden var en sjælden og uregelmæssig ynglefugl ved undersøgelsesperiodens start, og Tåning (1936) fandt den kun ynglende én gang i perioden 1928-1931. Gravande-bestanden var på dette tidspunkt helt i bund i Danmark på grund af forfølgelse, og arten blev totalfredet i 1931 (Møller 1978a).

Fra en gang i 1930'erne opbyggedes en mere stabil bestand på reservatet, og allerede i 1933 fandtes fire reder (Tipperdagbøger). Et overblik over bestandsudviklingen vanskeliggøres af metodiske problemer. Frem til 1953 optaltes yngleparrene ud fra tilstedeværende par i og ved de beboede grave (Lind 1957). Herved fandtes op til godt 60 par i 1940'erne, men antallet af fugle i gravene er dog langt større end det senere antal ynglende par, fordi en større portion ikke-ynglende hanner og par også færdes i disse grave (Lind l.c.). Da rederne er næsten umulige at optælle, fordi hovedparten ligger skjult et godt stykke under jorden (Bauer & Glutz von Blotzheim 1968), er det bedste udtryk for omfanget af ynglen i området forekomsten af ællingekuld.

I en række ynglesæsoner er antallet af registrerede ællingekuld angivet (Fig. 56). Tallene må betragtes som et minimum for, hvor mange der har været i området, da ællingekuldene i perioder optræder temmeligt skjult (pers. obs.).

Forekomsten af ællingekuld beskriver først og fremmest områdets anvendelighed som opvækstområde for ællingerne, og det er ikke nødvendigvis ensbetydende med områdets kvalitet som redested, da kuld både kan indvandre til og udvandre fra området. I figuren ses, at der efter en lang periode fra 1930'erne til 1970'erne med temmeligt sta-

bile forekomster på normalt 3-6 kuld pr år fandt en voldsom stigning sted igennem 1980'erne. Stigningen i antallet af ællingekuld har fundet sted samtidigt med en registreret mangedobling i forekomsten af dyndsnegle i de lavvandede områder på det østlige Tipperne (denne undersøgelse, Tab. 2). Dyndsnegle er Gravandens foretrukne fødeemne (Bauer & Glutz von Blotzheim 1968).

Der er ingen nyere opgørelser over den danske bestand. Den er formodentlig på mange tusind par, og Tipperbestanden på mellem 5 og 30 par er kun af marginal betydning for arten.

Lind (1957) har beskrevet Gravandens ynglefænologi på Tipperne 1929-1956. De første spor ved gravene sås normalt i starten af april. Æglægningen startede ca 10. april, men hovedparten af kuldene blev startet fra sidst i april til omkring 1. juni. Nyklækkede ællingekuld blev set fra de sidste dage i maj, men først efter 10. juni var de almindelige. De sidste ællinger sås i første halvdel af august (Lind l.c.). Denne fænologi svarer til, hvad der blev registreret på Tipperne 1983-1989 baseret på forekomsten af ællinger (Thorup 1990b).

Det er ikke muligt at vurdere ynglesuccessen, eller hvilken indflydelse rævebestanden har haft på Gravænderne, ud fra de foreliggende data.

**Ederfugl *Somateria mollissima***

Helt overraskende ynglede en Ederfugl på Tipperne i 1977, selv om større muslinger, artens hovedfødeemne (Joensen 1974, SOVON 1987), overhovedet ikke findes i området. 8. juni sås en hun gå på rede på Fuglepold, og 17. juni sås hunnen med 3 unger samme sted (Rønnest 1978). Herudover

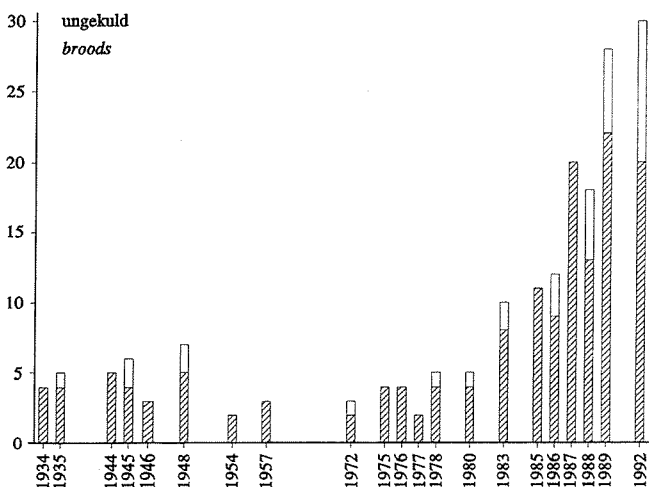


Fig. 56. Gravand. Maksimumantal af registrerede ællingekuld på Tipperne 1928-1992 (år med optællinger angivet på x-aksen). I år med usikkerhedsmargin er denne angivet med hvid søjle. Data fra Thorup 1990b, Tipperdagbøger og diverse ynglefuglerapporter.

*Shelduck. Maximum no. of observed broods on Tipperne 1928-1992 (seasons with counts are indicated on the x-axis). A possible margin is shown by a white bar.*

var der kun to forekomster af arten mellem januar og august dette år (Madsen 1978b), så parret har virkelig ynglet diskret.

### Toppet Skallesluger *Mergus serrator*

Der har ynglet en lille bestand af Toppet Skallesluger på Tipperne de fleste år i undersøgelsesperioden.

1928-1964 optaltes arten ved redefund. Toppet Skallesluger lægger æg fra midt i maj til midt i juli (Salomonsen 1968, Tipperdagbøger). 1972-1992 fandtes de fleste nyklækkede ællinger pri.-med. juli på Tipperne (diverse ynglefuglerapporter) svarende til fuldægning pri.-med. juni. En del reder var derfor næppe påbegyndt ved redeeftersøgningerne ult. maj – pri. juni (Fig. 6), og det reelle antal ynglepar må være større end angivet. I 1930'erne fandtes jævnlige op til 7-8 reder, i 1940'erne fandtes derimod kun få og i 1950'erne ingen reder (Tipperdagbøger).

Siden 1964 er bestanden vurderet ud fra tilstedeværende par gennem foråret og især ud fra antallet af ungekuld i juli-august. Redefund var helt sporadiske, og 1971-1992 fandtes således kun én rede (diverse ynglefuglerapporter).

En vurdering af antal ynglepar ud fra antal ællingekuld er forbundet med nogen usikkerhed. Kun par med klækningssucces bliver registreret, og antallet af registrerede ungekuld udgør således en ukendt procentdel af den samlede ynglebestand. Tipperne har udstrakte beskyttede vandflader med lavt vand og må være et velegnet opvækstområde for skalleslugerællinger, såfremt der er rigelig føde. Det er derfor ikke usandsynligt, at ugefamilier indvandrer fra polde i Nymindestrømmen og ved Haurvig. Desuden svømmer ællingekuld af og til sammen og bliver beskyttet af kun én hun, og hvis ællingerne er nogenlunde lige gamle, er det umuligt at se hvor mange oprindelige kuld, der er repræsenteret i det. Da de fleste kuld på Tipperne bliver registreret, mens ungerne er spæde og endnu ligger hos deres egen mor, er problemet dog ikke så stort ved bestandsvurderingen, som det f.eks. er det på flere østdanske lokaliteter (P. An-

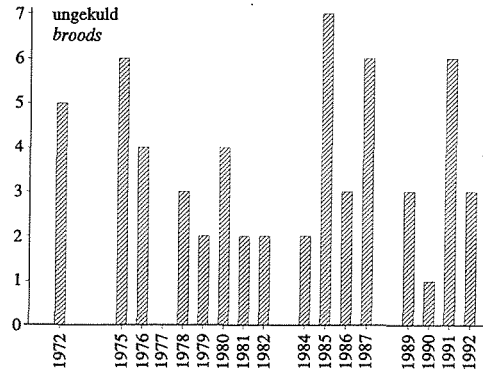


Fig. 57. Toppet Skallesluger. Registrerede ungekuld på Tipperne 1972-1992. Der er data fra 17 ynglesæsoner (angivet på x-aksen). Data fra diverse ynglefuglerapporter og Tipperdagbøger.

*Red-breasted Merganser. No. of observed broods on Tipperne 1972-1992. There are data from 17 breeding seasons (indicated on the x-axis).*

dersen-Harild pers. medd.). Usikkerhederne betyder, at der har været meget forskellige vurderinger af antal ynglepar ud fra forekomsten af ungekuld. Som yderpunkter anfører Møller (1979) 5-10 par i 1978 ud fra forekomsten af 2-3 ungekuld i juli-august og ingen redefund, mens alle ungekuld i juli-august 1983 tolkedes som tilsvømmere fra Nymindestrømmen (Jensen 1984, Mortensen 1984). Bestandsvurderingerne i ynglefuglerapporterne er således ikke sammenlignelige.

Antal ungekuld på Tipperne må betragtes som et mål for yngleproduktionen i et ikke nærmere defineret område omkring Tipperne (Fig. 57). I figuren ses store årlige udsving i antallet af ungekuld, men der er ikke nogle entydige tendenser til bestandsændringer. Før 1971 er der kun få optællinger af ungekuld.

Ud over forekomsterne af voksne fugle og ællinger i yngletiden er artens ynglebiologi på Tipperne stort set uundersøgt. Flere reder blev i 1930'erne præderet af ræv (Tipperdagbøger), og det er stort set de eneste angivelser om artens ynglesucces i området.

## Fugle i Tipperkrattet og på bygninger (antropogene arter)

En række ynglefugle på Tipperne er udelukkende tilknyttet bygningerne på reservatet og det plantede "Tipperkrat" umiddelbart nord for Tipperhuset.

I 1928 var der to bygninger på reservatet:

"Helmbankehuset", et lille hyrdehus på S. Rad, og "Tipperhuset", hvor observatørerne var bosat. Midt i 1950'erne byggedes det nuværende Tipperhus i tilknytning til det gamle. Midt i 1970'erne

byggedes yderligere en tilbygning ved Tipperhuset. Udover de to faste huse findes en materielplads med en arbejdsskurvogn på den sydlige del af reservatet ved Tippervejen.

Tipperkrattet er plantet en gang i 1930'erne med det hovedformål at tiltrække og koncentrere nattrækkende småfugle i dagtimerne, så de kunne ringmærkes. Første gang krattet nævnes (som buskads) er i 1932 (Tipperdagbøger). Tipperkrattet består i dag af nogle hundrede kvadratmeter med gamle træer af især gran *Picea*, eg *Quercus*, rødel *Alnus glutinosa* og hyld, desuden er der et krat af rykket rose *Rosa rugosa*.

#### **Tårnfalk** *Falco tinnunculus*

I efteråret 1972 opsattes fire redekasser til Tårnfalk, og de næste fire ynglesæsoner ynglede 1-2 par i disse, inden redekasserne igen blev pillet ned.

Herudover har Tårnfalken ikke ynglet i området. Arten er ikke hjemmehørende på åbne strandenge på grund af manglende redemuligheder, og da falkene i flere tilfælde er konstateret at kunne specialisere sig i fangst af vadefugle og deres unger (bl.a. Großkopf 1968, Watier & Fournier 1980, Hill 1986, Hage 1997), bør arten ikke kunstigt introduceres.

#### **Landsvale** *Hirundo rustica*

Landsvalen har ynglet på bygningerne på Tipperne i hele undersøgelsesperioden. Fra en lang række ynglesæsoner er der ikke opgivet noget bestandsstal. I årene 1928-1970 er der i år med bestandsangivelser registreret 1-4 ynglepar. 1971-1992 var der 1-14 med i gennemsnit ca 7 par.

#### **Bysvale** *Delichon urbica*

Bysvalen er fundet ynglende på Tipperne én gang, da en rede med 3 æg fandtes et så usædvanligt sted som i en pilebusk på Store Tipper den 28. maj 1979 (Eriksen 1983). Ynglen blev formodentlig hurtigt opgivet, da der ikke er yderligere angivelser fra dette år om parret (Nøhr 1981, Eriksen l.c.).

I en række ynglesæsoner i 1980'erne er et par Bysvaler set forsøge at bygge rede på Tipperhuset, men fuglene er hver gang forsvundet efter nogle få dage. Fuglene stammer måske fra en større Bysvale-koloni på Nordladen på Værnengene godt én km syd for reservatgrænsen, hvor der er registreret op til 82 ynglepar (S. Kjeldsen 1992).

#### **Blåmejse** *Parus caeruleus*

Blåmejsen har ynglet én gang på Tipperne, i en opsat redekasse i Tipperkrattet i 1986. Kuldet, der udrugedes i maj, blev til mindst 10 flyvefærdige unger (Thorup 1988).

#### **Solsort** *Turdus merula*

Uregelmæssigt har der ynglet et par i Tipperkrattet. Før 1970 er der angivelser af et ynglepar i 1957 og måske i 1968 (Tipperdagbøger), men Solsorten har evt. ynglet flere år, uden det er angivet. 1971-1992 har Solsorten ynglet i 1974, 1991 og 1992 (Møller udat., pers. obs.).

#### **Gulbug** *Hippolais icterina*

Et par Gulbuge er registreret ynglende i Tipperkrattet i seks sæsoner: 1971-1974, 1979 og 1981 og eventuelt også i 1982 (Møller udat., Thorup 1986). Udfløjne unger er set i 1971 og 1981 (Møller l.c., Mortensen 1983).

#### **Gærdesanger** *Sylvia curruca*

I seks ynglesæsoner, 1980-1984 og 1988, ynglede et par Gærdesangere i Tipperkrattet (Thorup 1986, Seeberg 1991). Udfløjne unger registreredes i 1980 og 1983 (Bolding et al. 1982, Mortensen 1984), de øvrige år var der ingen ynglebevis.

#### **Løvsanger** *Phylloscopus trochilus*

Et-to par Løvsangere ynglede i Tipperkrattet 1982. Mindst et par fik udfløjne unger (Mortensen 1982).

#### **Gransanger** *Phylloscopus collybita*

Et par ynglede i Tipperkrattet i 1990 og fik udfløjne unger (pers. obs.).

#### **Grå Fluesnapper** *Muscicapa striata*

Et par ynglede i Tipperkrattet i 1992 og fik mindst tre udfløjne unger (pers. obs.).

#### **Hvid Vipstjert** *Motacilla alba*

Hvid Vipstjert har formodentlig ynglet med enkelte par gennem det meste af undersøgelsesperioden, men data om arten er mangelfulde. De seneste 25 ynglesæsoner har arten ynglet i 1977 og 1979-1992 (Rønnest 1978, Thorup 1990b og pers. obs.) med op til tre ynglepar (1986-1988).

Hvid Vipstjert har ynglet i tilknytning til Tipperhuset, bl.a. i en ophængt redekasse, i Helmbankehuset, og flere år i træk i motorrummet på en traktor på materielpladsen. De fleste år ses udfløjne unger (pers. obs.).

#### **Stær** *Sturnus vulgaris*

Stæren har ynglet uregelmæssigt gennem hele undersøgelsesperioden i ophængte redekasser omkring Tipperhuset. Mest stabilt ynglede Stæren i 1930'erne, hvor op til 6 par ynglede (Tipperdagbøger).

## Tipperne som ynglested for engfugle

### Naturværdier på brakvandsstrandenge

Englandskabet er et kulturlandskab. Hvis ikke engene udsættes for regelmæssig slåning og/eller græsning, udvikler de i løbet af få år rørsump-karakterer, som det sås i perioden 1964-1973 på Tipperne (bl.a. Gravesen 1972, Møller 1975).

I Danmark er omfanget af naturlige landskaber meget begrænset, og mange af de små områder, der er tilbage, er truet af en stadig mere intensiv udnyttelse. I et overordnet naturbevaringsperspektiv er det derfor et vigtigt spørgsmål, om et kulturlandskab kan have så store naturværdier, at bevaringen af det har høj prioritet. Især fordi en bevarelse ofte kræver brug af store ressourcer.

Engene på Tipperhalvøen udgør et af de største tilbageværende områder af den landskabstype, der kaldes den baltiske strandeng. Dijkema (1990) har beskrevet denne særlige engtype, der er en brakvands-strandeng, og som findes omkring Østersøen og i de vestjyske fjorde. Den er karakteristisk ved at have udviklet forskelligartede halofytiske (salttålende) plantesamfund, på trods af den relativt svage saltpåvirkning engene udsættes for. Disse plantesamfund er udviklet under den forholdsvis lange historiske periode, hvor der har været græsning og høslæt på engene; denne periode er på mindst 500 år (Dijkema 1990), og i visse områder startede denne type landbrugskultur sandsynligvis for 2500-2700 år siden (Stig Jensen i foredrag).

Græsning (især af heste og kreaturer) og høslæt favoriserer den halofytiske vegetation; direkte ved at eliminere konkurrencen om lys fra højt voksende "ferske" planter som tagrør og indirekte ved at gøre jordlaget mere kompakt, hvad der hæmmer udvaskning af salt (Dijkema 1990). Ved ophør af græsning og høslæt udkonkurrerer vegetation som tagrør, høje græsser og buske den halofytiske vegetation (Gravesen 1972, Dijkema l.c.).

I dag er en stor del af de baltiske strandenge inddigede og afvandede, primært til landbrugsformål, mens driften af engene i den nordlige del af Østersøen i stort omfang er opgivet, og engene derfor er vokset til krat og mose. Hvis de forskellige halofytiske plantesamfund skal bevares, er det derfor nødvendigt, at de tilbageværende enge beskyttes.

Fuglene, der er tilknyttet engvegetationen på Tipperne og de øvrige baltiske strandenge, består næsten udelukkende af arter, der oprindeligt var ynglefugle i andre naturtyper og geografiske områder (Tab. 68).

Flere af arterne har livskraftige bestande i andre, nye naturlige habitater i Danmark og Østersøområdet. Det gælder Strandskade, Dobbeltbekkasin, Rødben, Engpiber og Gul Vipstjert.

To arter har tilpasset sig det mere intensivt udnyttede landbrugsland: Viben og Sanglærken. Vibens ynglesucces i de intensivt udnyttede områder er dog ofte så dårlig, at bestanden er afhængig af

Tab. 68. Geografiske områder og naturtyper, som de karakteristiske ynglefugle på brakvands-strandenge som på Tipperne oprindeligt vurderes at have været tilknyttet (bl.a. Glutz von Blotzheim et al. 1975, 1977).

*Geographical areas and habitats from where the typical breeding birds of brackish wet grasslands (as those on Tipperne) are supposed to originate.*

Art <i>Species</i>	Naturtype og område <i>Habitat and area</i>
Rødben <i>Redshank</i> Strandskade <i>Oystercatcher</i>	De laveste dele af saltvandsstrandengene, også i Danmark <i>The succession zone of salt marshes, also in Denmark</i>
Dobbeltbekkasin <i>Snipe</i> Engpiber <i>Meadow Pipit</i> Gul Vipstjert <i>Yellow Wagtail</i>	Mose- og sumpområder samt overdrev, også i Danmark <i>Bogs, swamps and marshes; natural grasslands, also in Denmark</i>
Skeand <i>Shoveler</i> Vibe <i>Lapwing</i> Stor Kobbersneppe <i>Black-tailed Godwit</i> Klyde <i>Avocet</i> Sanglærke <i>Skylark</i>	Primært vådområder på steppe og saltsteppe i den sydøstlige og sydlige del af Europa <i>Primarily grasslands and wetlands in steppe and salt-steppe areas in southern and south-eastern Europe</i>
Spidsand <i>Pintail</i> Almindelig Ryle <i>Dunlin</i> Brushane <i>Ruff</i>	Tundraområder i arktiske og højboreale områder <i>Arctic and subarctic tundra</i>

immigration fra de mere ekstensivt udnyttede strandengsområder (f.eks. Ettrup & Bak 1985).

Spidsand, Skeand, Stor Kobbersnepe, Almindelig Ryle og Brushane er helt afhængige af græssede eller slåede strandenge for at have ynglebestande i Danmark og Østersø-området. Dette gælder måske også Viben.

Almindelig Ryle har tilpasset sig ynglen på strandengene, ved at bestanden har udviklet en særlig ynglefænologi og formodentlig også et særligt træk mønster (Jönsson 1986), og den "baltiske ryle" synes i dag at udgøre en distinkt bestand.

De naturlige habitater for Stor Kobbersnepe er forsvundet i størstedelen af dens europæiske udbredelsesområde, og denne art er derfor også helt afhængig af kulturskabte enge.

De baltiske strandenge er derfor vigtige for bevarelsen af biodiversitet for planter og fugle. Disse brakvandsenge har herudover stor evolutionær interesse, både hvad angår plantesamfundene (Dijkema 1990), og hvad angår udviklingen af den isolerede baltiske rylebestand (A. Baker pers. medd.).

## Strandenskvaliteter på Tipperne

De fuglearter, der i dag er engfugle, er altså afhængige af en eller anden form for landbrugsmæssig drift for at få tilfredsstillet deres krav til ynglehabitat. Engfuglene har både en minimumsgrænse for omfanget af landbrugsdrift og en maksimumsgrænse for, hvor intensiv en drift de kan tolerere, for at kunne yngle med succes.

Beintema (1986a, 1995) undersøgte disse tolerancegrænser for en række vadefuglearter på hollandske enge ved at sammenholde forekomst og ynglesucces med omfanget af landbrugsdrift (Fig. 58). Ved at sammenligne rylens krav på Tipperne med kravene hos Stor Kobbersnepe og Brushane er tolerancegrænserne ligeledes fundet for denne art (denne undersøgelse; Fig. 58). Da alle vadefuglearterne i figuren yngler på Tipperne i dag, må intensiteten af landbrugsdriften ligge et sted indenfor arternes overlappning.

Med undtagelse af Strandskaden øverst og Dobbeltbekkasinen nederst i Fig. 58 huser reservatet mindst én procent af den samlede danske bestand af disse vadefugle (Tab. 69). De to arter med den mindste tolerance i Fig. 58, Almindelig Ryle og Brushane, har hhv. ca 20% og ca 40% af sin samlede danske bestand på Tipperne, mens over 20% af den danske bestand af Stor Kobbersnepe yngler her. Området er altså af afgørende betydning for de mest sårbare strandengsfugle. For to arter, Klyde og Almindelig Ryle, er Tipperne af international betydning som yngleområde (Tab. 69).

Spidsand og Skeand er også tilknyttet strandengen. Svømmeænderne har nogle ekstra krav i forhold til vadefuglene, f.eks. næringsrige, beskyttede vandområder til ællingernes opvækst, men groft set svarer Spidsandens krav til rylens, mens Skeandens krav ligner Brushanens.

Strandengsarealet på Tipperne udgør godt én procent af det samlede strandengsareal i Danmark, der er 35-40 000 ha (J. Jensen 1987). Engfuglenes yngletæthed på Tipperne er altså væsentligt over gennemsnittet på danske strandenge.

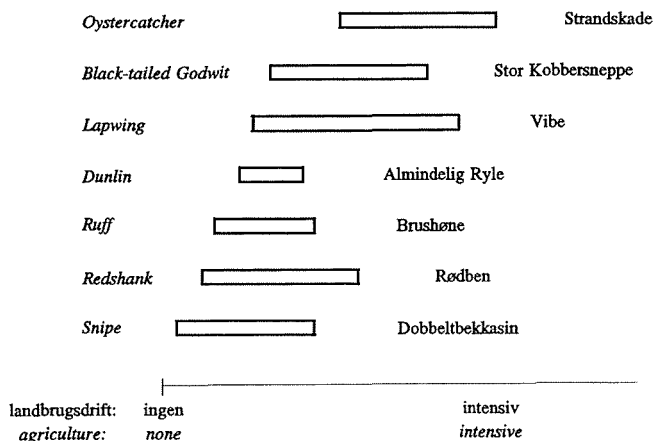
Fig. 58. De forskellige engvadefugles tolerance i forhold til intensiteten af landbrugsdriften på engene (i Danmark og Holland). På en skala af tiltagende intensitet af landbrugsdrift (kreaturgræsning, slåning, dræning og gødskning kombineret) er intervallet mellem artens minimale krav til landbrugsdrift og den maksimalt tolererede intensitet afbilledet.

Data for Almindelig Ryle fra Thorup (upubl.), for øvrige arter fra Beintema (1986a, 1991a).

*The tolerance by the different species of waders breeding on wet grasslands in relation to the intensity of agricultural practice in the breeding areas (in Denmark and the Netherlands). On a scale of increasing intensification of agriculture (grazing, mowing,*

*drainage and fertilization combined) the amplitude between the minimum level of agriculture needed and the maximum level tolerated is shown for the different species.*

*Data on Dunlin Thorup (unpubl.), all others from Beintema (1986a, 1991a).*





Kun få steder i Nordeuropa finder man i dag fugtige enge med rigelige vandfyldte fordybninger, og store flader med kort vegetation langt hen i rylernes ungeføringstid i juni. Foto: Jan Petersen.

Af Tab. 69 ses, at Tipperne aldrig før har haft så stor betydning for de ynglende engfugle som i dag, mens den relative betydning for de kolonirugende fugle som Klyde, måger og terner var væsentligt større i starten af undersøgelsesperioden.

I perioden med ophørt landbrugsdrift (1964-1972) faldt Tippeternes betydning for ynglende engfugle markant. I Fig. 58 har Tipperne i disse år billedligt talt befundet sig omkring venstrekanten af blokkene for de fleste vadefuglearter. I denne periode etablerede Dobbeltbekkasinen karakteristisk nok en god bestand i området.

I de følgende afsnit beskrives de forhold, der bestemmer fuglenes tolerancegrænser i forhold til landbrugsdriften.

### Ynglefuglene og landbrugsdriften på Tipperne

Kreaturgræsning medfører, at der dannes en heterogen engtype med kort græs i de laveliggende og fugtigste områder, mens kraftig vegetation udkonkurrerer de mere bløde græsser på de højreliggende arealer, fordi kreaturerne græsser selektivt. En udstrakt og åben engtype på højreliggende arealer opretholdes kun ved slåning (Mortensen 1986, denne undersøgelse).

### Kreaturgræsning

For nogle af engfuglene er slåning alene ikke tilstrækkeligt til at tilvejebringe en passende ynglehabitat. I den indre kystbræmme og i pander og loer bremser slåningen ikke vegetationsudviklingen tilstrækkeligt til, at ynglefuglene kan udnytte disse områder optimalt.

På Tipperne er det kun kreaturerne, der kan holde den indre kystbræmme åben og med lav vegetation. Den indre kystbræmme er den lavtliggende vegetation, der befinder sig lige indenfor den normalt vanddækkede ydre kystbræmme af tagrør og kogleaks. Den holdes fugtig af fjordvandet, også efter at sommerudtørringen har sænket grundvandsspejlet inde på selve engene. Denne zone er meget vigtig for de opvoksende unger af Rødben og Vibe og især i tørre forår også for unger af Almindelig Ryle og Stor Kobbersneppe.

Efterhånden som pander og loer tørrer ud i løbet af foråret og sommeren, vokser bunden til med kraftig vegetation. Denne friske vegetation er attraktiv for græssende kreaturer og bliver holdt helt nede ved græsning sommer og efterår, så pander og loer næste forår igen ligger næsten vegetationsløse. Dette er afgørende for de opvoksende unger af Almindelig Ryle, der stort set udelukkende fouragerer i disse udtørrende og udtørrede pan-

150 *Ynglefugle på Tipperne*

Tab. 69. Tippernes betydning for en række arters totale danske ynglebestande i tre perioder 1) 1928-1931, hvor der var en ret intensiv landbrugsdrift uden for fuglenes yngletid, 2) 1970-1972, hvor landbrugsdriften havde været ophørt i en årrække, og engene var groet til og 3) 1989-1992, hvor en relativt intensiv landbrugsdrift er lagt i temmeligt faste rammer for at minimere den negative indflydelse på fuglenes ynglesucces.

Medtaget i tabellen er arter, hvor Tipperne er en af de 20 bedste lokaliteter i Danmark, eller hvor mere end 1% af den samlede danske bestand yngler på Tipperne. Det er angivet, hvis Tipperbestanden udgør mere end 1% af den totale population (for Klyden den vesteuropæiske bestand, for Almindelig Ryle den samlede bestand af "baltisk ryle").

	Mindst 1% af population <i>At least 1% of population</i>	Mindst 1% af danske ynglebestand <i>At least 1% of Danish population</i>	Tipperne en af de 20 bedste lokaliteter i Danmark for arten <i>Tipperne one of the 20 best sites in Denmark for the species</i>
<b>1928-1931</b>			
<b>Engfugle <i>Grassland birds</i></b>			
Spidsand <i>Pintail</i>		+	+
Almindelig Ryle <i>Dunlin</i>		+	+
Stor Kobbersneppe <i>Black-tailed Godwit</i>		+	+
Brushøne <i>Ruff</i>		+	+
Klyde <i>Avocet</i>	+	40-50%	+
<b>Måger og terner <i>Gulls and terns</i></b>			
Stormmåge <i>Common Gull</i>		1%	
Sanderterne <i>Gull-billed Tern</i>		5-8%	+
Splitterne <i>Sandwich Tern</i>		6-8%	+
Fjordterne <i>Common Tern</i>		+(?)	+(?)
Havterne <i>Arctic Tern</i>		+	+
<b>1970-1972</b>			
<b>Engfugle <i>Grassland birds</i></b>			
Atlingand <i>Garganey</i>		5-8%	+
Skeand <i>Shoveler</i>		1-2%	
Stor Kobbersneppe <i>Black-tailed Godwit</i>		10-12%	+
Almindelig Ryle <i>Dunlin</i>		ca 1%	
Brushøne <i>Ruff</i>		ca 10%	+
Klyde <i>Avocet</i>		1-2%	+
Gul Vipstjert <i>Yellow Wagtail (ssp. flava)</i>			+
<b>Rørskovsfugle <i>Birds in reedbeds</i></b>			
Vandrikse <i>Water Rail</i>			+(?)
Sivsanger <i>Sedge Warbler</i>			+
<b>1989-1992</b>			
<b>Engfugle <i>Grassland birds</i></b>			
Knarand <i>Gadwall</i>		2-3%	
Atlingand <i>Garganey</i>		2-4%	+
Spidsand <i>Pintail</i>		10-15%	+
Skeand <i>Shoveler</i>		3-4%	+
Vibe <i>Lapwing</i>		ca 1%	+
Stor Kobbersneppe <i>Black-tailed Godwit</i>		22-25%	+
Almindelig Ryle <i>Dunlin</i>	6-8%	17-20%	+
Brushøne <i>Ruff</i>		ca 40%	+
Klyde <i>Avocet</i>	2-2,5%	10-15%	+
Rødben <i>Redshank</i>		ca 6%	+
Gulhovedet Gul Vipstjert			
<i>Yellow Wagtail (ssp. flavissima)</i>		+	+
Gul Vipstjert <i>Yellow Wagtail (ssp. flava)</i>		+(?)	+
<b>Måger og terner <i>Gulls and terns</i></b>			
Havterne <i>Arctic Tern</i>		1-1,5%	
<b>Rørskovsfugle <i>Birds in reedbeds</i></b>			
Vandrikse <i>Water Rail</i>			+(?)
Savisanger <i>Savi's Warbler</i>			+(?)
Sivsanger <i>Sedge Warbler</i>			+
Skægmejse <i>Bearded Tit</i>			+



← Tab. 69. The importance of the breeding populations at Tipperne in a Danish and international context in three periods: 1) 1928-1931, with an intense agricultural practice outside the breeding season, 2) 1970-1972, in a period with no grazing nor mowing and 3) 1989-1992 when a rather strict agricultural management of the area attempts to minimize negative impact on the birds' breeding success.

The table shows species where Tipperne holds at least 1% of the total Danish population, and where Tipperne is one of the 20 best sites for the species in Denmark, and it is indicated when Tipperne holds at least 1% of an entire population (the West European population of the Avocet, the Baltic population of the Dunlin).

der og loer (denne undersøgelse) og muligvis også for de små unger af Brushane.

Viben profiterer også af kreaturgræsningen ved, at ungerne i perioder i stort omfang lever af invertebrater tilknyttet komøg (Beintema et al. 1991).

Kun Dobbeltbekkasinen i den ene ende af toleranceskalaen (og måske også Brushanen) og Strandskaden i den anden (Fig. 58) synes ikke at være afhængig af kreaturgræsningen. Deres habitatkrav tilfredsstilles tilsyneladende lige så godt på enge, hvor vegetationen udelukkende holdes nede ved slåning efter yngletiden.

Afhængigheden af kreaturgræsning er altså med til at forklare, hvorfor flere engfugles tolerancegrænse (Fig. 58) starter et stykke over punktet for "ingen drift". Men også den øvre tolerancegrænse har en tilknytning til kreaturgræsningen. Beintema & Müskens (1987) fandt i en analyse af hollandske vadefugles ynglesucces, at kreaturer nedtrampede vadefuglereder i stort omfang. Nedtrampningsraten var udelukkende afhængig af kreaturtype og antal kreaturer pr arealenhed, ikke

af mere lokale forhold eller af fennestørrelse. På Tipperne er nedtrampningen undersøgt tilsvarende for Almindelig Ryle (Thorup 1996; Tab. 31). Ved begge undersøgelser er menneskelig påvirkning af nedtrampningen undgået, bl.a. ved at fenerne ikke besørgtes, når der var kreaturer, og ved at redemarkeringerne placeredes neutralt, f.eks. i vand, så disse ikke lokkede kreaturerne til redestedet.

Af nedtrampningsraterne (Tab. 70) ses, at Strandskade og Vibe i et vist omfang er i stand til at lede kreaturerne væk fra reden, mens arter som Stor Kobbersneppe, Almindelig Ryle og Rødben har sammenfaldende nedtrampningsrater, hvad der må udlægges som, at disse arter stort set må være passive over for kreaturer, der nærmer sig, og sandsynligvis bare flyver diskret væk. Rødben har måske en begrænset mulighed for at afvise kreaturerne ved reden, da artens nedtrampningsrate er en lille smule lavere. Brushanen har samme diskrete opførsel overfor kreaturer som kobbersneppen og rylene (pers. obs.), og dens nedtrampningsrate må antages at være på et tilsvarende niveau.

Ud fra den gennemsnitlige daglige nedtramp-

Tab. 70. Omfang af den daglige kreaturnedtrampning (%) af reder med æg i kreaturfennen på Tipperne i to perioder: 1) Ved to-fenneskift, som det blev praktiseret 1976-1986 (eks.: 1980: 500 kreaturer; Bolding et al. 1982). 2) Ved tre-fenneskift, som det er praktiseret siden 1987 (eks.: 1993: 475 kreaturer; som beskrevet i aktuel forvaltningsforskrift for Tipperne).

Forventet daglig nedtrampningsprocent er vist i begge fener ved to-fenneskift og for de to først benyttede fener ved tre-fenneskift. Nedtrampningsdata fra Beintema & Müskens (1987; Strandskade, Vibe, Stor Kobbersneppe og Rødben) og denne undersøgelse (Almindelig Ryle; Tab. 31).

Expected daily trampling rates (%) of nests with eggs on Tipperne from two periods with different grazing schemes: 1) By a two-field shift as practiced 1976-1986 (shown: 1980 with 500 cattle); 2) By a three-field shift, as practiced since 1987 (shown: 1993 management plan with 475 cattle).

Trampling data from Beintema & Müskens (1987; Oystercatcher, Lapwing, Godwit and Redshank) and this study (Dunlin; Tab. 31). Field no. 3 excluded at the three-field shift, because cattle are mainly present here after the incubation period.

	Tre-fenne skift <i>Three field shift</i>		To-fenne skift <i>Two-field shift</i>	
	Fenne <i>Field 1</i> 2,3 dyr <i>cattle ha</i> <sup>-1</sup>	Fenne <i>Field 2</i> 4,0 dyr <i>cattle ha</i> <sup>-1</sup>	Fenne <i>Field 1</i> 2,4 dyr <i>cattle ha</i> <sup>-1</sup>	Fenne/ <i>Field 2</i> 1,7 dyr <i>cattle ha</i> <sup>-1</sup>
Strandskade <i>Oystercatcher</i>	2,1	3,6	2,2	1,5
Vibe <i>Lapwing</i>	3,7	6,4	3,8	2,7
Almindelig Ryle <i>Dunlin</i>	9,3	16,2	9,7	6,9
Stor Kobbersneppe				
<i>Black-tailed Godwit</i>	9,2	16,0	9,6	6,8
Rødben <i>Redshank</i>	8,3	14,4	8,7	6,1

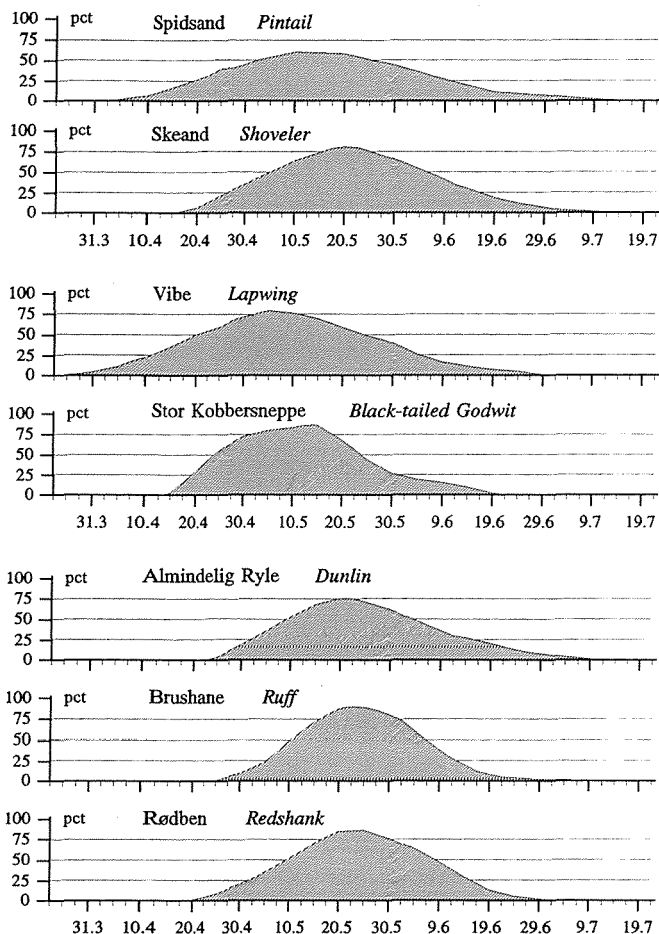


Fig. 59. Engfuglenes ægtid. Andelen af reder med æg i forhold til det totale antal påbegyndte reder på en sæson i 2½-dages perioder for de vigtigste engfuglearter på Tipperne.

Tippernes ynglefænologi 1985-1992 (denne undersøgelse). Æglægningsperiode og rugetid efter Großkopf (1959, 1968, 1970), Lind (1961), Bauer & Glutz von Blotzheim (1968), Cramp & Simmons (1983), Scheufler & Stiefel (1985), Jönsson (1988) og pers. obs.

*Egg-period of the meadowbirds. The percentage of the total number of initiated nests containing eggs in 2½-day periods for the most important meadowbirds on Tipperne. Based on the phenology on Tipperne 1985-1992 (this study).*

ningsrate ved forskellige kreaturtætheder kan den forventede nedtrampning af reder beregnes (Tab. 73) ved inddragelse af 1) arternes ynglefænologi (tidsrummet for reder med æg, Fig. 59), 2) kreaturterminerne i de enkelte fenner (Tab. 71) og 3) fordelingen af ynglepår i de enkelte fenner (Tab. 72).

I Tab. 73 ses, at arterne med den laveste øverste tolerancegrænse i Fig. 58 er mest sårbare over for nedtrampning af reder. Det er derfor også disse arter, der rammes mest ved en intensivisering af driften (tidligere udsætning af kreaturerne og tidligere fenneskift).

Selv i et naturreservat som Tipperne er kreatur-nedtrampning en afgørende faktor for, i hvilket omfang arter som Rødben, Brushane og Almindelig Ryle er i stand til at yngle succesfyldt (Tab. 73). Således forventes mellem 30 og 40% af rederne af Rødben, Brushane og Almindelig Ryle og næsten 20% af rederne af Stor Kobbersneppe at være blevet nedtrampet ved kreaturdriften på Tipperne tid-

ligere (1976-1983) (Tab. 73). Dette kan forklare, at den voldsomme nedgang i antal kreaturer fra 1984 og opdelingen i tre fener fra 1987 har betydet en mangedobling af bestandene af de tre første arter og en fordobling af kobbersneppe-bestanden.

Ved tre-fenne skift og 15. juni som flyttedato fra vestfennen er nedtrampningen begrænset væsentligt, selvom kreaturantallet er steget igen de seneste år. Det største problem i dag udgør en kombination af for tidlig udsætning i vestfennen og langsom græsvækst. I det dårlige vækstår 1991 forekom igen nedtrampningsrater på mere end 30% for de tre mest sårbare arter ("Dårlig græsvækst" i Tab. 73).

Selv med de nuværende forvaltningsforskrifter må det dog forventes, at mere end 20% af Tippernes Brushane- og ryle-reder bliver nedtrampet af kreaturer. Disse værdier kunne begrænses med en fjerdedel ved senere udsætning i vestfennen (26. maj i stedet for 17. maj; "Forsenet" i Tab. 73), men en vis nedtrampning af disse arters reder kan næp-

Tab. 71. Forskellige kreaturterminer på Tipperne. Fennernes udstrækning er beskrevet ved Tab. 72.

"Ideel": en ideel termin for sent ynglende vadefugle, men urealistisk i dag, da kreaturejeres ønsker ikke imødekommes.

"Forsenet": et kompromis mellem hensynet til ynglefuglene og ønsket om optimal græsning.

"Management 1993": terminerne som planlagt i forvaltningsforskrifterne for 1993

"Dårlig græsvækst": nødtvungne terminer i kølige og/eller våde forår under de nuværende forvaltningsforskrifter, fordi græsproduktionen i fenerne sådanne år er for ringe til at de planlagte terminer kan opretholdes (set f. eks. i 1991).

"Tidligere": terminerne, som de sås før 1987, da her var to-fenneskift (som f. eks. i 1980).

*Different grazing schemes on Tipperne: "Ideel" is the optimal scheme to the late breeding waders, but is probably unrealistic as long as Tipperne is grazed by privately owned cattle. "Forsenet" is a compromise between consideration for the late breeding waders and optimal cattle grazing, so far not used. The other schemes have all been used in the area: "Management 1993" is the scheme decided in the management plan for 1993, and is similar to the scheme used in recent years, "Dårlig græsvækst" is a scheme that may be forced by bad weather and bad vegetation growth using the present management plan (eg in 1991) and "Tidligere" is the scheme from before 1987, with a two-field shifting system (eg in 1980).*

	Vest-fenne Field no. 1	Sydøst-fenne Field no. 2	Nordøst-fenne Field no. 3	Øst-fenne Field no. 2 (before 1987)
Ideel	31.5 - 19.6	19.6 - 3.7	3.7 -	-
Forsenet	26.5 - 15.6	15.6 - 26.6	26.6 -	-
Management 1993	17.5 - 15.6	15.6 - 26.6	26.6 -	-
Dårlig græsvækst	14.5 - 31.5	31.5 - 11.6	11.6 -	-
Tidligere	10.5 - 3.6	-	-	3.6 - juli

Tab. 72. Ynglefuglenes fordeling (par) i kreaturfennerne på Tipperne 1986-1989 (Thorup 1988, 1990a,b, Seeberg 1991); "vest-fennen" er engene vest for Tippervejen, "sydøst-fennen" er den sydlige del af Ø. Rad, Adams/Tipperpold og de centrale dele af Oprøden, mens "nordøst-fennen" er resten af Ø. Rad, N. Rad, Fuglepold og Anholt.

Før 1987 opdelttes engene kun i to fener, hhv. vest og øst for Tippervejen.

*No. of breeding pairs 1986-1989 in the three fields presently grazed (see Fig. 1 for a map with local names).*

*"Field no. 1: west of Tippervejen: Rødsandshage, V. Rad and S. Rad. "Field no. 2": southern Ø. Rad, Adams/Tipperpold and central parts of Oprøden. "Field no. 3": central and northern Ø. Rad, N. Rad, Fuglepold and Anholt.*

*Before 1987 the area was divided into two fields, only: west and east of Tippervejen.*

	Vest-fenne Field no. 1	Sydøst-fenne Field no. 2	Nordøst-fenne Field no. 3	Uden for kreaturfenner Areas not grazed
Skeand Shoveler	18	7	13	2
Spidsand Pintail	4	4	12	1
Klyde Avocet	10	20	300	125
Vibe Lapwing	65	45	100	1
Stor Kobbersnepe Black-tailed Godwit	35	50	110	3
Almindelig Ryle Dunlin	35	41	75	0
Rødben Redshank	90	135	350	15
Brushane (ynglende ♀♀) Ruff (breeding ♀♀)	60	50	140	4

Tab. 73. Kreaturnedtrampningen på Tipperne. Andelen (%) af påbegyndte reder, der forventes gå tabt ved nedtrampning ved forskellige kreaturterminer. Ang. terminerne, se Tab. 71.

*Trampling on Tipperne. The expected percentage of initiated clutches trampled during different grazing schemes. Concerning the grazing schemes: see Tab. 71.*

	Management 1993 nedtrampet trampled	Forsenet nedtrampet trampled	Dårlig græsvækst nedtrampet trampled	Tidligere nedtrampet trampled
Vibe Lapwing	9	5	12	15
Stor Kobbersnepe Black-tailed Godwit	9	4	16	19
Rødben Redshank	15	12	31	33
Brushane Ruff	21	16	34	37
Almindelig Ryle Dunlin	24	18	35	38

Tab. 74. Andel (%) af reder i de enkelte fenner, der kan forventes at blive nedtrampet ved forskellige kreaturterminer (Tab. 71), og antal par, der herved mister reden; ynglefuglene antages fordelt som i 1986-1989 (Tab. 72). *The expected percentage of nests trampled in fields on Tipperne with different grazing schedules (Tab. 71), and the number of pairs thus losing their nest (based on a breeding distribution as in 1986-1989; Tab. 72).*

	Vest-fenne <i>Field no. 1</i>		Sydøst-fenne <i>Field no. 2</i>		Nordøst-fenne <i>Field no. 3</i>	
	pct	par pairs	pct	par pairs	pct	par pairs
<b>Management 1993</b>						
<i>Vibe Lapwing</i>	26	17	4	2	0	0
Stor Kobbersnepe <i>Black-tailed Godwit</i>	45	16	3	1	0	0
Rødben <i>Redshank</i>	77	69	13	18	1	3
Brushane <i>Ruff</i>	80	48	8	4	1	2
Almindelig Ryle <i>Dunlin</i>	72	25	18	7	4	3
<b>Forsenet</b>						
<i>Vibe Lapwing</i>	14	9	4	2	0	0
Stor Kobbersnepe <i>Black-tailed Godwit</i>	20	7	3	1	0	0
Rødben <i>Redshank</i>	56	51	13	18	1	3
Brushane <i>Ruff</i>	58	35	8	4	1	2
Almindelig Ryle <i>Dunlin</i>	49	17	18	7	4	3
<b>Dårlig græsvækst</b>						
<i>Vibe Lapwing</i>	26	17	12	6	3	3
Stor Kobbersnepe <i>Black-tailed Godwit</i>	52	18	17	9	4	4
Rødben <i>Redshank</i>	66	59	54	73	15	52
Brushane <i>Ruff</i>	71	42	62	31	10	14
Almindelig Ryle <i>Dunlin</i>	61	21	44	18	18	14

pe undgås, hvis kreaturgræsningens fordele ønskes bibeholdt.

Nedtrampningen af reder er naturligvis størst i vestfennen, hvor kreaturerne udsættes midt i de fleste arters rugetid (Tab. 74). Ved de kreaturterminer, der er angivet i de aktuelle forvaltningsforskrifter for Tipperne, er det stort set kun i vestfennen, der nedtrampes reder i større omfang. Her må 70-80% af alle anlagte reder af Rødben, Brushane og Almindelig Ryle forventes at blive nedtrampet ("Management 1993" i Tab. 71 og 74). Omfanget af nedtrampningen i de østlige fenner er betydeligt mindre, i den nordøstlige fenne nærmest ubetydeligt. Kun i år, hvor flyttedatoen 15. juni ikke kan overholdes, bliver nedtrampning et større problem i de østlige fenner ("Dårlig græsvækst" Tab. 74).

Yderligere tre engtilknyttede fugle yngler i større bestande på Tipperne: Klyde, Spidsand og Skeand. For disse arter kendes nedtrampningsraten ikke. I Tab. 72 ses, at de fleste Klyder yngler i nordøstfennen eller på polde uden kreaturgræsning. Med den nuværende meget sene udsætning af kreaturer i nordøstfennen synes nedtrampningens betydning for Klyden at være minimal. For Spidsand og Skeand derimod er nedtrampning af reder måske af betydning. Begge arter har en lang yngleperiode (Fig. 59), og Skeanden yngler

med en stor andel af bestanden i udsætningsfennen. Selvom der ikke kendes præcise nedtrampningsrater for disse arter, viser hollandske undersøgelser dog, at Skeand-reder overlever bedre blandt kreaturer end vadefuglerederne (Musters et al. 1986).

Ud fra en samlet vurdering af græsningens og nedtrampningens betydning må det anbefales ud fra et fuglemæssigt synspunkt, at kreaturgræsningen fortsættes på Tipperne med et antal kreaturer på 400 eller mere, men at udsætningsdatoen vælges så sent i maj som muligt. En udsætning sent i maj vil sikre, at flyttedatoen til sydøstfennen 15. juni kan overholdes også i år med langsom græsvækst, og vil også kunne forbedre den nuværende begrænsede ungeproduktion i den vestlige fenne. Det er vigtigt, at kreaturterminer holdes så fast som muligt fra år til år, så de arter, der vælger yngleområde ud fra tidligere års ynglesucces, kan optimere deres yngleresultat (Groen 1993; se desuden Witt 1986 og Pulliam 1988 for diskussion).

### Høslæt/slåning

Som nævnt er slåning en forudsætning for, at de højereliggende dele af brakvandsengen er åben med en kort vegetation. Med mindre kreaturerne udpines, vil de græsse selektivt i de lavereliggende

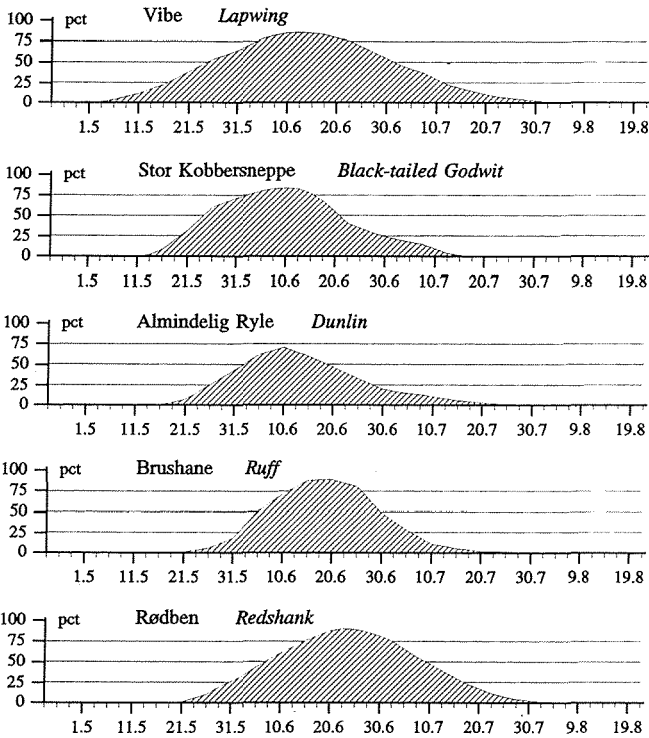


Fig. 60. Engfuglenes ungeføringsstid. Andelen af klækkede kuld, der endnu ikke har nået flyvefærdighed, opdelt på 2 1/2-dages perioder, hos fem af de vigtigste ynglende vadefuglearter på Tipperne.

Der er anvendt fænologi for klækkede reder på Tipperne 1985-1992 (denne undersøgelse). Periode fra klækning til flyvefærdighed på 37 dage for Vibe (Cramp & Simmons 1983), 28 dage for Stor Kobbersneppe (Cramp & Simmons l.c.), 31 dage for Rødben (Großkopf 1958), 20 dage for Almindelig Ryle (Cramp & Simmons l.c.) og 26 dage for Brushane (Andersen 1948).

*The rearing period of the meadow-birds. The percentage of hatched broods not yet fledged in 2 1/2-day periods for five of the most important waders breeding on meadows on Tipperne.*

*Based on the phenology of hatched nests on Tipperne 1985-1992 (this study). Fledging period: Lapwing 37 days, Black-tailed Godwit 28 days, Redshank 31 days, Dunlin 20 days and Ruff 26 days.*

de områder på den mere "bløde" vegetation, mens de højere liggende dele af engen vil vokse til med kraftig vegetation som lysesiv, kæruld og katte-skæg (Mortensen 1986, pers. obs.).

Idet bør slåningen først foretages, efter at vadefugleungerne på engen er blevet flyvefærdige. Men der ligger en konflikt i, at høet når sit højeste proteinindhold på et tidspunkt, hvor mange sent ynglende vadefugle endnu har ikke-flyvefærdige unger.

På Tipperne startes høsløttet normalt omkring 1. juli i den vestlige del af området og omkring 10. juli i de østlige dele. Sammenholdes disse datoer med ungetiden for fem af de ynglende vadefuglearter (Fig. 60) ses, at 1. juli er ca 80% af alle klækkede unger af Stor Kobbersneppe og Almindelig Ryle flyvefærdige, mens kun halvdelen af ungerne af Brushane og Vibe og kun ca 20% af Rødbenenes unger er flyvefærdige. 10. juli er ca 90% af de klækkede unger af Stor Kobbersneppe, Almindelig Ryle og Brushane blevet flyvedygtige, mens ca 70% af Vibe-ungerne og ca 55% af Rødben-ungerne er kommet så langt. På dette sene tidspunkt søger ungerne af Rødben og Vibe mod kystbræmmerne, og da de ikke slås, er de to arter ikke så sårbare. Unger af Brushane og ryle opholder sig derimod inde på engene i hele op-

vækstperioden, og de er derfor mere ømfindtlige overfor slåning i ungeføringsperioden. Unger af Stor Kobbersneppe i Holland synes at have en ret lav dødelighed i forbindelse med slåning (Beintema 1991d).

På grund af især kreaturnedtrampning er der de fleste år ikke mange sene ungefamilier i vestfennen, hvor slåningen normalt startes. Dog mister en forholdsvis stor del af vestfennens ryler deres rede sidst i maj eller først i juni pga. nedtrampning; de fleste lægger om og har derfor æg eller nyklækkede unger i starten af juli, hvor slåningen normalt finder sted. Af hensyn til ungerne af Brushane og Almindelig Ryle er slåning før 10.-15. juli derfor ikke ønskværdig.

Slåningens omfang er af afgørende betydning for hvor store dele af Tipperengene, der udnyttes som vadefugle- og Spidsande-yngleteræn. Slås sjældnere end hvert tredje år gror de højere liggende dele af engene til, og bliver da kun udnyttet af ynglende vadefugle i meget begrænset omfang (bl. a. Møller 1975, Mortensen 1986, denne undersøgelse).

Også Klyden yngler på de slæde enge i større antal. Ungerne føres til vadeflader og kystbræmmer få dage efter klækningen, og slåning efter 1. juli har næppe nogen indvirkning på ynglesuccesen hos denne art.

På Fuglepold yngler der mange Havterner og Hættemåger, og Sandternen er uregelmæssig ynglefugl. Ungerne af disse arter bliver fodret af forældrene gennem hele opvækstperioden, ofte i nærheden af det tidligere redested. Kun fænologien for Sandternen er undersøgt på Tipperne, mens det vides, at Hættemåge-reder på Fuglepold hyppigt klækker i de første 10 dage af juni, og Havterne-rederne klækker frem til midt i juni (Tåning 1936, denne undersøgelse). De fleste Sandternkuld startes mellem midten af maj og starten af juni, og med en rugetid på ca 23 dage er de fleste reder klækket i sidste uge af juni (Tåning 1944). Da ungerne har en opvækstperiode på tre (Havterne), fire (Sandterne) og fem uger (Hættemåge) (Salomonsen 1968), bør slåning i områder med måge- og ternekolonier ikke foregå før efter 15.-20. juli, og må evt. udsættes til ind i august, hvis der er Sandternere.

### Dræning og gødskning

Både dræning og gødskning foretages på enge for at øge græsvæksten. Mens dræning først og fremmest medfører en tidsmæssig forskydning af væksten, hvor græsset bliver i stand til at vokse tidligere og hurtigere, medfører gødskning en generel forøgelse af næringsmængden i jorden og dermed en øget vækst gennem hele vækstsæsonen (bl.a. Jensen et al. 1987).

Dræning har den indvirkning på engfuglenes mulighed for at yngle, at en tidligere udtørring af engen medfører begrænsede forekomster af tilgængelige fødeemner i ungeførsperioden. Det har særlig betydning for de arter, hvor ungerne selv søger sin føde i vegetationen inde på engen som hos f.eks. Almindelig Ryle, Brushane og Stor Kobbersneppe.

Flere vadefuglearter synes at kunne tilpasse sig tidligere græsvækst, og dermed også tidligere fremkomst af invertebrater i jordoverfladen, ved at starte ynglen tidligere (Beintema et al. 1985), og de store vadefuglearter, hvor ungerne allerede på klækningstidspunktet har ret lange, kraftige ben, (f.eks. Strandskade og Stor Kobbersneppe) er også i stand til i et vist omfang at føre ungerne frem til flyvefærdighed i kraftig vegetation.

De mindre vadefuglearter som Rødben, Brushane og Almindelig Ryle er derimod afhængige af, at der findes lav og åben vegetation langt hen i ungeførsperioden, og disse arter har ikke mulighed for at gennemføre ynglecycklus i veldrænede og gødskede områder. Hvor der findes kystbræmmer med vadeflader, har Rødbenene dog mulighed for at føre ungerne hertil tidligt i ungeperioden, mens Brushøns og ryler er knyttet til selve engen i

hele ungeførsperioden og derfor bliver hårdt ramt af hurtig vækst i vegetationen.

Gødskning har kun fundet sted på Tipperne som tilfældige, spredte forsøg (Jensen et al. 1987).

Overfladedræning finder derimod sted i et vist omfang. På tværs af Tipperengene findes et omfattende system af naturlige loer. Herudover er der gravet to afvandingsgrøfter langs Tippervejen. Med års mellemrum uddybes de største af de naturlige loer og vejgrøfterne, således i august 1972 (Møller 1978) og i vinteren 1985/86 (Thorup 1988). Formålet med uddybningen af loerne var primært at øge indstrømmingen af fjordvand til de indre dele af engene for at modvirke en forfærdning og forsuring af disse. 1972-udddybningen bevirkede dog først og fremmest en omfattende overfladedræning af engene, så de udtørrede væsentligt tidligere på foråret, hvad der var til stor skade for flere af de vigtigste ynglefuglearter, mens en saltpåvirkning ikke kunne registreres udenfor selve pande- og losystemerne (Møller 1978).

Udtørringen af engene forsøgte modvirket ved etablering af stigborde i de største losystemer. Disse er lukkede i ynglesæsonen og skal forhale forårs- og sommerudtørringen. Det har dog været vanskeligt at få stigbordene til at fungere efter hensigten i loerne, hvor vandet ofte baner sig vej uden om stigbordene. I flere ynglesæsoner er der registreret problemer; således virkede stigbordene f.eks. ikke i 1978 og 1980 (Møller 1979, Bolding et al. 1982), og flere stigborde har heller ikke fungeret de seneste ynglesæsoner (S. Kjeldsen pers. medd., pers. obs.).

Enkelte år benyttes de uddybede loer som drænkanaler for at undgå, at rigelig nedbør giver helbredsmæssige problemer for kreaturerne. Således blev der uledet vand fra pande/lo-systemerne til fjorden i maj-juni 1983 og maj 1986 (Mortensen 1984, Thorup 1988). Uddybning af losystemerne bør nok udelukkende foretages, hvis det er nødvendigt af hensyn til kreaturerne, i hvert fald så længe loerne ligger lavere end 35-40 cm over DNN, og fjordvandet således i forbindelse med vindstuvninger regelmæssigt kommer ind i pandesystemerne i de indre dele af engen. Ved nivellerings af Tipperengene i 1983 fandt Mortensen (1986), at alle Tippernes pande- og losystemer lå lavere end 40 cm over DNN.

Forvaltningen af Tipperne har haft som princip, at pleje og drift så vidt muligt skulle foretages med traditionelle driftsformer; det vil sige kreaturgræsning og høslæt (Mortensen 1986). Det er helt i overensstemmelse med Dijkemas (1990) anbefalinger til bevarelse af brakvandsenge.

Ind i mellem har der dog været anvendt andre



Slåning viste sig midt i 1980'erne at åbne større dele af engen for de ynglende engfugle. Slåningen er derfor af afgørende betydning for bevarelse af de store engfuglebestande. Foto: Erik Thomsen, Biofoto.

tiltag for at forsøge at stoppe en uønsket vegetationsudvikling. I 1978 blev et areal med katteskæg på V. Rad kalket og fræset i et forsøg på at gøre jordbunden mindre sur (Eriksen 1983). Nogen langtidseffekt har dette dog ikke haft (Mortensen 1986). Omkring Opgrøden er der i en årrække fræset omkring nogle af poldene for at hæmme landtilvæksten her. Det er svært at vurdere, om det har haft den ønskede effekt; fræsningen er i dag opgivet.

## Anden menneskelig indvirkning på miljøet

**Fjordens vandstand og saltholdighed.** Gennem årene er der sket en forfærsning og forsurening af de dele af engen, der ligger over kote 40-45 cm over DNN. For at modvirke dette og iøvrigt generelt forbedre vandkvaliteten i Ringkøbing Fjord, har der været ønsker om regelmæssige oversvømmelser i vinterhalvåret og om en stigning i saltholdigheden (bl.a. Mortensen 1986).

En evt. ændring af vegetationen pga. øget saltpåvirkning må anses som en fordel for de fleste engfugle. Men en forøgelse af saltholdigheden vil utvivlsomt få indflydelse på bestandene af invertebrater på vaden og i det lave vand på Tipperne. Bestandene af dansemyg vil blive begrænset (og det

indgår også som et af formålene med mere salt). Med færre dansemyg er det nærliggende at forvente, at bestandene af f.eks. svømmeænder og Brushane vil blive mindre. En "forbedring" af vandkvaliteten i Ringkøbing Fjord sker derfor muligvis på bekostning af store dele af den store Brushane-bestand på Tipperhalvøen, der i dag udgør halvdelen af den samlede danske bestand (denne undersøgelse).

Slusepraksis er de seneste år blevet administreret, så vandstanden i fjorden omkring Tipperne næsten stabilt gennem første halvdel af ynglesæsonen er så høj, at der ikke er tilgængelige vadeflader. Denne praksis forsinker tilsyneladende ynglestarten for arter som Rødben og Almindelig Ryle, der er afhængige af de næringsrige vadeflader. Da kreaturudsætning og slåning afgrænser ynglesæsonen i den anden ende, må en forsinkelse af ynglestarten anses som en trussel mod arternes mulighed for at producere tilstrækkeligt mange unger i området. Stabilt høje vandstande senere i yngletiden (i maj og juni) betyder stærkt forringede fourageringsmuligheder for især Klyde-unger, og forøger også risikoen for oversvømmelser af ynglepoldene rundt om Opgrøden og af selve Opgrøden ved nordlige vindretninger og vindstuvninger.

Ideelt burde vandstanden gennem hele yngletiden svinge regelmæssigt i intervallet ca 15-30 cm

over DNN, så området frembyder brugbare vade-flader for de ynglende vadefugle, uden at der sker en udthøring af vadefladerne og de kystnære eng-områder.

**Prædator-begrænsning.** Gennem hele undersøgelserperioden er de store rovpattedyr på Tipperne bekæmpet i varierende omfang. I hele perioden er rævebestanden bekæmpet, og i perioder har bekæmpelsen også omfattet ilder, grævling, hermelin og brud.

Frem til en gang i 1950'erne var Stormmågen områdets vigtigste prædator på ynglefuglene (Tåning 1936, Lind 1961). Først efter at hovedparten af Stormmågerne forsvandt, tiltog rovpattedyrens relative betydning, men endnu i dag har Stormmågen lokalt en væsentlig indflydelse på nogle arters ynglesucces, f.eks. for Almindelig Ryle og Brushane (Tab. 32) trods den diminutive ynglebestand.

Rævebestanden søges begrænset ved mindst én årlig rævejagt på reservatet, men denne jagt bliver år for år mindre effektiv, og det er i dag kun en meget lille del af bestanden, der berøres (E. Jacobsen pers. medd.).

Ræve har formodentlig hovedansvaret for Stormmåge-bestandens sammenbrud. For de territoriale vadefugle, der yngler skjult og spredt på engene, synes prædationstrykket at være blevet min-

dre og ynglesuccessen forbedret ved denne bortjagtning af Stormmågerne. Parallelt hermed er det i et område i Holland konstateret, at efter at ræve koloniserede et engområde og fordrev en stor Stormmåge-koloni, er vadefuglebestandene steget markant (R. Vogel pers. medd.).

Et argument for en fortsat rævebekæmpelse på Tipperne kunne være, at den kompenserer for en menneskeskabt, unaturlig høj vinteroverlevelse for rævene. Den omfattende jagt i det sydlige nabo-område Værnengene betyder nemlig, at der efter jagtsæsonen ligger et stort antal ådsler fra anskudte og ikke-opsamlede fugle spredt på Tipperhalvøen. Mere naturlige måder at begrænse rævebestanden og bestanden af de øvrige rovpattedyr på ville f.eks. være at ændre jagtformen på Værnengene, så der blev "produceret" færre kadavere, og ved at Tipperhalvøen hver vinter blev udsat for voldsomme oversvømmelser, der ville holde gnavebestandene, og dermed bestandene af rovpattedyr, langt nede.

I 1970'erne blev der eksperimenteret med opsætning af Tårnfalke-kasser på reservatet. Ynglende Tårnfalk må anses som et kunstigt element i et udstrakt, åbent engområde og kan medføre en uønsket overprædation af Klyde-unger (Watier & Fournier 1980, Hill 1986) og Rødben-unger (Großkopf 1968) samt af voksne ryler (Großkopf 1968, Hage 1997, pers. obs.).

## Tipperne som ynglested for kolonirugende måger og terner

Fra 1928 og frem til midt i 1940'erne var Tipperne et vigtigt yngleområde for måger og terner med store bestande af Hættemåge, Stormmåge, Sandterne, Splitterne, Fjordterne og Havterne.

På dette tidspunkt var der områder på Tipperne, der ikke regelmæssigt blev besøgt af rovpattedyr som især ræv. Dette ændrede sig i 1940'erne, og Splitterne og de fleste Hættemåger forsvandt. Omkring 1950 flyttede Sandterne og hovedparten af Stormmågerne til Poldene i Nymindestrømmen, mens Fjordterne forsvandt fra området. Også denne flytning var først og fremmest en reaktion på prædation. Med den opvoksende vegetation i 1950'erne forsvandt også Havternen som ynglefugl i større antal.

Opvæksten af småpolde mod øst, kanalgravningen ved Fuglepold og den årlige slåning af disse områder har genskabt gode yngleområder for Havternen. I år, hvor vandstanden i yngletiden ikke overstiger 30-35 cm over DNN, yngler små-

kolonier af Hættemåge også lokalt med rimelig ynglesucces.

Alle områder på Tipperne er i dag tilgængelige for prædatorer som ræv og hermelin. Afstand og vand betyder dog, at områder som Fuglepold og poldene omkring Opgrøden ikke opsøges særlig regelmæssigt, hvad der øjensynligt de fleste år er beskyttelse nok for Havterne.

Området må i dag siges at være uegnet for kolonier af sårbare arter som Splitterne, Stormmåge og større kolonier af Hættemåger. Ynglemuligheder for disse arter ville formodentlig kun kunne skabes ved konstruktion af en kunstig ø langt ude på vadepladen. Dette synes der ikke umiddelbart at være stort behov for, da sådanne yngleøer blev skabt mere eller mindre kunstigt andre steder i Ringkøbing Fjord allerede i sidste århundrede (Klægbanken, de fleste af Poldene i Nymindestrømmen). Med passende prædatorbekæmpelse på Klægbanken synes denne ø at kunne tilfreds-



stille de mere sårbare arters krav til ynglested.

En landbrugsmæssig drift, som den er tilrettelagt i dag, med årlig slåning af områder som Fuglepold og N. Rad og en meget sen udsætning af kreaturer i ternernes yngleområder, opfylder de vigtigste af Havternernes ynglekrav. En drift, der tager hovedhensyn til de vigtigste vadefuglearter som Almindelig Ryle, Brushane, Klyde og Stor Kobbersnepe, tilfredsstiller altså samtidig Havternernes behov.

## Fremtidig overvågning

Den ubrudte serie af ynglefugletællinger på Tipperne fra 1928 til i dag er et enestående materiale også i international sammenhæng. Optællingsmetodikken er ændret enkelte gange undervejs, men optællingsprocedurerne er så velbeskrevne, at det er muligt at vurdere de forskellige metoders dækningsgrad, og det er derfor muligt at sammenligne ynglefugletal fra hele perioden (denne undersøgelse).

Gennem alle årene har hovedformålet med ynglefuglearbejdet på Tipperne været at optælle ynglefuglene og kortlægge deres fordeling, mens der ikke har været nogen systematisk indsamling af andre ynglebiologiske data.

I første halvdel af dette århundrede var det stort set kun på de videnskabelige reservater som Græsholmen (Lyngs 1992) og Tipperne, at der regelmæssigt blev optalt ynglefugle i Danmark. I dag tælles der ynglefugle i mange danske naturområder, både i offentligt regi (især Miljøministeriet og amterne) og af private organisationer (især Dansk Ornitologisk Forening). Der er i de fleste tilfælde tale om ekstensive ynglefugletællinger, der kun kræver begrænsede arbejdsressourcer, og de er ofte uden en standardiseret optællingsmetodik og med et begrænset artsudvalg.

De letteste arter at optælle er dog ikke nødvendigvis de vigtigste arter at følge. Et områdes karakterfugle optræder ofte i så store tætheder, at det netop er disse indikatorarter, der er sværest og mest tidskrævende at følge bestandsudviklingen hos. Intensive ynglefugletællinger, som de finder sted på Miljøministeriets feltstationer som Vejlerne, Christiansø og Tipperne, giver mulighed for også at følge bestandssvingningerne hos nogle af de arter, der er svære at optælle, og hvor kvalificerede optællinger kræver standardisering og forbrug af et stort antal arbejdstimer.

Frem til 1970erne blev hovedvægten på Tip-

perne lagt på optælling af de engtilknyttede vandfugle (andefugle, vadefugle, måger og tern), i 1970erne blev vandhøns og småfugle inddraget, og siden 1983 er stort set alle arter undtaget Sanglærke, Engpiber og Rørspurv blevet optalt årligt.

Derimod er der sandsynligvis en modsætning mellem et godt yngleområde for Stormmåge og et godt yngleområde for vadefugle som Almindelig Ryle, Brushane og Rødben, som det er beskrevet i vadefugleafsnittet. En eventuel total udryddelse af alle de store rovpattedyr fra Tipperhalvøen, der utvivlsomt ville gavne arter som Hættemåge og Stormmåge, ville indirekte kunne betyde en formindsket ynglesucces og dermed en forringet overlevelsessevne for vadefuglene.

Den nuværende optællingsmetodik (Thorup 1988) dækker nogle arter i rugetiden (Strandskade, Klyde, Vibe, Stor Kobbersnepe, måger og tern), nogle arter lige før rugetiden (svømmeænder), mens nogle arter er så diskrete før og under rugningen, at de først kan findes og optælles efter klækningen (Almindelig Ryle, Rødben, Brushane og Gul Vipstjert). Da klækningssuccessen for ynglefuglene langt fra er 100%, er tallene for de arter, der kan optælles i rugetiden, langt tættere på det antal par, der reelt har ynglet i området, end tallene for de arter, der først kan optælles i ungeføringsperioden.

De tre vadefuglearter, der først kan optælles i ungeføringsperioden, udgør halvdelen af de arter, hvor Tipperne huser mere end fem procent af den danske ynglebestand (Tab. 69), og Almindelig Ryle er måske Tippernes vigtigste ynglefugl, da reservatet huser næsten ti procent af den samlede bestand af "Baltisk Ryle". En overvågning af disse arter kræver mere end kendskab til antallet af ungevarslenende par. Det er også nødvendigt at indsamle data om klækningssuccessen for at få en ide om, hvor mange ekstra ynglearter uden succes, der har været. En vis systematiseret redefinding og redefinding er således nødvendig for at følge bestandene.

De vigtigste arter at monitorere på Tipperne er dels de mest specialiserede og sårbare engfugle, hvor området huser en meget stor del af den danske bestand, dels karakteristiske arter for habitatet, hvor en overvågning giver vigtige informationer om artenes krav til habitat og deres følsomhed over for forhold som prædation og kreaturgræsning.

De vigtigste arter at monitorere på Tipperne er dels de mest specialiserede og sårbare engfugle, hvor området huser en meget stor del af den danske bestand, dels karakteristiske arter for habitatet, hvor en overvågning giver vigtige informationer om artenes krav til habitat og deres følsomhed over for forhold som prædation og kreaturgræsning.

Ud fra disse kriterier må de højst prioriterede arter være Almindelig Ryle og Klyde, hvor Tipperne har international betydning som yngleområde, Spidsand, Brushane og Stor Kobbersnepe, hvor Tipperne huser mellem 15 og 40% af den samlede danske bestand samt Skeand, Vibe, Rødben, Gøg, Sanglærke, Engpiber og Gul Vipstjert, der alle er karakteristiske strandengsfugle og yngler med gode bestande på Tipperne.

Disse arter kan dækkes ved følgende program: To fjernkortlægninger af Vibe og Stor Kobbersnepe i første halvdel af maj, optælling af Klydekolonierne i anden halvdel af maj og to gennemgange af engene i juni (én 1.-9. juni, én 10.-18. juni) med kortlægning af ungevarslede Almindelig Ryle, Rødben, Brushane og Gul Vipstjert. Tallene for Almindelig Ryle, Rødben og Brushane bør sammenholdes med resultater fra redekontroller, og der bør kontrolleres et antal reder svarende til mindst 10% af bestanden spredt på forskellige delområder. Herudover fås indekssværdier for Gøg, Sanglærke og Engpiber fra de standardiserede linietakseringer, der foretages hver femte dag, mens svømmeænderne kan optælles ved to gennemgange af området (én 21.-30. april, én 1.-10. maj).

De øvrige ynglefuglearter, hvor optællingen har lidt lavere prioritet, kan følges ved forholdsvis få supplerende tællinger. Strandskaden kan dækkes i forbindelse med Vibe-Kobbersnepe-kortlægningerne. En aftengennemgang i april og tidlige morgengennemgange med maj og med juni af de østlige rørskov og rørbræmme omkring kontrolområdet kan give et overblik over bestandene af Vandrikse, Savisanger, Rørsanger, Sivsanger og Skægmejse, og ternerne kan tælles ved Klyde-optællingerne.

Dette overvågningsprogram over Tippeternes ynglefugle kan udføres ved én fuldtidsansættelse i perioden 25. april til 18. juni. Ved andefuglegenemgangene og ved redefinding i Klydekolonierne inde på engene behøves dog hjælp fra yderligere en-tre observatører.

En forståelse af bestandssvingningerne hos engfuglene er også afhængig af, at der indsamles en række data af ikke-ornitologisk karakter. De vigtigste, der indsamles på Tipperne, er klimadata fra den meteorologiske målestation og systematiske data om vandstande og salinitet.

Siden 1987 er der indsamlet prøver fra faste stationer på Tippetvaden og på engene, hvor udviklingen i vadens og jordoverfladens invertebratfauna følges kvalitativt og kvantitativt. Disse prøver dækker hovedfødeemnerne for de fleste voksne ynglefugle på Tipperne, men det er dog en stor

mangel, at forekomsterne af invertebrater i de frie vandmasser i kystbræmme og i lo- og pandesy-stemmerne og smådyrfaunaen i vegetationen ikke følges. Disse smådyr er af afgørende betydning for vadefugleungerne og for både voksne og unger af svømmeænder, og en standardiseret overvågning af disse dyr er vigtig for forståelsen af bestandsudviklingen af forskellige ynglefugle. F.eks. ved ændringer i salinitetsforhold og af fjordens hydrografi vil en grundviden om forekomsterne af grupper som dansemyg og småinsekter i vegetationen være afgørende for at kunne forstå eventuelle bestandsændringer hos ynglefuglene.

Overvågningsprogrammet opgør først og fremmest antallet af ynglepar på reservatet. Bestandsudviklingen er dog ikke nødvendigvis et mål for, hvorvidt et område fungerer tilfredsstillende, dvs. at der produceres et antal unger, der er mere end tilstrækkelig til at balancere voksendødeligheden, eller om området har et underskud i ungeproduktionen, og en evt. stabil bestand altså er afhængig af fast immigration fra andre yngleområder (f.eks. Pulliam 1988). For at vide om Tipperne er "selvforsynende" for de enkelte arter, er det nødvendigt med flere ynglebiologiske data. Introduktionen af et standardiseret redekartotek i 1985 og indsamling siden af redata fra mellem 15 og 30% af det samlede antal vadefuglereder gør det muligt at vurdere klækningssuccessen i kreaturfrie felter for en del af de vigtigste arter (præsenteret i denne undersøgelse). Hvis områdets produktionsevne skal vurderes, er det dog nødvendigt også at indsamle viden om ungeoverlevelsen. Inden for overvågningsprogrammet er det kun muligt at registrere ungeproduktionen hos arter som Klyde, Knopsvane, Gravand og Toppet Skallesluger. Viden om ynglesuccessen hos de øvrige arter vil kræve, at der, f.eks. spredt over en længere årrække, blev gennemført flerårige ynglebiologiske undersøgelser af de enkelte arter.

Det må stærkt anbefales at videreføre det standardiserede ynglefuglearbejde på Tipperne på det nuværende niveau for at sikre kontinuiteten i den overvågning af ynglebestanden, som nu har fundet sted uafbrudt i 65 ynglesæsoner. Betydningen af disse overvågningsdata rækker langt ud over selve reservatet. De få danske feltstationers vigtige betydning i overvågningsbilledet er, at med den standardiserede indsamling af data frembringes et referencemateriale, uden hvilket mere målrettede og tidsbegrænsede undersøgelser kommer til at mangle den baggrundsviden, der er nødvendig for at forstå dynamikken i de forskellige habitater, for fuglenes vedkommende f.eks. årsvariationer og

reaktioner på bl.a. klima og driftsformer. Lange tidsserier af sammenlignelige data er desuden fundamentet, hvis eventuelle ændringer over længere perioder skal kunne registreres. Data fra Tipperne leverer ydermere information, der kan udnyttes i forståelsen og bevarelsen af yngleføremønstre i andre områder, hvor undersøgelsesniveauet er væsentligt lavere.

Det standardiserede overvågningsarbejde skal dog suppleres med forskning omkring fuglenes ynglebiologi, hvis de enkelte fugles præcise krav

til deres yngleområde skal kendes, og det f.eks. skal være muligt at registrere eventuelle forringelser i fuglenes levevilkår så tidligt, at beskyttelsesforanstaltninger skal kunne iværksættes i tide.

Mulighederne på Tipperne for ornitologiske undersøgelser er unikke og kunne ønskes udnyttet optimalt. Her ligger en feltstation midt i et af Europas bedste yngleområder, med en fuglefauna, der ikke synes særlig sårbar over for hensynsfulde forskningsaktiviteter, og hvor der findes et omfattende referencemateriale dækkende en lang årrække.

## Summary: The breeding birds on Tipperne 1928 - 1992

Tipperne (55°53' N, 08°12' E) is a nature reserve situated in a large brackish lagoon, Ringkøbing Fjord, in western Jylland, Denmark. The reserve covers some 700 hectares of land and about double that of low-water areas. The habitat is mainly brackish meadows (550 ha), reed swamps and dune areas. A map with local names used in the text is shown in Fig. 1.

The first reviews of the rich bird life of the area were published in the early years of this century. By then very high densities of meadow birds like Redshanks, Ruffs and Dunlins were found, and on the more remote islands there were good bird colonies with Avocets and Gull-billed Terns among others (Hedin 1904, Klinge 1910). During this century great changes took place in the reserve. 1910-1915 the fjord was directly connected to the North Sea causing heavy floodings of Tipperne with salt water even in the breeding season. Most meadow birds decreased to a very low level. In the twenties most populations were almost re-established.

In 1928 the reserve was established in its present form, and since then Tipperne has been managed during the breeding season of the birds, and the changes in the bird life and management were followed very closely. In the late twenties and the thirties a large colony of Common Gulls was established throughout the meadows causing increased predation pressure and decreasing meadow bird populations. Through the fifties most Common Gulls disappeared, meadow bird populations recovered to some extent, but gradual abandonment of agricultural use caused overgrowing, and in the sixties only few meadow birds were left (Tåning 1936, Møller 1975).

In 1973 a management plan was initiated with the aim to open up the area and to re-create the meadows. The first ten years the management was primarily grazing, and quite dense populations re-established in part of the reserve. From 1984 on extensive areas were mown, to compensate for difficulties in obtaining enough cattle, and the next five years the meadow bird populations virtually exploded, most surprisingly to the managers and researchers.

I started to work at Tipperne in the autumn of 1981, and since then I have spent 14 springs in the reserve. I

have experienced the fast increase of the breeding populations and was most fascinated by the dynamics in such a meadow bird community. It is therefore with great enthusiasm I have grabbed the chance to make this analysis of the changing bird populations in the ever changing Tipper landscape.

Through my work I have received invaluable support from a large number of interested people. Most of these are acknowledged on page 4 and 5. Here, I will just mention the inestimable assistance I have received from Hans Meltofte, who has helped to carry this project from its very beginning to the very end.

## The environment of the breeding birds of Tipperne

### Landscape and management

The Tipper peninsula is a dynamic country. The first formation of land took place around 1700 and Tipperne itself was created in particular after local peasants planted tufts on the huge sandflats present during the 19th century. In 1928 the land area of Tipperne was 485 ha, in 1990 it had increased to 695 ha. The major change during the study period was the creation of a 80 ha reed swamp in the eastern part of the reserve.

During the years 1928-1945 the utilization of the area was fairly constant, and the meadow vegetation did not change much. The entire area was mown annually once or twice for hay making in August-September followed by aftergrazing until November. Because of the intensive use in the latter part of the growth season, the vegetation was kept homogeneously short until late spring next year. After 1946 grazing and mowing gradually ceased because of general changes in agriculture, and at the beginning of the sixties the area was abandoned. During the next ten years the meadows turned into an early stage of moor, overgrown by reed and other luxuriant vegetation.

In 1973 a new management scheme was initiated. The aim was to re-establish short-grass meadow habitat in most of the area. Only a 58 ha control area left to natural succession in the dune parts of the northwest and

some 53 ha of reedbeds in the eastern part of Tipperne (Tab. 66) are outside the present management scheme (Fig. 3). In the seventies the management was dominated by grazing, from 1984 grazing was supplemented by extensive mowing (Fig. 3). Grazing opened up only part of the area to the breeding meadow birds, and not until the extensive mowing started in the eighties and nineties more or less all parts of the reserve turned into extensive short-grassed meadows.

### Salinity

Ringkøbing Fjord has been brackish since the mid 19th century apart from a salt water period 1910-1915. Since 1931 the water regime is regulated with a sluice by the North Sea. During the entire study period 1928-1992 the mean annual salinity of the waters around Tipperne constantly were between 4 and 10 per mille. But the seasonality changed during the years. Earlier the winter floodings were by water containing up to 10 per mille of salt, but in the seventies and eighties the water became almost fresh in winter, meaning that the vegetation was no longer affected by salt during winter floodings. Since 1987 an increase of the intake of salt water into the fjord was attempted (Fig. 2).

### Bird food – occurrence and accessibility

Most adult breeding waders feed on the mudflats whereas their chicks primarily feed in the meadow or in the coastal zone (Tab. 1).

Tab. 2 shows the occurrence of invertebrates on the mudflats in three sites: 1) a mudflat situated in water sufficiently deep to prevent predation by waders, 2) at a depth, where predation by waders only occurs irregularly and 3) in very low water, where predation by waders occurs almost every day. There are no tides in the area, but water levels are changed by wind speed and wind direction, with southerly winds producing extensive wind flats. Biomass decreased with increased predation by waders (Tab. 2); the decrease in biomass is solely because of a decrease in the occurrence of large *Nereis* worms. At the two sites predated by waders comparable old data exist. During the study period the invertebrate biomass doubled and the density multiplied (Tab. 2). In the same period a marked eutrofication took place in Ringkøbing Fjord.

The biomass of invertebrates in the soil of the meadows shows a high year-to-year variation, while no long term change can be identified. In summers following harsh winters the biomass was considerably lower than in summers following "normal" or mild winters (Tab. 3). The soil biomass is heavily dominated by oligochaets and tipulid larvae. Most wader chicks are not able to utilize invertebrates in the soil but feed on free living invertebrates in the vegetation. There are only limited data on the occurrence of these animals on Tipperne (Tab. 4). It is thus not possible to examine a possible effect on these invertebrates by the recent change in the salinity during floodings, the increased content of nutrients in the water, or the shifting management practices.

The accessibility of the invertebrates in the mudflats to waders depends on the general water level of the fjord (Tab. 5). The exact water level at a certain day depends very much on the wind, but on a seasonal basis the average water level is determined by the sluice management at the outflow of Ringkøbing Fjord into the North Sea.

Between 1979 and 1986 the conditions were almost optimal to waders in the breeding season, but since 1987 the sluice management has changed, mainly to increase the salt intake, and this change resulted in a marked deterioration of the feeding conditions of the waders (Fig. 4, Fig. 5).

Moist conditions on the meadows increase the accessibility of the food to the meadow birds. The Ringkøbing Fjord water level only influences the moistness in the coastal zone, the moistness of the meadows is dependent on regular precipitation.

### Predation

The population level of mammalian predators was fairly constant throughout the study period. One or two fox families bred annually in the reserve, and additionally stout, weasel, polecat, and badger regularly occur at Tipperne.

The Common Gull was the most important predator to the meadow birds from 1928 till at least the late fifties. A huge number of Common Gulls bred widespread on the meadows, and the researchers made frequent observations of gulls predated meadow bird eggs and chicks. Through the fifties and sixties most breeding Common Gulls disappeared (Fig. 42, Fig. 43), but a study in 1990-1992 showed directly as well as indirectly (Tab. 32) that even a few specialized individuals may perform a quite substantial predation on breeding meadow birds.

Common Gulls may be the most important predator species to meadow bird nests and chicks, but to colonial species foxes and other mammalian predators were the main predators. Substantial fox predation on the large tern and gull colonies was observed regularly in the thirties and forties and on some Avocet colonies throughout the study period.

### Disturbance due to human activities

The public have only limited access to the area, and only very locally visitors may have any impact on the distribution of the breeding birds.

Hay making takes place very late in the breeding season, and until then only few management activities take place.

Most disturbance of the birds in the reserve is due to monitoring and scientific studies. Possible impacts are regularly examined (e.g. Thorup 1995a), and activities which are suspected to reduce breeding opportunities are stopped.

Previous to 1979, intense wader hunting in the neighbouring areas in August resulted in a significant proportion of local raised young being killed. Nowadays, such wader hunting is ceased, and today local hunting scarcely has any effect on breeding populations, which it might have had earlier.

## Material and methods

### The surveys

Breeding populations of dabbling ducks, waders, gulls and terns on Tipperne were surveyed every year since 1928. Other species were not regularly counted.

Between 1928 and 1964 the breeding populations were basically counted by an intensive nest search between mid May and mid June (Fig. 6). 1965-1971 colonial birds were still counted by nest counts, whereas meadow birds were mapped, but not very systematically. In this period populations of most species were very small.

In 1972 a census manual was elaborated, and 1972-1985 breeding meadow birds were counted on mapping surveys carried out by walking through the area nine times between 20 April and 10 June. The species were counted in the incubation period, primarily (Møller *udat.*, Mortensen 1982).

To enable a better coverage of the fast increasing populations of only vaguely territorial species like Ruff, Dunlin, and Redshank, a new manual was elaborated in 1986. According to the new procedure Oystercatcher, Lapwing and Black-tailed Godwit were counted on two distant mappings 25 April to 15 May, dabbling ducks on two counts between 25 April and 8 May, and Dunlin, Redshank, Ruff, and Yellow Wagtail on one or two mapping surveys 5 to 17 June (Thorup 1988).

### Material

For this study maps from the counts 1929-1931, 1937-1939, 1950-1961, and 1963-1964 were procured. Additionally, tables with nest numbers, divided into subareas, were present, covering the period 1928-1970.

Since 1971 annual breeding bird reports have been worked out. These reports include maps of territories and nests of the main species and detailed information on the actual counts, breeding phenology, hatching success etc.

1928-1947 a large number of wader and gull chicks were ringed on Tipperne, and by the ringing their age was estimated. Dates, ringing sites, and estimated chick ages are listed in a ringing file.

In 1985 a nest file was initiated. Records on find date, clutch size, and status by controls are compiled in a standardized way (Thorup 1988).

### Treatment of material

The aim with this project is to document and analyse population changes on Tipperne and to estimate national and international importance of the area to different populations and species. To make population figures comparable, the coverage by the various census methods is examined. For this examination all available breeding biology parameters are included.

The breeding phenology of the main species on Tipperne (especially waders) can be determined by analysing extensive data from two periods. For the large number of wader chicks ringed 1928-1947 the starting date of each clutch may be stated by subtracting chick age and incubation and laying period from the ringing date. From the detailed nest files compiled 1985-1992 it

is possible to calculate the date of initiation on a large number of clutches, and by using the average nest survival in different periods it is even possible to transform the phenology of all nests into a phenology of successful nests, thus making the data from the two periods comparable.

For some species two population sizes are shown: the counted number of pairs, and an estimated population size when coverage is taken into account.

The national importance of Tipperne to most species or populations is estimated. In several cases the most recent published figure seems to be out-of-date or erroneous. In such cases a new Danish total is calculated based on recent survey data.

Since the establishment of the nest files in 1985 it has been possible to estimate hatching success fairly accurately. For a few species, there are some additional old data on hatching success. For data from the nest files the hatching success is calculated from average nest survival rates (according to the "Mayfield method"; Mayfield 1961, 1975). Additionally the "apparent hatching success" is shown to allow old data to be included and to allow comparisons with other studies in which hatching success is presented in this way exclusively.

## Species accounts

### Meadow birds

**Wigeon.** Wigeons are found on Tipperne throughout the summer but, so far, they have never bred in the area. Potentially, the Wigeon may establish a breeding population on Tipperne in the future as populations established in the Limfjord area and in the Danish Wadden Sea recently (Christensen 1990, J.P. Kjeldsen 1992).

**Gadwall.** The Gadwall is quite recently established as a breeding bird species in Denmark. The first Danish breeding records were from the island Klægbanken in Ringkøbing Fjord, where ornithologists from Tipperne found three nests in 1933. Gadwalls seem to have bred there since then. Possibly, the first breeding on Tipperne took place in 1975 and in 1979 breeding was proved as a female with chicks was seen.

The counts (Fig. 7) probably underestimate the population to a certain extent. The Tipperne population constitutes 2-3% and the Ringkøbing Fjord population some 10% of the Danish total, which is estimated to be 280-300 pairs in good breeding years (this study).

The year to year variation in breeding numbers is quite high. There is a statistically significant negative correlation between population size on Tipperne and the number of frost days in May in Denmark and a positive correlation between population size and precipitation on Tipperne. This supports the general picture that most Gadwalls are found in mild and wet springs.

**Common Teal.** A small population bred on Tipperne in the entire study period (Fig. 8), mainly in well vegetated areas like the lower parts of the control area or the drier parts of the reed beds. Probably, there were more pairs

breeding in 1965-1986 than before and after that period, which may reflect that extensive mowing is not tolerated by the species.

Wet meadows is only a marginal habitat to Common Teal in Denmark.

**Mallard.** In the thirties some twenty pairs bred on Tipperne, mainly in connection with colonies of Black-headed Gulls. When these colonies suffered from heavy fox predation and vanished in the late thirties even the Mallards more or less disappeared from the area (Fig. 8). The intensive utilization of the vegetation in the area until 1960 did not produce much suitable nesting habitat to a Mallard, but the abandonment during the sixties caused vegetation growth and a simultaneous growth of the Mallard population, though not detected before 1973, where 30-60 pairs were counted and 15 nests were found (Møller udat.).

The resumption of the grassland management in the mid sixties did not have a negative impact on the population size, and the population still increased slightly (Fig. 10). Today, most breeding pairs are found in the lower dune areas and in the drier part of the reed beds.

Mallards breeding at Loch Leven, Scotland and on Tipperne show a very similar breeding phenology (Tab. 6).

**Pintail.** During the first ten years of the study period the major part of the population of some 20 pairs disappeared from Tipperne. In that period the water level in Ringkøbing Fjord was kept extremely low during the summer months, and simultaneously a huge number of Common Gulls colonized most areas of Tipperne. The significance of the Common Gull predation may have been enlarged due to the regular nest searches (cf. Newton & Campbell 1975). The Common Gulls disappeared in the fifties but at the same time the meadows grew over and the Pintails could hardly find suitable nest habitat in the sixties and the first half of the seventies. In the late seventies the new management scheme opened up the meadows, and this affected the Pintail population positively (Fig. 11, Fig. 12). A canal established in winter 1980/1981, which turned Fuglepold with 35 ha of meadow from mainland into an island, affected the population positively as well (Fig. 13). This island effect stopped in 1989, however, as a fox arrived on Fuglepold in the middle of the breeding season. The dense Pintail population on Fuglepold never re-established, although the island has been free of foxes since 1991.

In Denmark the Pintail is attached to short-grass meadows with a relatively intensive utilization. Nests are placed in solitary tufts in the open meadow. This choice of nest habitat is reflected in Tab. 7. The rather conspicuous placement of the nest means that the incubating female is more at risk of being detected on the nest than other dabbling duck females on more hidden nests. This may at the same time explain why the Pintail returns to her nest more often, after having been flushed by researchers, than other female ducks (Tab. 8).

In 1989 the predation was extraordinary high because of fox predation on Fuglepold. Excluding data from 1989

hatching success was high; some 85% 1985-1988 and 1990-1992. This is a very high hatching success in an area housing mammalian predators (Tab. 9). Most nests were controlled on Fuglepold, however, where quadruped predators have limited access.

Year to year variation in population size is quite high. Population size is not correlated with temperature but a statistically significant negative correlation is found between population size and precipitation on Tipperne. It may be because local breeding conditions are improved in dry weather, but more likely dry weather conditions force birds from more unstable sites, e.g. in Central Europe, to move to sites like Tipperne, offering wet areas even in dry years.

The population of Pintail on Tipperne contributes 10 to 15% of the Danish total of 200-250 pairs (Christensen 1990), and Tipperne is thus a breeding site of major national importance to the species.

**Garganey.** Garganeys may have bred during the entire study period but breeding was first proved in 1950. The population was small until in the sixties, but first from 1972 systematic counts were carried out (Fig. 14). Estimated from the number of proved breeding pairs relative to all counted pairs about half the counted number of pairs/males were nonbreeders. This fairly large proportion of nonbreeders may be due to the fact that western Denmark is a marginal breeding area at the northwestern limit of the distribution of the species.

Nests were found everywhere on the meadows, whereas no nests were placed in the more compact vegetation in the control area with no management. But few nests were found in the areas most intensively utilized (Tab. 7), and the nesting habitat tolerance of the species seems to be fairly restricted: relatively extensively utilized grazed meadows with variable vegetation structure and patches with more robust vegetation. Lack of suitable nest vegetation in the intensively utilized meadows at that time may have been the main reason of the absence of breeding Garganeys before 1950.

The Garganey is the breeding species on Tipperne showing the most exposed year to year variation in population size. Population size is positively correlated (statistically significant) both with spring temperature in Denmark and precipitation on Tipperne 1 March to 15 May.

The Danish total was estimated at 112-148 pairs in 1987 (Asbirk et al. 1989), while Dybbro (1985) estimated 250-350 pairs for 1979-1981. These totals are, however, way below the Danish total in good breeding years. In 1983 and 1989 more than 500 pairs were present in Denmark (this study), whereas the total in very bad years may be as low as a 100 pairs.

Tipperne holds 2-4% of the Danish total and another 3-5% breed elsewhere in Ringkøbing Fjord.

**Blue-winged Teal.** In 1986 a pair of this American dabbling duck settled on Tipperne and bred successfully. This made up the first record of spontaneous breeding outside North America (Cramp & Simmons 1977, Lewington et al. 1991).

The birds arrived together with some late arriving Garganeys the first days of May. Laying started shortly before 1 June and the male stayed on the reserve until 21 June. 29 June the rearing female was seen more than one km from the nest site and 8 and 10 August four or five fledged young were seen. The breeding incident is described in details in Thorup (1988).

There were no traces of the birds having an origin in captivity. There are more than 10 European recoveries of Blue-winged Teals ringed in America out of a European total of rather more than 200 birds (Lewington et al. 1991), and the species' dispersal potential is thus rather high.

**Shoveler.** Only few pairs of Shovelers bred on Tipperne until the mid sixties. Hereafter a larger population established. Nest searches seem to have covered the species quite well until the beginning of the sixties (Fig. 15). Since 1972 pairs and single males were counted and mapped (Fig. 16). The survey method was somewhat improved from 1987. Ten to twenty percent of the counted breeding pairs are estimated to be nonbreeders and unpaired males.

Dybbro (1985) and Asbirk et al. (1989) estimated the Danish total to be 600-700 pairs. In the better breeding years some 800 pairs are counted in a number of the best sites in Denmark alone, and from this the Danish total may be adjusted to 1200-1500 pairs in good breeding years (this study). The pairs on Tipperne constitutes 3-4% and the entire Ringkøbing Fjord population 10-12% of the Danish total.

Shovelers on Tipperne and at Loch Leven, Scotland have a similar breeding phenology (Tab. 6). These "North Atlantic" populations apparently breed much earlier than more southern inland populations, where laying rarely occurs before mid May and the main laying period is mid May to early June (Bauer & Glutz von Blotzheim 1968).

The hatching success of the controlled nests in areas without cattle was 40-45% in 1986-1992 (Tab. 8, Tab. 9). As roughly 20% of all nests were deserted following the detection of the nest the success of undisturbed nests may be 55-60%. The effect of disturbance varies from year to year. Avoidance of nest searches early in the season, and letting only one researcher approach a nest is suggested to minimize the disturbance (Livezey 1980).

Shovelers take up an intermediate position between Mallards and Pintails in the choice of nest habitat (Tab. 7). Only exceptionally they breed in the dense and high vegetation in the control area or in the reed beds, but they do not, on the other hand, place their nests in the open meadow. Most often a Shoveler nest is found in patches of luxuriant vegetation surrounded by more open meadow, a most typical habitat created by cattle grazing. Such choice of habitat is similar to what was found in the Netherlands (Musters et al. 1986, Beintema et al. 1997).

The utilization of the area 1928-1960 was apparently too intensive to produce suitable nesting habitat for the Shoveler. The present management scheme, on the other hand, seems to fulfill the demand of the Shoveler almost

perfectly. The turn of Fuglepold into an island in 1980/1981 did not concentrate the Shoveler population here (Fig. 17) as was the case in the Pintail. Probably, this was because the vegetation on Fuglepold is too short and is growing too slowly in the spring to create sufficient nest cover. However, in 1986, 1988 and 1989 a tendency to colonial breeding even in the Shoveler was seen (Fig. 17).

It is a statistically significant positive correlation between population size and precipitation 25 March to 30 April on Tipperne. Recently, a minimum of some 15 pairs bred in the driest years whereas 25-40 pairs bred in wetter springs. Increased mowing from 1984 onwards did not cause a population decrease. The population increase went on until 1988/1989.

**Grey Partridge.** Up to three pairs bred in the reserve in the study period, but breeding was far from regular. The latest breeding period 1992-1994 was terminated when the family was wiped out by a Goshawk during autumn 1994.

**Oystercatcher.** As a maximum 40 to 60 pairs bred on Tipperne in the 1930es and 1940es. Most Oystercatchers disappeared when the meadows grew over in the 1960es, but a population of some 20-25 pairs re-established during the 1980es (Fig. 19) due to habitat change by the recent management scheme.

Dybbro (1981) estimated the Danish total at 4-6000 pairs. At present the total is apparently much larger, as the Danish Wadden Sea total alone was estimated at 2900 pairs in 1996 (Thorup 1997b). The small Tipperne population is of little significance to the Danish total.

Breeding conditions were reduced from the early period till today in the way that the shore line usable for breeding Oystercatchers is shorter at present, partly due to the establishment of the control area and partly because a higher water level has limited the available feeding areas along the shores. Furthermore, the preferred chick food items, large size bristle worms, are less common in the shallow areas in the eastern part of the reserve today (Tab. 2).

Along the remaining shores still used for breeding there is a remarkable high conjunction of territory sites occupied at present and also used before 1961 (Tab. 12). Only a small part of the Oystercatchers on Tipperne (10%) breeds away from the shore lines at the meadows.

The breeding phenology was constant throughout this century on Tipperne (Fig. 18). Median date of start of laying was 13 May in 1929-1947 and 12 May 1985-1992 and the main period (central 80%) was 2 to 27 May in 1929-1947, 28 April to 24 May in 1985-1992. Similarly, Beintema et al. (1985) found, that Oystercatchers breeding in extensively utilised meadows on the Dutch Wadden Sea islands did not change their timing of breeding during this century, whereas those breeding in more intensively used farmland in mainland Netherlands breed two weeks earlier today than at the beginning of this century.

Average hatching success in 1985-1992 was 73%

(Tab. 11) while chick survival is not known. The level of hatching is high compared to other studies. The pattern with a higher success at the beginning of the breeding season is similar to results obtained elsewhere (e.g., Ens et al. 1996).

**Avocet.** During the 19th century Avocets were heavily persecuted at their European breeding sites, and just before the beginning of the study period, in 1925, van Oordt (in Dybbro & Jørgensen 1971) estimated that around a third of the total Northwest European population bred on the Tipperne Peninsula (600 pairs). The 250 to 500 pairs breeding on Tipperne in the first half of this century comprised a major part of the Danish total.

Overgrown meadows and increased predation resulted in decreasing numbers of breeding Avocets from 1950 to 1973. A new management scheme started in 1973 re-created short vegetation on the meadows, and of more importance to the Avocets, also on their former breeding islands. Within a few years the population level reached the top level from the forties (Fig. 22). The populations elsewhere in Denmark and Northwest Europe is much larger today, however, and the relative importance of Tipperne is less than in the beginning of this century. Tipperne and adjacent islands still hold more than two percent of the total population and some 10-15% of the Danish total.

Most Avocets start breeding late April and first half of May (Fig. 20, Tab. 13), and in respect of this nest counts were made in the second half of May almost every year in the study period. Most of the breeding pairs breed in a few concentrated colonies, and in years with good hatching success this census method probably covers most pairs. But in years with heavy predation good counts are very difficult to perform, as the Avocets leave the depredated colonies and relay at new sites. In such years the most reliable data are probably the maximum number of birds present at the feeding areas just after arrival in spring (Fig. 21). Another possible way to exclude years with bad data, when hatching success is not known, is to use data only from years with a relatively high number of nests (e.g., the three best out of five years; Fig. 22).

Changes in the Avocet population in the reserve have to be seen in connection with population changes at the neighbouring breeding sites. Other important breeding sites were situated on "Værnengene" just south of the reserve (200 to 400 pairs till 1934), "Poldene i Nymindestrømmen", islands a few km south of Tipperne, and the island "Klægbanken" north of Tipperne. Fig. 21, 23 & 24 show the great exchange between these sites; very often a sudden decrease on Tipperne (mainly because of disturbance or predation) is connected with a simultaneous increase at one of the island sites. Although the Ringkøbing Fjord population must be looked at as a population unit, a certain exchange with the Wadden Sea breeding birds seems to take place, as a few colour-marked Avocets have been seen at Tipperne originating from breeding colonies in the German Wadden Sea near

Husum (Sabine Dietrich & Hermann Hötter pers. comm.).

Avocet nests are vulnerable to predation from mammalian predators. Foxes have been breeding regularly through the entire study period, but most years the populated dens were situated in the dune areas to the northwest, quite far from the Avocets' breeding islands. But some years foxes moved nearer to the breeding islands, and regularly also polecats bred in the Avocet areas. Such years Avocets suffered heavy predation, and disastrous reports are regularly found in the Tipperne log. Hatching success or chick survival was never reported systematically before the mid eighties, however, and it is thus impossible to estimate the magnitude of the predation during the years.

Most years between 1984 to 1992 Avocet chicks were counted on the mudflats systematically every five days during the summer months. The annual maximum on such counts gives a relative measure of the breeding success of the season in question (Tab. 14). The data show huge differences in the production among the breeding seasons. The last 20 seasons predation was never the single cause of bad breeding success, however. The Avocets had a bad breeding success in seven seasons between 1975 and 1992. Six of the years bad weather and/or flooding influenced the breeding success badly, whereas trampling by cattle was believed to be the major cause of bad success the seventh season. H. Hötter (pers. comm.) analysed the breeding success at a number of sites in Northwest Europe. He found a close correlation between the breeding success at Tipperne and at the German Wadden Sea. This strongly supports the idea, that climate is generally more important to the breeding success of Avocets than local predatory regimes.

Presumably the breeding success normally is the limiting factor of the size of the breeding population on Tipperne. As long as the mudflats are exposed regularly, food is available for more Avocet families than have ever been registered. Salvig (1990) found that Avocet chick territories on the mudflats at Tipperne made up between 250 and 3000 m<sup>2</sup>. At such territory sizes the mudflats on Tipperne could support more than 1000 Avocet families at low water situations. Increased water levels in the breeding seasons recently (Fig. 4 & 5) may threaten the breeding possibilities in the future; at a longer lasting water level of 30-35 cm above DNN the limited extent of exposed mudflats may only support some 10 to 30 chick families in the entire reserve.

**Ringed Plover.** One to four pairs bred on Tipperne 1928-1931 and 1940-1949. The brackish meadows offer no natural habitats to the species, and breeding took place in association with human constructions (road, harbour, and small gravel pit).

**Lapwing.** A large population of Lapwings bred on Tipperne in the entire study period. Twice the area experienced a relatively strong decrease, however: around 1940 when the numbers of Common Gulls breeding everywhere in the meadows culminated, and between



1963 and 1972 when the meadows grew over because of abandonment. In most years between 1928 and 1980 some 100 to 150 pairs bred. Since 1980 the population has doubled and recent years 225-275 pairs were breeding (Fig. 26).

Three census methods were used during the study period. 1928-1963 a thorough nest search covering the entire area was made late May and early June. At the time of this census on an average 40% of the Lapwings were incubating (Tab. 16). Additionally, Lapwing nests were looked after during April and May to a certain extent. It is estimated that 65-85% of all nests were detected during this period. 1964-1971 the census method gradually changed from nest searches into mappings of territories, and in 1972-1984 Lapwings were censused by three mappings made by an observer walking through the meadows. As many Lapwings behave discretely under such a census and are thus overlooked the coverage in this period is estimated at 50-75%, only. 1985-1992 territories were mapped by distant mappings mainly from raised points (e.g., observation towers, and on top of a car). By this method pairs breeding near roads and observation towers were covered almost completely, and altogether the coverage is estimated at 70-95%. Census data and the estimated real population size is shown in Fig. 26.

In Denmark Lapwings breed on meadows as well as in cultivated fields. During less than 15 years between 1975 and 1990 the populations breeding in farmland decreased by about two-thirds (Petersen & Nøhr 1991), whereas populations on meadows, which were underestimated earlier (e.g., Etrup & Bak 1985, Thorup 1988), perhaps were stable during the last decades. At present the Tipperne population constitutes around 1% of the Danish total.

Most likely the huge Common Gull population was a limiting factor on Lapwing population size during the 1930es and 1940es, and population sizes of the two species are statistically significant negatively correlated 1928-1961 (Møller 1978). The occurrence of mammalian predators prevented the Lapwings breeding in subcolonies in order to increase resistance against gull predation. Following the break down of the Common Gull colonies after 1950 the Lapwing populations reached a maximum, but gradual overgrowing of the meadows during the fifties and sixties hindered optimal use of the area. A new management scheme initiated in 1973 re-created plenty of Lapwing habitat, and after a moderation of cattle densities and an extension of the mowing from 1984 (Fig. 3) the species reached its present high population level. Today, Lapwings breed on the Tipperne meadows in densities of 50 pairs per km<sup>2</sup> with the highest figures in meadows mown annually (Tab. 17).

Data on hatching success were gathered systematically since 1985. There are no data from fields with cattle, however, and no data on chick survival. On an average some 60% of all nests hatched 1985-1992; only in 1991 a substantially lower proportion of nests succeeded (Tab. 18 & 19). Predation was much higher in

April and early May than later in May (Tab. 20). However, a number of trampled nests have to be added to get a figure of nest losses in late May and June; concerning the magnitude of trampled nests, this is discussed in a later paragraph (Tab. 73 & 74). Despite the high predation rate early in the season, it is still profitable to Lapwings to start as early as possible (Tab. 21), partly because of their potential of re-nesting, partly because of trampling later in the season. Additionally, chick survival may be a little lower in dry years late in the season as found in the Netherlands (Beintema 1991d), but this decrease in survival is probably not as dramatic as found in inland Scotland (Galbraight 1988a).

According to Fig. 25 laying is apparently earlier today than in 1928-1947. But as the phenology 1928-1947 is based on ringed chicks, and in 1985-1992 on nests, and egg predation is much higher in the early clutches there is a bias by overpredation of early nests. This may be excluded by transforming all nests into expected successful nests. The phenology of these "successful nests" 1985-1992 is similar to the phenology found 1928-1947 (Tab. 15). In the Netherlands Beintema et al. (1985) found that Lapwings in farmland breed two to three weeks earlier today than at the beginning of this century. They concluded this to be caused by intensification of agriculture, and the findings on Tipperne support that. In Wadden Sea polders 50 km south of Tipperne Lapwings bred two weeks earlier than on Tipperne 1988-1989 (M. B. Pedersen in litt.). The mean date of laying on Tipperne was four days earlier in springs following mild winters than in springs following harsher winters (19 April and 23 April respectively). This corresponds with the fact that chick ringing mean dates in Denmark are 5-8 days earlier in early springs than in late springs (Etrup & Bak 1985).

Mean size of incubated clutches was 3.80 eggs (Tab. 22). Early clutches were larger (Tab. 22), but the difference is not statistically significant ( $\chi^2_1=2.95$  (Yates' corr.),  $p>0.05$ ). Partial predation influences the observed clutch size (Tab. 22); clutch size in the first week of incubation was statistically significantly larger than later ( $\chi^2_1=3.94$  (Yates' corr.),  $p<0.05$ ). Mean clutch size at beginning of incubation seems to be 3.91 eggs with an average daily reduction of 0.01 egg. The extent of partial predation during laying is not known.

**Dunlin.** At the turn of the century more than 100 pairs of Baltic Dunlins bred on Tipperne, but in the late twenties the population decreased, and by the mid thirties less than 25 pairs were left. Most years between 1935 and 1980 the population was 10 to 25 pairs but careful management the last decade resulted in the surprising development that the Baltic Dunlin population grew to more than a hundred pairs (Fig. 28).

Baltic Dunlin is a fairly isolated population of Dunlins (Wenink et al. 1994) confined to temperate hay meadows and pastures. Late in the 19th and in the beginning of the 20th century it was a numerous breeding bird on fresh and brackish meadows especially in Sweden, Denmark, northern Germany, Poland and Estonia.

Hay meadows that were managed to produce a maximum amount of hay perhaps by irrigating the drier parts in spring and making hay in July was perfect to breeding Dunlins, and the Baltic Dunlin population may have been as large as 100 000-200 000 pairs by then of which maybe 50 000-100 000 were in Denmark alone. Changes in farming practices causing less watering and even drainage of meadows, fertilizing and changing of meadows into cultivated fields resulted in dramatic decreases. In Denmark bottom was reached in 1980 with an estimated 750 pairs. Since then a few good sites have experienced increases, and by 1990 the Danish total was estimated at 900-1000 pairs (this study). In the other very important Baltic Dunlin country Estonia populations are still decreasing, speeded up by massive abandonment following independence in 1991. More than a thousand pairs in the early eighties has gone down to less than 300-500 pairs in 1997 (Jaanus Elts pers. comm.). The 130-150 pairs on Tipperne in 1990-1992 constitute some 15-20% of the Danish total and 6-8% of the Baltic Dunlin total. Additionally, some 50 pairs breed just south of the reserve, and the Tipperne peninsula is a stronghold indeed for Baltic Dunlin today.

Accurate assessment of population sizes of high-density breeding Dunlins is very difficult. Between 1928 and 1964 estimates were based on nest searches, but nests are very well camouflaged and although a little more than half of the Dunlin nests were incubated by the time of the complete nest searches in the reserve (Tab. 16) a large proportion must have been overlooked. Cross-checking of similar nest searches on Tipperne 1987-1990 showed that 35-50% of all active nests were not found during a thorough nest search. 1965-1971 a small number of Dunlins were breeding, only. 1972-1992 breeding territories were mapped; 1972-1984 before and during incubation, 1985-1992 during late incubation and chick rearing. A comparison between line transect and mapping data indicates that coverage in most years 1975-1989 apparently was fairly good (Tab. 25). A Dunlin breeding biology study was initiated in 1990 in which a large proportion of the breeding birds were individually colourmarked (Thorup 1995c, 1997a). As part of this project a number of methodology studies were performed. In years with high hatching success a large proportion of the breeding pairs was readily registered during mappings late in the breeding season, but one mapping, even placed with optimal timing, regularly covered only 35-65% of the number of pairs. Such a figure is in accordance with findings on the Outer Hebrides and in Northeast Greenland (Jackson & Percival 1983, Meltøfte 1979). In Fig. 28 both census data and an estimated level of the real population are shown.

Baltic Dunlins have very specialized habitat demands. As it is a small and non-aggressive wader, its eggs have to be well camouflaged and hidden in the vegetation, but at the same time the Dunlin breeds in the open, short-grassed meadow, only, with the nest tuft rarely exceeding a height of 16 cm, and half of all nests are in tufts with a height between 9 and 12 cm (Tab. 26) mostly formed by various grass species (Tab. 27). The

demand for open, short-grassed meadows is further emphasized by the fact that there were found larger parts with vegetation with a height of less than 10 cm within 30 m distance from the nest in 87% of all studied nests. Only one out of 31 nests was situated in vegetation with a height of more than 15 cm. Additionally, most nests were near to pools or coastal zones; 70% of all nests were less than 50 m away and 35% less than 10 m away from a pool on the meadow. Also during chick rearing the habitat demands are very specialized. Some 250 mappings of chick families on Tipperne showed that chicks were exclusively confined to very short vegetation primarily with a height of less than 5 cm. In June and July such vegetation is mainly found in recently dried out pools and in vegetation grazed down by cattle.

Both the demand of pools or gullies near the nest and of areas with short vegetation result in a rapid deterioration for the species by intensified utilisation of the meadows. Drainage and/or fertilization makes the vegetation grow too fast resulting in that nesting and chick rearing possibilities will disappear. Similarly, ploughing up and drainage destroys breeding opportunities as the heterogeneity of the meadow disappears and waterfilled depressions (pools and gullies) are eliminated.

Presumably, the extent of predation fix a limit to where Baltic Dunlins are able to breed successfully. In a number of years the Dunlins on Tipperne have had good hatching success (Tab. 28, 29 & 30) with the year 1991 as the only conspicuous exception. But their vulnerability towards specialized predators is underlined by the major influence a few Common Gulls had on the hatching success of Dunlins breeding in subareas where aggressive waders like Lapwings and Black-tailed Godwits allowed the gulls to hunt undisturbed (Tab. 32-33).

When the ability of relaying is taken into account some 90% of the breeding Dunlins hatched chicks 1985-1989, some 70% in 1990, 50% in 1991 and 85% in 1992. These are very high values, and although chick survival is unknown, Tipperne must be looked upon as a very good breeding site for Baltic Dunlins.

Nests lost by trampling are not included in the hatching rates above and studies on Tipperne show that trampling values are similar to values found in the Netherlands in species like Redshank and Black-tailed Godwit (Tab. 31). A careful planning of field boundaries and grazing schemes is a must if Dunlins are to have fair breeding conditions. Magnitudes of trampling during different grazing schemes are discussed in a later paragraph (Tab. 73 & 74).

On 545 ha of meadows at Tipperne Dunlins bred in densities of 23 to 29 pairs per km<sup>2</sup> in 1986-1992. Some 200 ha fulfil the habitat demands of the species but accurate assessment is complicated by the fact that optimal habitat is found in pockets surrounded by unattractive meadow habitat. In two study plots continuous expanses of breeding habitat are found. These areas, consisting of 30 and 31 ha, both held 22 pairs in 1990-1992 corresponding to 71 and 73 pairs per km<sup>2</sup>, respectively. Overall densities at 50-80 pairs per km<sup>2</sup> within the breeding habitat are estimated, with territory sizes of one

to two hectares. The nest territory itself is not aggressively defended towards conspecifics and frequently inter nest distances down to 15 m are found in good breeding habitat. Males fighting for females, on the other hand, often behave very aggressively (pers. obs.).

It is very likely that breeding densities were similar at the beginning of this century when Hedin (1904) in 1903 observed high densities of alarming Dunlins. The population decline in the 1930es and small populations during the 1940es must be a combination of high predation pressure by the Common Gulls breeding everywhere on the meadows and the desiccation caused by very low summer water levels in Ringkøbing Fjord at the same time (Meltofte 1987). During the 1950es Common Gull populations declined but simultaneously the meadows started growing over and very soon only small areas with Dunlin breeding habitat were left. Management initiated in 1973 quite soon provided suitable breeding habitat but first in 1984 onwards more extensive mowing removed islands left on the meadows with harsher vegetation, and created a wide open meadow with a clear view for the incubating meadowbirds. At the same time grazing pressure was moderated, and these changes in combination resulted in rapidly increasing Dunlin populations, and in a few years from 1982 to 1987 the population grew from 20 to some 120 pairs. Dunlins are extremely site faithful (e.g., Jackson 1994) and this population increase must basically be due to local recruitment. Such a dramatic increase might be possible if the birds were able to lower the mean age of breeding from, e.g., 2.5 (like the present value) to 1 year, combined with a high breeding success (as nest survival indicates; Tab. 29). This combination would make it possible to utilize a dramatically increased area of suitable breeding habitat.

Baltic Dunlins have a very long breeding period (Tab. 24, Fig. 27) especially considering the fact that they are dependent of a certain vegetation height and structure. Interestingly, Dunlins on Tipperne and in the German Wadden Sea have the same breeding phenology as those breeding in central Finland whereas the populations in the southern Baltic breed one week earlier (Tab. 24). The demand of both a very long breeding period and the specific breeding habitat of wet meadows and short vegetation continuously into mid June means that the future of this specialized population looks very dark. Such demands are in contradiction to the needs and technical capability of modern farming in which wet or moist, ineffectively utilized hay meadows are relicts and almost only are present in carefully managed nature reserves, and even here they are at danger because they are expensive to manage in the right way.

Even with considerate management at a sufficient number of sites several subjects still need to be studied before a proper management securing conservation of the species is possible to perform. Among other this is true for knowledge of the influence of predation and the capability of the Dunlin to adjust to new predatory regimes, and of invertebrate species utilized as chick food and how such food items are influenced by different management schemes and changes in salinity and water

regimes. Another gap of knowledge is the dispersal potential of the Baltic Dunlin; as already mentioned the adults are extremely site faithful, but to what extent are the juveniles philopatric to their natal site, and are they able to disperse and utilize newly established or re-established sites, and by such dispersal increase the survival chances of the species in a dynamic landscape? Ongoing projects in western Sweden (Blomqvist et al. 1991) and on Tipperne (Thorup 1997a) hopefully shall answer some of these questions among others.

**Ruff.** Tipperne has been a classic Ruff site since last century and several Ruff studies took place here during the years (e.g., Andersen 1944, 1948, 1951, Bancke & Meesenburg 1952, 1958). Most years between 1928 and 1975 25 to 60 females were breeding and a bit less males were lekking. Between 1975 and 1986 the number of breeding females increased rapidly to more than 300 (Fig. 30, Tab. 36). There is no fixed relation between the number of lekking males and the number of breeding females, and population estimates are based exclusively on the number of breeding females. For instance the number of females trebled between 1980 and 1986 whereas the number of lekking males went up from 60 to 85, only. In 1986 a number of additional males were seen on the meadows, however, joining feeding females, and populations were also seen away from leks.

During this century the Danish Ruff population has decreased dramatically, and a similar decline was found in the Netherlands. The 1990 Danish total is estimated at 700-750 females. The Ruffs on Tipperne thus constitute almost half of the Danish total.

Ruff population sizes are very difficult to assess accurately. Although some 75% of all nests were active in the nest search period 1928-1964 (Tab. 16) many nests were apparently overlooked. Based on results from years with intensified studies and on general impressions in the period the actual number of breeding females were at least the double of the number of found nests (Tåning 1936, F. S. Andersen in litt.). Gradually during the 1960es the census method was changed into a mapping of alarming females late in the breeding season. This method underestimates the population heavily in years with poor hatching success but population levels may be estimated by a combination of hatching and chick rearing females figures (Tab. 36).

Nests are situated in vegetation between 10 and 20 cm of height and mainly in areas surrounded by fairly short vegetation and thus with a wide open view (Møller 1978, this study). Hay meadows have higher breeding densities than grazed meadows (Larsson 1976, Møller 1978, Zijlstra 1990, this study) presumably because harsher vegetation is avoided by grazing cattle and therefore is left as islands on the meadows. Such a mixed habitat is not utilized by breeding Ruffs. Mowing creates much more extensive areas with suitable habitat. This explains how the population was able to grow this high in the late eighties after mowing rates increased and cattle density was moderated. Areas dominated by cotton-grass and sedge were not used as nest habitat on Tip-

perne when the meadows were grazed, only, but today this habitat is an attractive nesting habitat one and two years after mowing of the area. Early in the study period, 1928 to 1947, lack of vegetation of suitable height for nests seemed to be a limiting factor to the number of Ruffs. Thus extremely high nest densities were found in the very limited areas without mowing (Andersen 1948). One to two hay cuts followed by aftergrazing was apparently a too intensive utilization to fulfil the demands of the Ruffs. Since 1950 land use was less efficient, and since then nest habitat was abundant most years. Perhaps, in cold springs in the nineties slow vegetation growth caused a similar lack of suitable vegetation.

Ruffs are not doing well in meadows affected by salt (Drenckhahn in Glutz von Blotzheim et al. 1975) and they have presumably profited by the low salinity during winter floodings in this century. Increased salinity in Ringkøbing Fjord in the 1990es may threaten the Ruff population on Tipperne in the future.

Hatching success was studied 1985-1992 and was quite high all the years (Tab. 38 & 39). Early nests were suffering heavily by predation (Tab. 38, 39 & 40), and nests situated away from aggressive Godwits and Lapwings had a low hatching success caused by egg pre-dating Common Gulls (Tab. 32). This indicates that Ruffs are most vulnerable to predation in years with slow vegetation growth and in years with bad Godwit and Lapwing breeding performance. Trampling by cattle was not studied on Tipperne but according to Beintema (1995) trampling rates are very similar to those in Redshank. Impact by trampling on hatching success during various grazing schemes is discussed in a later paragraph (Tab. 73 & 74).

Ruffs start laying late April (Fig. 29) and the breeding phenology of the species is similar in the first half of this century and today. An apparent few days earlier laying start of egg clutches 1985-1992 than of ringed broods 1929-1947 (Fig. 29) is basically due to the bias caused by high predation in the early part of the season; transformation of all egg clutches into estimated successful ones produces almost similar phenology figures in the two periods (Tab. 35). Beintema et al. (1985) found a 1½ week earlier breeding in the 1970es compared to the 1930es in the Netherlands. They concluded that the change did take place because of intensification of agricultural practices, and this is supported by the Tipperne figures, as a similar change did not take place here. Changes in agricultural practices outside nature reserves have influenced migration patterns even on Tipperne, however. In the eighties Ruffs arrived two to four weeks earlier than in the 1930es (Melfotte 1987, Thorup 1990b), yet without influencing the timing of the initiation of breeding.

**Common Snipe.** Grassland utilized as hay meadows with aftergrazing is apparently managed too intensively to fulfil the demands of breeding Common Snipes, and during the first 15 years of the study period the species did not breed in the reserve. In the mid forties the first pairs settled and in the 1970es and 1980es 30 to 45 pairs

bred most years. The most recent management includes regular mowing of all meadows and high grazing pressure at times. This management seems to be unsuitable for the Snipe and the population has been declining since 1988 (Fig. 32). Only the control area gives shelter to a stable population untouched by shifting management; in this area mainly precipitation determines the breeding conditions.

The Danish total is virtually unknown but must be several thousand pairs. Tipperne may have reached the 1% limit in the late eighties.

All meadowbird populations were censused by nest searches 1928-1964 and very few Snipe nests were found, the first in 1963. Annually from 1944 onward displaying males were observed during the breeding season, however, and the prolonged nesting period and very well hidden nests presumably have concealed the presence of breeding birds 1944-1962. The number of displaying males was never registered systematically before 1967, but since then Common Snipes were censused by mapping of territorial birds. Most years Snipe censuses were not performed optimally, and data are probably heavy underestimates (e.g., Green 1985; Fig. 32). In five breeding seasons, only, more comprehensive counts were performed (Tab. 43).

High breeding densities were found in moist marshy depressions in the dune area Store and Lille Tipper where no management is performed. But also grazed meadows without mowing contained fairly high densities (Tab. 43 & 44). Some years a number of Common Snipes established late territories in meadows mown the year before (Tab. 44), but such late breeding is apparently dependent of plentiful summer precipitation and such late nests are suffering heavily by cattle trampling.

The Snipe starts laying in April and nests with eggs are found well into July. The proportion of late clutches is much higher in this species than in any other of the meadow breeding waders. The magnitude of cattle trampling of Snipe nests was studied by Green (1988) in England, and the great extent of late breeders means that a large proportion even of nests situated in fields with late cattle release are trampled (Tab. 45). Few nests were found on Tipperne during the years and almost nothing is known about hatching and breeding success.

Common Snipes have somewhat contradictory habitat demands compared to other vulnerable meadowbirds like Baltic Dunlins, Ruffs and Black-tailed Godwits. A core area for Baltic Dunlin, like Tipperne, will presumably never be an optimal breeding site for Common Snipes. As Tipperne is of utmost importance for the survival of the Baltic Dunlins, management is directed to fulfil the demands of this species and other species with similar preferences (e.g., Black-tailed Godwits, Ruffs and Redshanks). It is very likely that Common Snipes in the future primarily shall breed on Tipperne in the control area.

**Black-tailed Godwit.** 40 to 80 pairs bred on Tipperne most years between 1928 and 1980. Between 1980 and

1990 the population grew rapidly from 80 to 200 pairs (Fig. 34).

The Danish total was estimated at 830 pairs in 1980 (Hansen 1985). Since then the Wadden Sea population has declined (Thorup 1997b) and the Tipperne population has increased. The total is apparently still just above 800 pairs in 1992, and almost 25% of the Danish total breeds on Tipperne.

In 1928-1964 populations were counted by nest searches. Black-tailed Godwit is an early breeder and only 34% of all nests, on the average, were incubated during the nest search period (Tab. 16). Although some additional nests were found earlier in the season this method underestimated the real population size quite substantially. A comparison between the number of nests found in the years Lind (1961) studied the population intensively and the years just before and after indicates that some 30 to 40% of all nests were overlooked in general. In 1965-1985 territories were mapped by an observer walking through the meadows three times during May. Mainly successful pairs were visible and consequently a high proportion of the breeding pairs were overlooked. A change to distant mapping from 1986 onward resulted in a much better coverage. In Fig. 34 both census data and an estimate of the real population level are shown.

The large population on Tipperne at present prefers meadows both grazed and mown (Tab. 47). Areas mown annually hold much higher densities than areas with grazing only. This is in accordance with results from Tipperne obtained previously when Godwit populations were much smaller (Møller 1978, Mortensen 1986). Also in Sweden and in the Netherlands Black-tailed Godwits bred in much higher densities in mown meadows than in meadows used for grazing only (Larsson 1976, Musters et al. 1986, Buker & Winkelman 1987, Buker & Groen 1989). Higher densities on Tipperne in areas with a late cattle release may be the result of higher site tenacity of Godwits with hatching success in the year before (Groen 1993), as a high proportion of nests in early grazed fields are trampled (Tab. 73 & 74).

Increased extent of mowing in the eighties and nineties compared to the seventies (Fig. 3) explains most of the rapid population increase in the second half of the eighties. This development was probably supported by moderated grazing pressure from 1984 onward which reduced the extent of cattle trampling of nests. The present breeding densities of 30 to 45 pairs per km<sup>2</sup> in the best habitats and 70 to 100 pairs per km<sup>2</sup> on the island of Fuglepol (Thorup 1991) are unique in a Danish context. Other good breeding sites like Bygholmengen in Vejlerne and Gl. Frederikskog in Tøndermarsken held 11 and 13 to 19 pairs per km<sup>2</sup>, respectively, in the best years (J.P. Kjeldsen 1990, Gram et al. 1990). Densities on annually mown meadows on Tipperne equivalent densities in the better meadow areas in the Netherlands (Glutz von Blotzheim et al. 1977).

Three possible aspects limiting population sizes in the early part of the study period might have been: local hunting just outside the reserve (especially of juveniles in the second half of August), nest predation by the abun-

dantly breeding Common Gulls everywhere on the meadows, and lack of suitable nest and chick rearing habitat because of the very intensive utilization of the meadows with one or two cuts in July-August and after-grazing until November. A possible impact of Common Gull predation is supported by the fact that the population increased 1947-1961 simultaneously with the Common Gull population crash, but in the same period also grazing and mowing was extensified, however.

Hatching success was studied 1956-1959 (Lind 1961) and 1985-1992. In both periods Common Gulls were found to be the most important predator although only few pairs of gulls were breeding. 57% of the studied full clutches 1956-1959 hatched, with 80% of the predation taking place during the first half of incubation. An additional large predation took place during laying and only 36% of initiated clutches survived until the clutch was full (Lind 1961). Hatching success 1985-1992 was at the same magnitude (Tab. 48 & 49) but with a considerable variation between years. Slow vegetation growth in early spring (like in 1991) apparently makes nests much more vulnerable to predation, and in general, predation early in the breeding season is substantially higher than later on (Tab. 50).

Including replacement clutches some 75% of all pairs hatched chicks 1956-1959 and each pair hatched, on the average, 2.4 chicks (Lind in Glutz von Blotzheim et al. 1977). In 1985-1992 (excluding 1991) some 60-80% of all pairs hatched chicks. In Schaalerspolders in the Netherlands a similar high hatching success was found (Buker & Winkelman 1987) whereas only 49% of the pairs breeding in polders in the Schleswig-Holstein Wadden Sea had hatching success (Witt 1989).

Extensive partial predation during incubation influenced the mean clutch size 1956-1959 (Lind 1961) and similarly in 1985-1992 clutch sizes in the first week of incubation was larger than later on (Tab. 51) although the difference is not statistically significant. In nests found during the first six days of incubation 96% contained four eggs (Tab. 51). This indicates that partial predation during laying is a rare occasion.

There is a statistically significant higher proportion of four egg clutches among early than among later clutches ( $p < 0.01$ ; Tab. 51). This may partly be due to more first time breeders with smaller mean clutches among the late breeders (Lind 1961) and partly due to smaller replacement clutches.

The first Black-tailed Godwits start laying on Tipperne mid April. The timing of egg laying did not change during the study period; breeding phenology was similar in 1929-1947 and 1985-1992 (Fig. 33, Tab. 46) whereas the Godwits apparently bred a bit later in the four years 1956-1959 (Tab. 46). Beintema et al. (1985) found that Black-tailed Godwits in the Netherlands bred more than two weeks earlier in the 1970es than in the 1930es, and they concluded that this was due to intensification of farming. The findings on Tipperne support this conclusion. Changes in the agricultural grasslands may influence the migration patterns even on nature reserves like Tipperne as Melfoite (1987) found a three week earlier

arrival in the 1970es compared to the 1930es. A discrepancy between the reported arrival in the 1930es (Tåning 1941) and the time of initiation of laying in the same years questions the reported arrival time in the thirties, however, and the real change in arrival time may actually be of a smaller scale.

**Redshank.** Around the turn of the century a very large population was breeding on Tipperne (Hedin 1904), but the population declined during the next two decades and was at some 50 to 100 pairs during most of the study period, from 1928 to the beginning of the 1980es. From 1983 the number of breeding Redshanks increased rapidly to 500 to 800 pairs in 1988 (Fig. 36).

Accurate breeding numbers are difficult to assess in Redshanks breeding in high densities. Population estimates were based on nest searches 1928-1964. The timing of these nest searches was right to cover Redshanks as, on the average, 73% of all nests were incubated in the nest search period (Tab. 16). Nests of the species are well hidden, however, and some nests must have been overlooked. Cross-checks made on similar nest searches performed in 1989-1990 indicate that an additional 50 to 100% should be added to the detected number of nests to get the real population size. 1972-1985 pairs were mapped during incubation (and less systematically in 1965-1971 as well). This method underestimates populations heavily (e.g., Großkopf 1959, Dallinga 1993). In 1986-1992 Redshanks were counted in the chick rearing period when successful birds are very conspicuous. As hatching success was quite high most years the coverage was much better in this period. Fig. 36 shows census data as well as estimated real figures.

Previous estimates of the Danish total have been huge underestimates as they were based on insufficient census data. Dybbro (1981) estimated a total at 4-6000 in 1979, and this figure has survived in most later reviews. For this study all recent figures were analysed (see Danish text for references) and based on this analysis the Danish total 1990-1992 is estimated at 10000-15000 pairs with the largest population 3000-4500 pairs in the Danish Wadden Sea. A comprehensive survey in the Wadden Sea in 1996 produced a similar estimate at 4400-5000 pairs (including polders; Thorup 1997b).

Tipperne holds some 6% of the Danish total and an additional 4% breed in the southern part of the peninsula.

In 1903, when Hedin (1904) visited Tipperne, breeding densities were presumably similar to present high densities. Hedin made no estimates but found 20 nests in half an hour indicating that the total was very large. There are three possible explanations of the decline between 1903 and 1928. Very likely a short salt water period in 1910-1915 changed the invertebrate fauna. And in the twenties Common Gulls colonized the meadows on Tipperne causing an increased nest predation. Moreover the water level in Ringkøbing Fjord went down dramatically in the thirties causing an extensive drainage of the meadows and dried out mudflats along the shores. Each of these factors, or all in combination, may explain

the decline, perhaps combined with overgrazing that caused a lack of suitable nest habitat. Preferred nest habitat is grass tufts with a height of 15 to 35 cm in open grassland with vegetation of less than 20 cm of height (Møller 1978, Jeschke 1982, this study). Dallinga (1993) found that in areas with sufficient vegetation of preferred height median nest tuft height was 29 cm whereas in short-grassed areas median height was 20 cm only.

Present management with regular mowing and late cattle release in the fields with the highest Redshank densities seems to suit Redshanks optimally as breeding densities were very high recently (Tab. 53), especially in areas with a proportionally long shore line. Similar high densities are, so far, only reported from moderately grazed saltmarshes in the Wadden Sea in Dollard, the Netherlands (Dallinga 1993) and Wangerooge, Germany (Großkopf 1959).

Additionally, hatching success was high most of the years with a large population (1985-1992; Tab. 54 & 55). The high density breeding Redshanks are vulnerable to predation by mammalian predators, however, (e.g., Fugleopard 1991 in Tab. 55) and presumably also to slow vegetation growth in late springs as predation is much higher before 15 May than later on (Tab. 56). Trampling by cattle is not studied on Tipperne but is extensive in areas with an early cattle release. The magnitude of trampling at different grazing schemes is discussed in a later paragraph (Tab. 73 & 74).

Laying is started late April and culminates during May (Fig. 35, Tab. 52). The breeding phenology was similar during the entire study period. An apparent earlier start of laying in 1985-1992 (Fig. 35) is merely a bias due to the fact that there is an overpredation in early nests (Tab. 52). This is in accordance with results found in this study in all other wader species although Beintema et al. (1985) found a two to three weeks earlier breeding in most of the same species in meadows in the Netherlands. They concluded that the change did take place because of changes in farming practices which is supported by the findings on Tipperne where similar intensification (e.g., drainage and fertilization) did not take place.

Partial predation of incubated nests is registered regularly, and in 70-80% of nests with two or three eggs left in the nest incubation was continued. Partial predation thus influences the observed clutch size, and the proportion of four egg clutches is statistically significantly higher in clutches found early in the incubation period than in those found later on (Tab. 57;  $\chi^2_1=10.20$ , (Yates' corr.),  $p<0.01$ ). Presumably, mean clutch size by initiation was 3.97 egg with a daily reduction on 0.013 on the average.

Early clutches were the largest and the proportion of four egg clutches started before 10 May is statistically significantly higher than of clutches started later than 20 May (Tab. 57;  $\chi^2_1=15.00$ , (Yates' corr.),  $p<0.01$ ). Early clutches are all first clutches while a fairly high proportion of late clutches are replacement clutches.

**Turnstone.** Three breeding seasons (1977, 1987 and

1988) one pair attempted to breed, but breeding was never successful. In the same decades a small population re-established in the Wadden Sea where the species became extinct in the last century.

The island Fuglepold may fulfil the habitat demands of the Turnstone: short-grassed meadow with a tern colony.

**Cuckoo.** Cuckoos were present as breeding birds during the entire study period but there were no attempts to estimate population size until 1971. In the 1970es the number of breeding males were estimated at five to eight, whereas only two to three males were encountered 1980 to 1991. This major decline is also demonstrated by line transect figures (Fig. 37). An extensive habitat change took place in the late seventies and early eighties, but the line transect index 1976-1980 follows closely breeding population indices in Jutland obtained by point counts, however. Like on Tipperne the Danish population stabilized on the 1980 level (Kayser 1988).

The similarity between general and Tipperne figures suggests that the decline is not of any local origin. Cuckoo food sources, primarily large invertebrates like caterpillars, are not monitored on Tipperne. Hosts were rarely observed on Tipperne and only three species were identified: Meadow Pipit (4), Blue-headed Wagtail (3), and Linnet (1). Potential hosts were abundant breeders in all years 1973-1992.

**Short-eared Owl.** Apparently, there was one pair of Short-eared Owls breeding in a number of years between 1928 and 1992 on Tipperne or just south of the border of the reserve, but breeding was only proved on Tipperne in six seasons of which 1979 was an exceptionally good breeding year with 3 to 4 pairs breeding.

In general rodent populations were not monitored. Exceptions were 1972-1975 and 1977 when Christensen (1978) found huge differences in rodent population sizes, but no owls were breeding in any of these years.

**Skylark.** The Skylark was a common breeding bird in the entire study period, but quantitative data do only exist from the years 1972-1992. However, the finding of 100 nests in 1932 (Tåning 1936) shows that Skylarks were numerous breeding already at that time.

In 1972 and 1973 territories were mapped in two study plots situated in the two main habitats on Tipperne. In 84 ha of meadows on Rødsandshage the density was 77 pairs per km<sup>2</sup>, whereas 95 pairs per km<sup>2</sup> were breeding in 40 ha of the control area (Møller 1975). If Skylarks were breeding in similar densities in other parts of Tipperne the total was 400-450 pairs in 1973. A study of mean bird densities along the 8.8 km line transect in 1984 provided a similar figure of some 400-450 pairs on Tipperne (Thorup 1986).

Indices based on line transects (Fig. 38) show a quite constant population during the years 1972-1992. Only four breeding seasons were exceptions: 1985, following the first harsh winter in a number of years, and 1990-1992 following very mild winters.

Indices of birds in the control area and on the meadows are very similar during most of the years. But in 1979 to 1983 the relative proportion of birds in the meadows decreased substantially, indicating that Skylarks were not able to breed very successfully after the intensification in cattle grazing initiated in 1977. In 1983 the grazing pressure was reduced, and since then Skylark populations in the two main habitats are once more fluctuating analogously. The vulnerability to high grazing pressure may be caused by high nest trampling rates, like in the waders, but may also be caused by the lack of seeding in the meadows.

The 400-450 pairs in 1973 and 1984 are equivalent to index 100 in Fig. 38. If the line transect area is representative to Tipperne as a whole, populations varied between some 300-350 pairs in the bottom year 1985 to 650-750 pairs in 1990 and 1992.

**Meadow Pipit.** Very few data exist from before 1972. In the thirties up to 20 nests were found in a season, and in some years observers reported the species to be breeding in small numbers, in others to be commonly breeding.

In 1972 and 1973 territories were mapped in two study plots, and in 1988 the species was mapped in most meadow areas (Møller 1975, Seeberg 1991). Meadow Pipits often behave very inconspicuously, and mappings often underestimate populations substantially (Hötiker in Glutz von Blotzheim and Bauer 1985). In 1973 25 pairs per km<sup>2</sup> were found in the meadows and 30 pairs per km<sup>2</sup> in the control area (Møller 1975) and these mappings are estimated to cover 75-90% of the real population size.

Line transect figures show huge fluctuations during the years 1972-1992 (Fig. 39). Assuming the 1973 densities to be representative to the entire reserve populations may have fluctuated between 70-80 pairs in bad years (like 1981, 1985, 1987 and 1988) and 240-280 pairs in good years (like 1974, 1975, 1984, 1989 and 1991).

Shifting grazing schemes do not seem to affect the Meadow Pipits, and the extent of mowing does not explain the fluctuations either (Fig. 39); there is no correlation between percentage of line transect area mown the year before and population size (1981-1990:  $r_s=0.085$ ). It is also only a very weak correlation between spring precipitation and population size (1981-1990:  $r_s=0.357$ ). The intensity of farming on Tipperne is apparently so low that it does not influence the breeding opportunities of the Meadow Pipit.

A remarkable correlation between population sizes in Schaalsmeerpolders in the Netherlands (data from Menkveld & Zonderwijk 1984) and line transect figures on Tipperne 1973-1980 ( $r_s=0.786$ ,  $p<0.05$ ) suggests that the fluctuations are caused by conditions outside the breeding area, maybe in common wintering areas.

**Yellow Wagtail (ssp. *flavissima*).** This subspecies is an irregular breeding bird in Denmark, and Tipperne is the site in the country with the most breeding records. Eight pairs bred or attempted to breed in six years between

1974 and 1986. Three pairs succeeded in producing fledged young.

Although *flavissima* on Tipperne are found among numerous breeding nominate *flava*, no signs of mixed breeding or breeding attempts ever occurred.

Apart from the breeding birds, 15 visiting *flavissima* were sexed. 14 were males, perhaps merely reflecting difficulties in identifying females, but apparently also reflecting that males are in surplus near the northern limit of the subspecies.

The subspecies bred in Denmark for the first time in 1970, and in 1971 8-9 pairs were breeding, almost exclusively along the west coast (Franzmann 1972). Most breeding records are from the seventies, and the Tipperne records fit well with this influx. 1988-1992 there were no breeding records and only few observations in Denmark.

**Yellow Wagtail (ssp. *flava*).** Very little information is available on this common Danish breeder on Tipperne before 1972. Yellow Wagtails bred irregularly during 1928-1932 (Tåning 1936), but in 1934 and 1940 they were common.

In 1972 and 1973 the species was mapped in two study plots. 10 pairs per km<sup>2</sup> were found on the meadows and 7.5 pairs per km<sup>2</sup> in the control area (Møller 1975). These densities indicate a total of some 50 pairs (excluding the reed-beds in Optrøden, with an estimated 10-30 pairs).

Since 1983 the species has been covered well most years. In the late eighties the Yellow Wagtail reached a peak of some 150 pairs on Tipperne, and an additional 200 pairs bred in the southern part of the peninsula.

Yellow Wagtails may have suffered due to the increased extent of mowing of the meadows since the mid-eighties, leaving less vegetation in the higher parts of Tipperne. On the other hand, extensive mowing in the eastern reed-beds has provided good opportunities for the species, with some 65 pairs in 1988 and 1989, equivalent to 60-65 pairs per km<sup>2</sup>.

Typical densities in good habitats – extensively utilized fresh meadows flooded in winter – are 10-20 pairs per km<sup>2</sup> (Glutz von Blotzheim & Bauer 1985). Even in a Danish context the mean density on Tipperne of 20-30 pairs per km<sup>2</sup> is very high; in other good meadow areas like Tøndermarsken and Vejlerne breeding densities of 3-4 and 1 pair per km<sup>2</sup>, respectively, are found (Gram et al. 1990, J.P. Kjeldsen 1991).

**Whinchat.** Whinchats are accidental breeders on Tipperne, only. In 1957 a pair bred successfully whereas a territorial pair in 1977 was unsuccessful.

**Whitethroat.** Whitethroats are not able to utilize mown and grazed meadows and the species entered Tipperne in the period with abandonment. The first pair bred in 1972 in a young elder on the meadow on Anholt; since the reintroduction of management in the mid seventies one to three pairs of Whitethroats have been breeding in the control area, and in planted trees and bushes at the field station.

**Hooded Crow.** One pair of Crows were breeding in a number of years between 1949 and 1976 in planted trees at the field station. Another pair bred successfully in an elder in the meadow on Anholt 1960-1962.

Since the mid seventies the field station was manned in winter as well, and furthermore regular ringing took place here in the spring; these activities was too disturbing to the Crows, and they gave up breeding. In 1991 and 1992 a pair has been seen frequently in willows in the control area; these bushes must be suitable as nest trees, but so far the Crows did not build any nest.

Crows occur regularly as nonbreeders during the breeding season. Aggressive waders see to that possible hunting areas are very limited; only in the control area with no such waders and along the main road, where the Crows may sit on fence poles without being attacked, they are allowed to search for food.

**Magpie.** A pair of Magpies were breeding in a willow in the control area 1977-1979. In 1978 three young fledged, the other two years the Magpies were unsuccessful. The birds hunted in the control area, exclusively.

**Linnnet.** Presumably, Linnets were breeding in trees and bushes at the field station during most of the study period. The overgrowing of the control area and the increased seeding in the vegetation here has provided improved feeding opportunities, and during the seventies and eighties the population increased from a single pair to vary between two and some ten pairs. Since 1975 breeding Linnets have been found away from the plantation in natural habitat in the control area.

The winter quarters of the Tipperne Linnets are remarkably well known. Of a total of some 100 ringed breeders 1983-1990 three were recovered in the winter months: all near Antwerp in Belgium.

#### **Colonial breeders: gulls and terns**

In contrast to most other breeders on Tipperne gulls and terns primarily utilize the reserve as nest site, whereas most feeding takes place in the neighbourhood. Consequently, predatory regimes make up the most important factor in determining population sizes.

Counting nests in bird colonies is much more straightforward than counting nests or territories of most other birds. Consequently, there is generally a good coverage of the gull and tern populations during the years.

**Little Gull.** The Little Gull is a scarce breeder on Tipperne with one pair breeding at five occasions during this century: 1907, 1912, 1942, 1948 and 1986.

The only attempt known to be successful was in 1986 when the pair produced two fledged young, assisted excellently by 15-20 immature Little Gulls which attacked intruders aggressively during the entire nest period (Thorup 1987b, 1988).

The species is breeding marginally, only, in Denmark, and the most regular breeding site Vejlerne was abandoned in 1982 (Christensen 1990b). In Tipperne Little Gulls occur predominantly in warm springs with



prevailing easterly winds, and when chironomides are found abundantly the Gulls may settle and breed like in 1986. Also in 1987-1989 a few adults were present during May and June, but breeding was not confirmed, and the birds left Tipperne again quite soon.

**Black-headed Gull.** During this century a quite stable population of some 15-20000 Black-headed Gulls were breeding in the southern part of Ringkøbing Fjord (Tåning 1943, Thorup 1986). In the first part of the study period a substantial proportion of these birds were breeding on Tipperne: 1-3000 pairs 1928-1939 and huge colonies in the early forties (Fig. 40) in connection with the collection of all eggs in the hitherto large colony on Klægbanken from 1938 to 1942. In this period the Klægbanken colony decreased from 20000 to 1000 pairs (Tåning 1943) and simultaneously a maximum was reached on Tipperne in 1942 with 12315 nests.

The breeding islands on Tipperne were not safe because of visiting mammalian predators, and as a result of increased fox predation the Black-headed Gulls moved to more safe sites like Poldene i Nymindestrømmen during the forties.

Since then Black-headed Gulls have bred irregularly and in small numbers. In recent years small colonies have settled on the island of Fuglepold and Opgrøden. Many birds arrive late in the season, and the populations were not covered that well. Very little is known about breeding success in these birds.

Four important breeding islands are found within a few km, and Tipperne will apparently always be a marginal site to the species due to the presence of mammalian predators.

**Common Gull.** With 500 to 1000 breeding pairs of Common Gulls between 1928 and 1950 Tipperne held one of the larger Danish colonies. Since then only few pairs have been breeding in the area.

Breeding was quite synchronized (Fig. 41), and more than 60% of all clutches were started between 6 and 15 May. Consequently, all successfully breeding pairs were having eggs or newly hatched chicks during the period with nest searches, and it is evaluated that the count coverage 1928-1964 was good (Fig. 42). 1985-1992 there may have been a few more breeding pairs, than were registered, due to poor hatching success.

During the 1930es and 1940es there were Common Gull nests everywhere on the meadows with concentrations along the shores of Tippesande and the northern part of the peninsula. Highest densities were found 1928-1946 on Fuglepold and N. Rad with 435 and 326 pairs per km<sup>2</sup>, respectively.

Generally, the breeding success seems to have been poor. In the early thirties the Common Gulls may have had a fair breeding success, however, and during a number of years in the early forties a larger number of young apparently fledged. Heavy fox predation was reported in the mid thirties and again in the late forties. 1975-1992 the apparent hatching success was 38% in 26 nests. 27% were predated and 35% flooded. Most of the

hatched nests were situated on Fuglepold, whereas four out of seven controlled nests on the mainland meadows were predated and all in nine controlled nests in Opgrøden were flooded.

The decrease in the Tipperne population around 1950, following an increase in predation pressure, was not a dying out of the population but simply a movement of the colony to more secure breeding sites, primarily to Poldene i Nymindestrømmen indicated by the constant population size in the two sites combined (Fig. 43).

A small population of mammalian predators seemed to be capable of removing the huge Common Gull population and thus indirectly of improving the breeding success in the meadow breeding waders. If not, for one reason or another, foxes and other mammalian predators should be wiped out Tipperne will presumably never again provide breeding opportunities for a major Common Gull colony.

**Lesser Black-backed Gull.** A population has established in Ringkøbing Fjord since 1940, today comprising some 130 pairs (Thorup 1990b). In recent years single pairs have been alarming on Tipperne, but breeding in the reserve has never been proved, and Tipperne will presumably never be a breeding site of any importance to the species because of the presence of foxes and other mammalian predators.

**Herring Gull.** The Herring Gull was an irregular breeding bird during the entire study period. Only in two breeding seasons, in 1945 and 1946, more than 10 pairs were breeding (Fig. 44). Herring Gulls are most vulnerable to mammalian predators as they have large and conspicuous eggs, and the main reason of their attempts at establishing a colony in the forties was presumably a comprehensive collection of eggs in the gulleries on Poldene i Nymindestrømmen nearby.

**Gull-billed Tern.** Tipperne was one of the most important breeding sites in Denmark to the Gull-billed Tern the first half of this century. The population size fluctuated quite substantially and as the most 105 pairs were breeding in 1942 (Fig. 45). In 1950 the colony moved from Tipperne to a more secure breeding site, Poldene i Nymindestrømmen, a few km away.

The species had a prolonged breeding season with laying between 10 May and 19 June, and, consequently, the chicks fledged between early July and mid August (Tåning 1944).

Various studies were performed on the species (Jensen 1946, Lind 1963a,b), and subsequently the attention to the species was high and the count coverage good. Most Gull-billed Terns nested in smaller colonies on Fuglepold associated with Avocets and Arctic Terns at the margin of Black-headed Gull colonies (Jensen l.c., Lind l.c.). Nests were distributed with interest distances of 2 to 20 m, and as the eggs are well camouflaged Gull-billed Terns are not as vulnerable to predators as, e.g., Sandwich Terns. Major drops in Gull-billed Tern population size 1928-1949 did mostly occur together with si-

multaneous declines in Avocets, however, and apparent population size was influenced by predation pressure even in this species.

Møller (1978d) concluded that large movements of Gull-billed Tern colonies took place in the 1930es and 1940es between the Wadden Sea, Ringkøbing Fjord and Stadil Fjord. Tåning (1944), who analysed data from the four colonies in Ringkøbing Fjord, found that Gull-billed Terns kept within the fjord, however, and concluded that some 100 pairs were breeding in Ringkøbing Fjord quite constantly in 1928-1943. The drop in 1944 is consistent with Møller's indication of a move to Stadil Fjord, and since then never more than 30 pairs were found in Ringkøbing Fjord with a slow but constant decrease during the forties and fifties. In 1949 the last breeding took place on Tipperne, and in 1962 in Ringkøbing Fjord, apart from a single pair on Tipperne in 1992 which succeeded in hatching chicks which died quite soon, however.

A strong decrease was seen similarly in the rest of Denmark in the 1950es and 1960es from some 300 pairs in the mid forties to 40 pairs in 1970 (Møller 1975a, 1978d). Today a small population survives in the Danish Wadden Sea only. Presumably, the decline was mainly caused by deterioration of the feeding habitats by drainage, extensified cultivation, and extensive building of holiday houses in the hitherto vast areas of old dunes and heather (Jensen 1946, Møller 1977). Gull-billed Terns have a varied diet of amphibians, reptiles, bird chicks, mice, and large insects found in a large catchment area around the breeding site. Major habitat changes in the 1950es and 1960es meant that larger areas of uncultivated heather and dunes with wet parts were no longer found in the vicinity of Ringkøbing Fjord. A possible re-establishment of a Gull-billed Tern colony on Tipperne in the future thus seems very unlikely, whereas single pairs may again try to breed accidentally, like in 1992.

**Caspian Tern.** One pair was reported to have bred on Tipperne in 1931 as three chicks were ringed 9 June (Skovgaard 1931, Rosendahl 1973). At this occasion "Tipperne" must have been used as common name for the entire Tipperne peninsula, as the reserve was permanently manned that year, and in the log the ringing is not even mentioned and Caspian Tern was only seen once in the entire breeding season on Tipperne. Presumably, this second-last breeding in Denmark took place well south of the reserve boundary.

**Sandwich Tern.** A colony of Sandwich Terns was situated on Tipperne in two periods: in 1928-1934 between 76 and 950 pairs were breeding and from 1939 to 1946 there were between 60 and 3588 nests on Tipperne (Fig. 46). The breeding was quite synchronous, and it was thus fairly straightforward to count the breeding pairs.

Probably, fox predation forced the terns to move away from Tipperne both in 1934/35 and in 1946/47. Both periods the Sandwich Terns were breeding on the island of Anholt in a dense colony within a huge Black-headed Gull colony. The predation in the mid thirties is

not described into details but both in 1945 and 1946 Anholt was regularly visited by predating foxes, and in 1947 a fox family lived on this small island.

The island Klægbanken 10 km north of Tipperne was a secure breeding island to Sandwich Terns most years of the study period. But in 1938-1942 heavy egg collection took place on the island, and this collection removed almost all colonial breeders. A still increasing proportion of these chased away birds settled on Tipperne with a maximum of 3588 pairs in 1942. Later in the forties the Klægbanken colony was re-established.

Tipperne does not provide secure nest sites to this species which is very vulnerable to mammalian predators. Sandwich Terns will presumably never again be more than accidental breeders on Tipperne. Since 1946 the species bred twice: one pair in 1966 and three pairs in 1990.

**Little Tern.** Breeding on Tipperne has not been proved since 1898 (Rambusch 1900), but one or a few pairs may have bred or attempted to breed in 1934 and in 1991-1992.

**Common Tern.** Between 1928 and 1966 Common and Arctic Terns were not separated during the nest counts as it was not possible to identify the nests to species level. The counted as well as the estimated population size of the two species combined is shown in Fig. 47.

Only in three seasons the terns were divided into Common and Arctic Terns: in 1946 and 1947 a number of incubating birds were caught on their nest and the population of each species was estimated, whereas all birds were identified in 1954.

In order to get a measure of the species distribution early in the study period draft mappings from 1931 were analysed. Mean clutch sizes and proportion of three-egg clutches are very different in the two species (Tab. 58), and mean clutch size and internest distances suggest a species distribution of some 25-30% Common Terns and 70-75% Arctic Terns in 1931.

Population estimates from 1931, 1945-1946 and 1954 and count figures 1966-1992 show a dramatic decrease in the Common Tern during this century (Fig. 48). Common Terns distribute their nests with shorter internest distances than Arctic Terns (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982), and in Tipperne Common Terns primarily bred in dense, small colonies on Fuglepold. They were thus more vulnerable to predation, and this can explain why the Common Tern population decreased years before the Arctic Tern population (Fig. 49). By the re-establishment of tern populations in the 1970es and 1980es both species came to Tipperne, but Common Terns never bred in larger numbers; their nest habitat on small low-lying islands in Tipperne was little suitable because of overgrowing during the chick rearing period and the Common Terns soon disappeared.

Common Terns did never settle on the newly established "bird island" Fuglepold like the Arctic Terns did (Fig. 50). This may again be because of their vulnerability to predators but a contributing reason for the dra-

matic decrease in the forties and the missing settlement in the 1980es may be that Common Terns are not as adaptable to shifting occurrences of food sources, as Arctic Terns are, but are more specialized on fixed species like a few groups of fish (Boecker 1967). The very variable hydrologic environment in Ringkøbing Fjord during this century may thus have created unsuitable feeding conditions to the species.

**Arctic Tern.** Between 1928 and 1966 Arctic Terns were not separated from Common Terns during the nest counts as it was not possible to identify the nests to species level. The counted as well as the estimated population size of the two species combined is shown in Fig. 47.

As described under Common Tern it is possible to estimate the species distribution in four years during this period; these estimates together with count figures 1967-1990 are shown in Fig. 49. The Arctic Tern population decreased constantly from 1931 to 1970. The most rapid decline took place in the late forties and early fifties. In those years agricultural use diminished and the meadows grew over. Increased predation by foxes and stouts may have been a contributing factor to the decrease.

In the first half of this century Arctic Terns were nesting widespread on the meadows. When grazing and mowing were reintroduced in the seventies the terns first settled on a number of small islands which were mown annually (Fig. 50). They were not very suitable for nesting as they grew over during the chick rearing period and often they were flooded during the breeding season. Soon after a canal changed Fuglepold into an island most Arctic Terns moved over there, and the population increased to some 100 pairs. 70 pairs on Fuglepold in 1988-1990 (Fig. 50) was at the same level as in the 1930es when the Arctic Tern population was at its maximum.

Arctic Terns arrive on Tipperne in mid April with a mean date of first arrival on 17 April. Courtship activities are initiated at once and the first nest scrape were found 25 April, the first eggs 4 May, and the first hatched chick 26 May. Breeding is quite synchronized and the main laying period was found to be as short as ten days 5 to 15 May in various years. Relaying takes place during May and first half of June. Usually, the Arctic Terns leave the reserve during July.

Apparently, breeding success on Tipperne in the 1980es was quite high, although hard data are fairly restricted. In 1986 23 pairs on two small islands produced 26 fledged young, and on Fuglepold in 1987 not a single predation was registered in 20 nests controlled some 200 nestdays.

The 70 pairs on Fuglepold placed their nests with distances between 7 and 60 m (1989; mean 22.7 m, SD  $\pm$  17.2 m; n=68). This internest distance provides a certain protection towards predation by foxes. In 1991 a fox lived on Fuglepold during the entire breeding season. The exact impact on the tern population is not known, as the terns were not censused in 1991 and 1992, but predation on eggs and chicks were much larger than the years before. This fox visit did not have any longterm ef-

fect, however; on a nest search in 1995 73 Arctic Tern nests were found on Fuglepold (Amstrup 1997a).

**Black Tern.** The single breeding attempt took place in the wet spring of 1986 when a pair behaved as if they were breeding 1 to 15 June. During June their breeding pool dried up and late in the month the birds had left.

#### Birds of the reed beds

In the entire study period the sheltered eastern shores of Tipperne were overgrown by reed. During the sixties, when the meadows were abandoned, the area with reed increased, but when management was re-established in the seventies the reed bed areas were again restricted (Tab. 59).

Reed harvest was performed most winters between 1929 and 1990 to a varying extent. The harvest was apparently most intensive in the late 1950es and in the 1980es. Since 1990 reed harvest is no longer permitted.

Birds of the reed beds do only include species spending their entire breeding season within the reeds. Mute Swan and Coot are treated in a later paragraph.

**Bittern.** Breeding of Bitterns has never been proved within the reserve but in 1990 and 1991 one breeding pair was suspected in Optrøden.

Breeding in the southern part of the peninsula was registered for the first time in 1971, and the population has expanded to 6-7 pairs in the nineties (Fig. 51). A similar strong increase was observed in the best Danish Bittern site Vejlerne, where some 5 pairs bred 1978-1980 and some 50 pairs in 1989-1990 (J. P. Kjeldsen 1991, 1992).

**Greylag Goose.** The Greylag Goose is a newly established breeding bird in Tipperne as well as in the rest of western Jylland. The first breeding record from Ringkøbing Fjord was from the southern part of the Tipperne peninsula in 1979, and in 1983 the first breeding attempt took place on Tipperne. Since 1984 one pair did breed most years, in 1988 two pairs. In the early nineties the Ringkøbing Fjord total was some 10-15 pairs.

**Marsh Harrier.** The establishment of the Marsh Harrier as a breeding bird in the southern part of the Tipperne peninsula was not followed very well but it is supposed to have taken place some time in the fifties. In the same period a stationary pair was seen now and then on Tipperne, and one may suspect the first breeding to have occurred by then although breeding was proved for the first time in 1976. In 1980-1991 two pairs were breeding on the reserve, and in 1992 three pairs.

The establishment of a population on Tipperne happened during an expansion period of the species in Denmark and Sweden (Jørgensen 1985, 1989a). In the southern part of Ringkøbing Fjord 2-4 pairs were breeding in 1970 (Ferdinand 1971) and some 15-18 pairs in 1990 (Thorup 1990b).

**Water Rail.** Water Rails were breeding on Tipperne during the entire study period, maybe irregularly, but the

population was never censused before the 1970es.

Several years between 1971 and 1992 counts were performed in the reed beds in order to cover, among other species, Water Rails (Tab. 60). Up to 19 territories were mapped and as the coverage of the species by such mappings is pretty low (e.g., Nilsson et al. 1985) the total on Tipperne may be as high as 35-50 pairs.

The future of the species on Tipperne is quite uncertain. On one hand the abandonment of reed harvest will certainly improve the habitat to the Water Rail, on the other hand increased salinity may result in reduced occurrence of suitable food items.

**Spotted Crake.** Spotted Crakes were registered in seven breeding seasons (Tab. 61) but breeding was never proved in the reserve. No nest searches were ever carried out in the reed beds, however, and the chance of finding a possible nest would anyhow be very small.

**Moorhen.** The Moorhen was a scarce and perhaps irregular breeding bird on Tipperne during the entire study period, but the species was rarely censused systematically. In five seasons, only, more than one breeding pair was found with a maximum in 1944 (four nests) and in 1975 (four to five pairs).

**Savi's Warbler.** The Savi's Warbler is a fairly newly arrived species in the Danish avifauna with regular occurrence in a few sites since 1968. A singing Savi's Warbler was heard on Tipperne for the first time in 1975 and since then it has been observed in another five breeding seasons (Tab. 62). Breeding was never proved in the reserve but was likely in the years when the birds arrived early in the season (1983, 1984, and 1992; Tab. 62).

**Sedge Warbler.** Sedge Warblers were breeding commonly on Tipperne during the entire study period with a maximum during the years with no management of the meadows.

The species was never censused between 1928 and 1971. 1972-1974 Sedge Warblers were mapped in some study plots in the overgrown meadows and 1975-1976 the species was mapped in the coastal reed beds. Since 1976 Sedge Warblers have been mapped in a number of seasons between 15 and 30 May at dawn (Tab. 63). In 1975 the population total was some 200 pairs, in 1987-1992, when there was no longer breeding habitat to the species on the meadows, the total was just under 100 pairs. With some 100 pairs Tipperne is still one of the larger known breeding sites of the species in Denmark. Several reed bed sites have never had their common breeding birds censused satisfactorily, however.

Generally the species experienced a substantial decrease between the mid seventies and the mid eighties. When Tipperne is divided into three subareas the decrease took place in two subareas with marked habitat changes: in the meadows where grazing and mowing removed the reed habitat some 100 pairs disappeared, and in the control area, where the inner coastal zone apparently grew over in the period – perhaps partly due to

eutrophication – the population went down from 35-40 pairs to some 10 pairs. In the third subarea: the eastern reed beds the population was quite constantly 75-90 pairs during the seventies, eighties, and nineties (Tab. 63).

Just before the first mappings were done on Tipperne, in the late sixties and early seventies, heavy decreases in Sedge Warbler populations were reported to have taken place in Denmark, Sweden, and Great Britain. Almost no standardized data are existent in Denmark, and a possible population decrease in this period is badly documented. In Sweden good data are existent from a number of ringing stations. Analyses from two migration sites give somewhat divergent results, as Svensson (1985) found a stable catch of Sedge Warblers 1958-1980 on the island of Öland, whereas Karlsson (1983) found a halving in the Sedge Warbler catch in Falsterbo between 1965 and 1974. Karlsson compared the Sedge Warbler catch with the catch of Reed Warblers solely, however, and a comparison between catches of Sedge Warblers and Reed Buntings (based on data from Roos 1977, 1980) shows a constant rate 1968-1980 (Tab. 64). Similarly, the Sedge Warbler rate of the total catch does not show a marked decrease either (Tab. 64).

No data exist from Tipperne to prove whether a decrease took place here before 1972. However, indirect evidence against such a decrease is found in the fact that Laursen (1977) found breeding densities in 1975-1976 in good Sedge Warbler breeding habitat of 570 pairs per km<sup>2</sup>, equivalent of an average territory size of some 1750 m<sup>2</sup>. This is almost identical of average territory sizes in good breeding habitat in England in 1966-1968 (Catchpole 1972) which is before the reported population decrease took place.

Almost without doubt habitat changes in southern Sweden and large parts of Denmark have been most unfavourable to the Sedge Warblers and have caused that the species has disappeared from a large number of former breeding sites. So far, monitoring on migration sites has not provided data to support a possible overall decrease in the Nordic Sedge Warbler population, perhaps because population decreases in a large number of smaller sites is drowning in the large number of birds originating from the core areas of the species: swamps and forests in northern Scandinavia and large reed beds in the lagoons of western Jylland.

**Reed Warbler.** Very little information does exist from before 1972 but the Reed Warbler was probably a fairly scarce breeder in Tipperne most years 1928-1974. 1972-1974 it was found breeding in small numbers primarily in the outer reed beds of the control area.

Reed Warblers were mapped in 1975-1976 (Laursen 1977 and in Hansen 1977), and again in a number of seasons between 1981 and 1992, and several good Reed Warbler censuses were performed at optimal conditions: between 10 and 25 June at dawn (Tab. 65). The first Reed Warbler arrives at Tipperne between 5 and 22 May (mean 1973-1989: 14 May), and the breeders arrive spread over several weeks.

In 1975-1976 the extension of coastal reed beds was at its maximum, and the population of Reed Warblers was at some 50 pairs. During the next years long stretches of coastal reed beds were removed by grazing and mowing but the Reed Warblers were still increasing to some 100 pairs in the mid eighties. This increase did primarily take place in the eastern reed beds and in the inner parts of the coastal zone of the control area where the Sedge Warblers simultaneously disappeared. This exchange may have taken place because of direct competition in which Reed Warblers apparently win (Svensson 1978).

The expansion in the seventies did take place simultaneously with a marked increase on migration sites in Sweden (Karlsson 1983). The increase in the 1980s, however, occurred in a period when the Danish population generally decreased measured by indices from point counts. The reason of a strongly negative correlation between Danish population indices and no. of territories in Opgrøden 1975-1989 ( $r_s = -0.929$ ,  $p < 0.01$ ) and similarly between these indices and figures from two line transects in the reed beds in Vejlerne 1980-1990: "Tømmerbytaxen" ( $r_s = -0.687$ ,  $p < 0.05$ ) and "Selbjerg-taxen" ( $r_s = 0.603$ ,  $p < 0.05$ ) has yet to be figured out. These figures indicate, however, that there is a certain flow between "smaller" sites (covered by the point counts) and the larger "core" sites.

**Bearded Tit.** A small population of Bearded Tits was breeding 1974-1978, and again since 1991 (Tab. 66). The figures are just rough estimates, however, as the species is very difficult to census due to a very prolonged breeding season, and a potential of early young being able to breed in the autumn of their year of birth (Björkman 1975).

The Bearded Tit is a newly established breeding species in Denmark. It was found breeding for the first time in 1966, but the species apparently disappeared in the winter 1969/70 (Møller 1980). In connection with huge embankments in the Netherlands, which improved the breeding conditions of the species substantially (SOVON 1987), a new wave reached Denmark in 1972. The population grew tremendously till 1978 when the Bearded Tit was a common reed bed species everywhere in Denmark. The winter 1978/79 killed almost all but during the 1980s a new population gradually built up. Several mild winters helped the species and in the autumn 1992 the Danish population was again very large with 10 000-50 000 birds in Vejlerne alone (J.P. Kjeldsen pers. comm.).

The wintering strategy of the species is unique as Bearded Tits disperse from their major breeding sites into different directions to avoid eradication by possible local exceptional harsh winter conditions. The species is thus dependent of the presence of widely distributed good reed beds in excess of those at the breeding site.

**Reed Bunting.** Reed Buntings have been breeding commonly during the entire study period but very few counts have been performed.

Territories were mapped in study plots in the meadows in 1972-1974 (Møller 1975 & udat.) and in the reed beds in 1976 (Laursen 1977 and in Hansen 1977), and based on these mappings at least 200 pairs were breeding in 1976. Mappings generally underestimate Reed Bunting populations (Jensen 1972, Møller udat.).

Since then grazing and mowing removed reed areas from the meadows and the extent of Reed Bunting habitat have thus decreased. 1983-1996 Reed Buntings were mapped in the reed beds in a number of years (Tab. 67), and the population is estimated at 125-175 pairs in this period.

#### **Waterfowl foraging on submerged vegetation and vegetation in the coastal zone**

**Mute Swan.** The Mute Swan was at the verge of extinction in Denmark in the 1920s but following full protection since 1926 the species spread and increased and was attaining 3000 pairs in 1966 (Andersen-Harild 1978). The first pair was breeding in Ringkøbing Fjord in 1944 and in 1959 the species reached Tipperne. In 1970 the population reached a level of some 8 to 15 pairs, and in 1986-1992 there was a similar number of pairs in the reserve.

In the 1970s there was a large influx of nutrients in Ringkøbing Fjord which resulted in a boom in the growth of submerged vegetation. This made a huge increase in the number of breeding Mute Swans possible with a maximum of 105 pairs on Tipperne in 1978 (Fig. 52). Because of bad light conditions the submerged vegetation died out again after 1978 causing a similar dramatic decrease in the Mute Swan population.

The large number of breeding pairs in the seventies primarily bred in the coastal zone (Fig. 53) in contrast to the situation during the population establishment.

During the 1970s a larger proportion of the Ringkøbing Fjord population concentrated on Tipperne compared to before and after (Fig. 54). This may indicate that the flourishing of the submerged vegetation was above average in the reserve.

**Coot.** The Coots were heavily persecuted in the beginning of this century everywhere in Denmark (Heilmann & Manniche 1929) and even in the nature reserve Tipperne (Hedin 1904), and this must be the main reason why the species did not breed at the beginning of the study period. Since the mid thirties the Coot has been a fairly common breeding bird on Tipperne, but the species was not censused regularly until 1971. The population is estimated at 5-15 pairs 1928-1970, 100-150 pairs 1975-1980 and some 50 pairs 1985-1992.

Similarly to the situation in the Mute Swan the flourishing of the submerged vegetation during the seventies resulted in a large number of breeding pairs settling in the coastal zone (Fig. 55). As the submerged vegetation died out after 1978 many pairs moved to the overgrown pools on Adamspold and Tipperpold (Fig. 55).

In the late seventies grazing and mowing removed a substantial part of the reed beds along the shoreline. That

this was not a contributory factor in the population decrease of the coastal zone breeders is indicated by the fact that the proportion of coastline breeders breeding in the control area was unchanged from the seventies to the eighties.

#### **Waterfowl foraging on fish and invertebrates**

**Great Crested Grebe.** One or two pairs were breeding almost annually on Tipperne 1971-1992. Before 1971 there were only three breeding records: one pair in 1910, at least one pair in 1940, and four pairs in 1941. The shallow water along the shores of Tipperne does not provide good nesting opportunities to the species, and the most regular nest sites were at the fairway in the Tipperne harbour and at a current channel on the island of Anholt.

**Shelduck.** When the species received full protection in 1931 the Danish total was very low but the species soon recovered, and a fair population built up in Tipperne during the 1930es.

Until 1953 the population was censused by counts of individuals at the nest holes which overestimated the number of actual breeders substantially, because large numbers of nonbreeders are thus included (Lind 1957).

The maximum number of observed broods is considered to be a much better measure of the local breeding population (Fig. 56). These figures involve a number of biases, however, as they include successful breeders only, as the recruitment area of the broods choosing to feed on Tipperne is not accurately known, and as the precise number of broods is not always easy to assess because the broods often swim together and some mothers subsequently quit guarding their chicks.

The latest population increase took place simultaneously with an increase in mudsnail populations in the eastern parts of the reserve; mudsnails are a favourite food source in Shelducks (Bauer & Glutz von Blotzheim 1968).

**Eider.** A pair of Eiders bred successfully in 1977. This breeding attempt was quite surprising as the favourite food of the species cockles and mussels are not found in the area.

**Red-breasted Merganser.** A small population was breeding during the entire study period. Till 1970 population estimates were based on the number of found nests, but the Red-breasted Merganser is a late breeder often initiating laying in June and July (Salomonsen 1968) after the standardized nest searches were performed (Fig. 6), and the count coverage is evaluated to have been quite bad.

1971-1992 the population can be estimated from the number of observed broods (Fig. 57). These figures involves the same biases as in the Shelduck although swimming together of broods is not considered a problem in assessing the Red-breasted Merganser population.

#### **Anthropogenic species**

A large number of species would never have been breed-

ing on Tipperne if it was not for the buildings or the planting of bushes and trees around the field station.

The most regularly breeding species were the Barn Swallow and the Pied Wagtail. Both are basically nesting on human constructions in Denmark, and on Tipperne up to 14 pairs of Barn Swallows nested on the buildings and up to three pairs of Pied Wagtails nested on the field station and in the engine room of a tractor (in use!).

The most important anthropogenic species to the Tipperne ecosystem was presumably the Kestrel of which one to two pairs were breeding in nestboxes 1973-1976. This experiment was considered detrimental to the meadowbreeding birds and the nestboxes were dismantled in 1976. Apparently, species like Avocets and Dunlins are most vulnerable to Kestrels in the breeding season (e.g., Watier & Fournier 1980, Hage 1997), and human introduction of Kestrels into the open meadow habitat must be seen as most inappropriate.

The following species have been breeding irregularly in the small plantation at the field station or in nestboxes on the field station: House Martin, Blue Tit, Blackbird, Icterine Warbler, Lesser Whitethroat, Willow Warbler, Chiffchaff, Spotted Flycatcher, and Starling.

## **Discussion: Meadows and management**

### **Tipperne as breeding area for meadow birds**

**The significance of Tipperne and the Baltic brackish meadows.** Meadows are cultural landscapes. Without mowing or grazing they would rapidly transform into marsh or scrub, which was also seen on Tipperne 1964 to 1973 (Gravesen 1972, Møller 1975). As the extent of natural landscapes in Denmark is very limited, and as most of the remaining bits are under threat, convincing arguments are needed in case extensive resources are to be procured in order to protect and retain cultural landscapes.

The Tipperne meadows constitutes one of the major remaining meadow areas of the Baltic coastal meadow type. Such brackish meadows are found along the coasts of the Baltic Sea and in some lagoons in the western part of Denmark, exclusively. They are characterized by having evolved various halophytic plant communities in spite of a relative limited influence by salt. A distinct farming practice during at least 500 years – and in some regions perhaps as long as some 2500 years – enabled these plant communities to develop and simultaneously a diverse meadow bird community evolved. Grazing favors the halophytic vegetation; directly by eliminating competition from more high-growing "fresh" plant species like reed, and indirectly by creating a more compact soil which prevents the leaching of salt. By abandonment high vegetation rapidly oust the halophytic vegetation (Dijkema 1990).

The recent bird communities almost exclusively originate from other habitats and geographical areas (Tab. 68). Some species are still found in more natural

habitats in Denmark, and two species, Lapwing and Skylark, have adopted to farmland. But five species: Pintail, Shoveler, Dunlin, Black-tailed Godwit and Ruff are breeding in managed meadows, exclusively, in the Baltic region. The Baltic Dunlin has adopted to meadow breeding by changing its breeding phenology and probably migration pattern as well (Jönsson 1986) causing the Baltic population to become distinct. Almost all natural habitat for the Black-tailed Godwit is nowadays eradicated, and consequently the species is surviving entirely in cultural landscapes.

Baltic brackish meadows are thus most important when biodiversity in plants and birds is to be retained, and additionally evolutionary aspects of the speciation of halophytic plants and Baltic Dunlins are of major scientific interest.

Meadow birds are not only dependent on some kind of management, they even have specific limits of the maximum and minimum extent of farming that suits the species in question and gives it a chance to breed successfully. Beintema (1986a, 1995) analysed these tolerance limits in a number of meadow birds, and the present study provides a similar figure for the Baltic Dunlin (Fig. 58). Tipperne holds way above one percent of the Danish total of most species (Tab. 69), with Oystercatcher in the upper end and Common Snipe in the lower end of the figure as the only exceptions. The present management on Tipperne suits especially the species with the smallest range between the tolerable maximum and minimum intensity of farming in Fig. 58. In the two most vulnerable species, Dunlin and Ruff, 20 and 40%, respectively, of the Danish total is found on Tipperne, whereas more than 20% of the Danish Black-tailed Godwits breed here as well. Tipperne is of international importance for Baltic Dunlin and Avocet (Tab. 69).

Pintails and Shovelers are meadow birds, too. Dabbling ducks have a few additional demands to their breeding habitat like suitable feeding areas to their ducklings, but broadly Pintails share demands with Baltic Dunlins whereas Shovelers are alike those of the Ruff.

The meadows on Tipperne make up quite one percent of the total area of coastal meadows in Denmark (35-40000 ha, according to J. Jensen 1987). Breeding densities on Tipperne of most meadow birds are thus well above average.

**Impact by farming and other management on the breeding birds.** Farming in brackish meadows typically involves four different practices that influence vegetation structure (and thus habitat maintenance) and breeding success: grazing, mowing, drainage and fertilization. This paragraph describes how various farming practices impact breeding possibilities by meadow birds and how the specific tolerance limits are established.

*Cattle grazing.* Maintenance of brackish meadows by grazing causes a heterogeneous vegetation structure with short, grazed vegetation in the lowlying areas and a harsher vegetation in the more dry areas, as cattle graze selectively on the fresher parts of the vegetation. Estab-

lishment of a more open type of meadow requires additional mowing.

Mowing without grazing, on the other hand, does not maintain open and short vegetation in the inner part of the coastal zone nor in gullies and pools. The inner part of the coastal zone is very important to chicks of Redshanks and Lapwings, and in drier years also to chicks of Dunlins and Black-tailed Godwits, as this zone is kept moist by water from the fjord at a time when the inner parts of the meadows dry out.

During spring, pools and gullies are gradually drying up and subsequently the bottom is covered by a luxuriant vegetation. Such vegetation is very attractive to grazing cattle and is thus kept down. Consequently, cattle prevent pools and gullies from overgrowing, and this is a very important impact for species like Dunlin and Ruff, as chicks of these two species predominantly feed in such dried-up pools.

Only Common Snipe (and maybe Ruff as well) at one end of the scale of tolerance, and Oystercatcher at the other do not seem to be dependent on grazing. Their habitat demands seem to be fulfilled entirely by mowing.

This dependence on grazing partly explains why most meadow birds do not tolerate a very low threshold of farming intensity in Fig. 58. But also the upper tolerance limit is somewhat determined by grazing. Beintema & Müskens (1987) found that cattle trampled meadow bird nests quite substantially. They studied trampling rates in Oystercatcher, Lapwing, Black-tailed Godwit and Redshank in Dutch meadows, and similar studies have been performed in Dunlin at Tipperne (Thorup 1996; Tab. 31). In both studies observer induced biases were avoided by visiting nests only when no cattle were present, and by placing nest marks in an inconspicuous way, so that marks should not attract cattle to the nests.

Trampling rates (Tab. 70) showed that Oystercatchers and Lapwings must be able, to some extent, to divert cattle, as these species have somewhat lower trampling rates than other waders, whereas Black-tailed Godwits, Dunlins, and Redshanks have remarkably similar trampling rates indicating passiveness towards approaching cattle.

From standardized trampling rates expected levels of trampling can be estimated (Tab. 73) when breeding phenologi (Fig. 59), grazing schemes (Tab. 71) and population sizes in the various fields (Tab. 72) are taken into account.

Tab. 73 shows that species with the lowest upper tolerance limit in Fig. 58 are most vulnerable to trampling of nests. Consequently, these species are most affected by intensification of farming (earlier cattle release, more rapid exchange between fields).

Even in a nature reserve like Tipperne the extent of trampling of nests is of major importance in determining how and when species like Redshank, Ruff, and Dunlin are able to breed successfully (Tab. 73). Before 1984 no less than 30-40% of all nests of the three species and almost 20% in the Black-tailed Godwit were trampled. This knowledge may help to explain how the substantial

decrease in grazing pressure and the division of the meadows into three fields since 1987 caused a multiplication in population sizes in Redshank, Ruff, and Dunlin and doubled the Black-tailed Godwit population.

During the present management scheme presumably still over 20% of all nests of Dunlin and Ruff are trampled ("Management 1993" in Tab. 73). Trampling would decrease with some 25% if cattle release was postponed (26 May instead of 17 May; "Forsenet" in Tab. 73) but a certain trampling of nests will always be the case as long as the advantages by grazing are wanted.

Obviously, the most comprehensive trampling takes place in the field "vestfennen" where cattle are released in the middle of the incubation period of most meadow birds (Tab. 74). At present some 70-80% of all nests of Redshanks, Dunlins, and Ruffs in this field are trampled. Most years trampling in other fields on Tipperne is almost insignificant. Only in years with slow vegetation growth causing an earlier shift in grazing fields high trampling rates are found in other fields as well ("Dårlig græsvekst" in Tab. 74).

A further three species breed in good numbers on the meadows: Avocet, Pintail and Shoveler. Avocets are primarily breeding in fields with late cattle release, and trampling of Avocet nests is almost non-existent. Trampling may influence hatching success in dabbling ducks; there are no data from Tipperne, but data from the Netherlands suggest that Shoveler is not that vulnerable to trampling (Musters et al. 1986).

Continuous grazing is strongly recommended on Tipperne and in other Baltic brackish meadows but a late release date is most important. In a Danish context cattle release on brackish meadows should ideally take place between 25 May and 2 June. All grazed fields should be grazed for the first time before 25 June, on the other hand, to avoid a too heavy growth in coastal zones and dried-up pools.

*Mowing.* In order to retain a wide open brackish meadow regular mowing is a necessity. Cattle grazing without additional mowing will result in overgrowing in the higher parts with plants like bulrush, cotton wool or matgrass, because the cattle graze selectively on the softer grass species which are primarily growing in the moister parts of the meadow. Optimally, meadows should be mown at least every third year.

Mowing should not be initiated before most chicks feeding in the meadows are fledged. According to Fig. 60 this has happened around 15 July. However, the maximum protein content of the grass is attained several weeks before that, and subsequently there is a conflict between farming and bird interests. On Tipperne mowing is usually started around 1 July and the high density breeding areas are mown from around 10 July. This invariably causes that some chicks of primarily Dunlins and Ruffs are killed by machinery, but the extent may be minimized by careful mowing near pools and coastal zones.

On bird islands with breeding terns and gulls mowing must be postponed until 15-20 July.

*Drainage and fertilization.* Drainage and fertilization are applied to improve vegetation growth. Drainage cause, primarily, an earlier growth, while fertilization cause an earlier growth as well as a more extensive growth during the entire growth season.

Beintema et al. (1985) showed that some meadow birds apparently are able to expedite their breeding to adopt an earlier vegetation growth and invertebrate occurrence. Especially meadow bird species with long- and strong-legged chicks like Black-tailed Godwit and Oystercatcher are able to breed successfully in fertilized meadows in any case to a certain extent.

Smaller wader species, on the other hand, are unable to adjust to such changes as they are dependent on short-grassed and open meadows during the entire breeding season. Especially, Dunlins and Ruffs which have their chicks on the meadows until they fledge are extremely vulnerable to a more rapid vegetation growth.

Additionally, drainage causes an earlier termination of the breeding season in meadow birds dependent on food items living in the upper soil or in the vegetation, as dried-up meadows provide less invertebrates accessible to meadow birds.

On Tipperne fertilization did never take place apart from a few limited experiments, and shall presumably never take place in the future, as the damage to the breeding birds would be immense.

Drainage, on the other hand, takes place in a small scale, mainly to provide opportunity to drain the main road after floods, and to secure the health of the cattle during very rainy conditions. As moist conditions are most important to all the vulnerable meadow birds it is recommended to minimize drainage as much as possible.

*Water level and salinity in Ringkøbing Fjord.* The sluice between Ringkøbing Fjord and the North Sea basically allows salinity and water level to be under human control.

With the main purpose to improve water quality in the fjord more sea water has been induced in recent years. This caused an increase in salinity, and this increase will probably continue in the years to come. A most probable consequence will be a change in the invertebrate fauna in the mudflats and in the shallow water on Tipperne; populations of chironomides, for example, will presumably decrease dramatically. Exact consequences to the meadow bird fauna are difficult to assess, but one must expect a large-scale decrease in species like Ruff – of which the Tipperne peninsula holds 50% of the Danish total at present – and various dabbling ducks.

A side effect of the increased sea water intake is a heightening of the water level in the fjord so that presence of mudflats accessible to waders around Tipperne was much more irregular in recent years. This caused a delayed initiation of breeding in Redshank and Dunlin in some years what must be a deterioration of the breeding possibilities to the two species.

A more careful water regulation is recommended in the breeding season letting the water level vary regularly between 15 and 30 cm above Danish normal zero. This water situation would allow regular feeding to the birds



on the mudflats and at the same time prevent a drying out of the mudflats and the coastal zone.

*Predator reduction.* Until the fifties the abundantly breeding Common Gulls were the most important predators to eggs and young of most breeding birds (Tåning 1936, Lind 1961), but since then Common Gulls became rare and foxes and stoats took over that rôle. Still at present, although the population of Common Gulls continuously is very low, the gulls have a significant impact on the hatching success in some of the more vulnerable species like Dunlin and Ruff (Tab. 32).

During the entire study period the larger mammalian predators were reduced to a various extent. Foxes were persecuted all years whereas polecat, badger, stoat, and weasel were killed periodically formerly. At least one fox-shooting is performed annually; the shooting was quite effective until in the early eighties, but since then a still smaller part of the fox population were shot each year, and today the populations of all mammalian predators are more or less regulated naturally. However, fox populations in the area are kept artificially high by carions from uncollected wildfowl in the adjacent hunting area Værnengene. Winter floodings are recommended to limit rodent populations and, consequently, mammalian predators as well.

Nestboxes for Kestrels were hung up on Tipperne in two periods. As the Kestrel is an artificial fauna element in open meadows, and the species seem to be highly detrimental to species like Dunlin and Avocet in the breeding season (e.g., Großkopf 1968, Watier & Fournier 1980, Hill 1986, Hage 1997) it is recommended not to place such nestboxes in areas holding significant populations of breeding meadow birds.

#### **Tipperne as a breeding area to gulls and terns**

From 1928 till the early forties Tipperne offered quite safe breeding sites to many species of gulls and terns, and the reserve held significant populations of Black-headed and Common Gulls, and Gull-billed, Sandwich, Common and Arctic Terns.

Several of these species are most vulnerable to predation by visiting mammalian predators, on Tipperne predominantly foxes, and from the mid forties even the remoter parts of the reserve became accessible to regular fox visits. Within a few years most species left the area and the remaining species decreased down to a very low population level.

The last ten years the combination of presence of short-grassed meadows and areas not too frequently visited by foxes, especially on Fuglepold, has provided breeding opportunities for some 100 pairs of Arctic Terns, the least vulnerable species, and in some years for a few small colonies of Black-headed Gulls as well.

Tipperne shall probably not again offer safe breeding sites for vulnerable colonial species unless an artificial bird island should be constructed in the fjord far from

land. This is very unlikely, and apparently also meaningless, as several safe bird islands are present within few km from Tipperne.

#### **Monitoring breeding birds on Tipperne in the future**

The present level of monitoring is evaluated as being sufficient to assess accurate population estimates of most breeding species on Tipperne and to provide indices for the remaining breeding species.

First priority species in the monitoring programme are: species in which Tipperne holds populations of international importance (Baltic Dunlin and Avocet), species in which a high proportion of the Danish total is concentrated on Tipperne (Pintail, Ruff, and Black-tailed Godwit), and distinctive species of the Baltic brackish meadow habitat in which Tipperne holds large and dense populations (Shoveler, Lapwing, Redshank, Cuckoo, Skylark, Meadow Pipit and Yellow Wagtail).

These species may be adequately censused by: two counts of dabbling ducks around 1 May, two mappings of Lapwing and Black-tailed Godwit in early May, counts of the Avocet colonies in late May, two counts/mappings of alarming Duns, Redshanks, female Ruffs, and Yellow Wagtails in early June, and line-transects every five days during April-June to provide indices of Cuckoo, Skylark, and Meadow Pipit. Additionally, a number of nests of Dunlin, Ruff, and Redshank must be controlled in order to obtain a measure of the hatching success, which is necessary to estimate the census coverage in the species.

The remaining breeding species can be covered during the already listed counts plus counts in the reed beds at dawn to cover Reed Warbler, Sedge Warbler and other reed bed species.

Monitoring of a number of environmental parameters like climate, soil moisture, water level, salinity, and invertebrate populations in the meadows and mudflats provides the basic understanding of the environment of the breeding birds. Hopefully, additional assessment of free living invertebrates in pools, gullies, and the coastal zones will be included in the monitoring programme in the future as well as a standardized assessment of rodent populations.

The monitoring scheme on Tipperne is one of a very few schemes obtaining standardized data on a number of characteristic meadow bird species. These monitoring data are thus of major importance way outside the Tipperne reserve itself as they provide reference material which is most needed and useful when trying to interpret and analyze results obtained from short-term or less intensive studies and surveys elsewhere.

It is recommended to connect scientific research in some of the most important breeding species of birds to the monitoring programme to improve the usability of the monitoring data. Fundamental knowledge of the dynamics in the Baltic brackish meadows and its bird populations is still lacking.

## Referencer

- Adret, P. 1983: Une étude des comportements parentaux de l'avocette en colonie de reproduction. Organisation spatiale inter- et intra-familiale. – *Can. J. Zool.* 61: 603-615.
- Adret, P. 1984: Une étude des relations spatiales entre jeunes Avocettes sur leurs lieux d'élevage. – *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 39: 193-208.
- Altenburg, W., N. Beemster, K. van Dijk, P. Esselink, D. Prop & H. Visser 1985: Ontwikkeling van de broedvogelbevolking van het Lauwersmeer in 1978-83. – *Limosa* 58: 149-161.
- Amstrup, O. 1997a: Ynglefugle 1995. Tipperne. Natur- overvågning. – Danmarks Miljøundersøgelser.
- Amstrup, O. 1997b: Ynglefugle 1996. Tipperne. Natur- overvågning. – Danmarks Miljøundersøgelser.
- Andersen, F. S. 1944: Contributions to the breeding biology of the Ruff (*Philomachus pugnax*). – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 38: 26-30.
- Andersen, F. S. 1945: Dværgmågens (*Larus minutus* Pall.) danske Ynglepladser. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 39: 28-50.
- Andersen, F. S. 1948: Contributions to the biology of the Ruff (*Philomachus pugnax* (L.)) II. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 42: 125-148.
- Andersen, F. S. 1951: Contributions to the biology of the Ruff (*Philomachus pugnax* (L.)) III. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 45: 125-148.
- Andersen, F. S. 1959: Bills, eggs, and nests of captured Arctic Terns (*Sterna paradisaea* Pont.) and Common Terns (*Sterna hirundo* L.). – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 53: 84-102.
- Andersen, J. F. 1983: Tipperne. Årsrapport over observationer 1981. – Fredningsstyrelsen.
- Andersen-Harild, P. 1978: Knopsvanen. – Skarv, Holte.
- Asbirk, S., S. Brøgger-Jensen & K. Falk 1989: Status for ynglebestandene af nogle fåtalige hede- og kystfuglearter i Danmark. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 83: 103-104.
- Asbirk, S. & T. Dybbro 1978: Bestandsstørrelse og habitatvalg hos Toppet Lappedykker *Podiceps cristatus* i Danmark 1975. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 72: 1-13.
- Baines, D. 1988: The effects of improvement of upland, marginal grasslands on the distribution and density of breeding wading birds (Charadriiformes) in northern England. – *Biol. Conserv.* 45: 221-236.
- Baines, D. 1989: The effects of improvement of upland, marginal grasslands on the breeding success of Lapwings (*Vanellus vanellus*) and other waders. – *Ibis* 131: 497-506.
- Baines, D. 1990: The roles of predation, food and agricultural practice in determining the breeding success of the Lapwing (*Vanellus vanellus*) on upland grasslands. – *J. Anim. Ecol.* 59: 915-929.
- Balser, D. S., H. H. Dill & H. K. Nelson 1968: Effect of predator reduction on waterfowl nesting success. – *J. Wildl. Manage.* 32: 669-682.
- Bancke, P. & H. Meesenburg 1952: A Study of the display of the Ruff (*Philomachus pugnax* (L.)). – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 46: 98-109.
- Bancke, P. & H. Meesenburg 1958: A Study of the display of the Ruff (*Philomachus pugnax* (L.)) II. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 52: 118-141.
- Barnes, R. D. 1974: *Invertebrate Zoology*. – Philadelphia.
- Barratt, J. & C. Barratt 1984: Aspects of censusing breeding Lapwings. – *Wader Study Group Bull.* 42: 45-47.
- Bauer, K. M. & U. N. Glutz von Blotzheim 1968: *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 2. – Frankfurt am Main.
- Beintema, A. J. 1983: Meadow Birds as Indicators. – *Env. Monit. Assessment* 3: 391-398.
- Beintema, A. J. 1986a: Nistplatzwahl im Grünland: Wahnsinn oder Weisheit? – *Corax* 11: 301-310.
- Beintema, A. J. 1986b: Man-made polders in the Netherlands: a traditional habitat for shorebirds. – *Colonial Waterbirds* 9: 196-202.
- Beintema, A. J. 1988: Conservation of grassland bird communities in the Netherlands. – *ICBP Tech. Publ.* 7: 105-111.
- Beintema, A. J. 1991a: Breeding ecology of meadow birds (Charadriiformes); implications for conservation and management. – *Disputats, Rijksuniversiteit Groningen*.
- Beintema, A. J. 1991b: What makes a meadow bird a meadow Bird? – *Wader Study Group Bull.* 61, Suppl.: 3-5.
- Beintema, A. J. 1991c: Status and conservation of meadow birds in the Netherlands. – *Wader Study Group Bull.* 61, Suppl.: 12-13.
- Beintema, A. J. 1991d: Fledging success of meadow bird (Charadriiformes) chicks, estimated from ringing data. I: A.J. Beintema: Breeding ecology of meadow birds (Charadriiformes); implications for conservation and management. – *Disputats, Rijksuniversiteit Groningen*.
- Beintema, A. J. 1992: Mayfield moet: oefeningen in het berekenen van uitkomstsucces. – *Limosa* 65: 155-162.
- Beintema, A. J. 1995: Eieren & kuikens. Pp. 121-143 i: Beintema, A. J., O. Moedt & D. Ellinger: *Ecologische atlas van de Nederlandse weidevogels*. – Schuyt & Co, Haarlem.
- Beintema, A. J., R. J. Beintema-Hietbrink & G. J. D. M. Müskens 1985: A Shift in the Timing of breeding in meadow birds. – *Ardea* 73: 83-89.
- Beintema, A. J., E. Dunn & D. A. Stroud 1997: Birds and wet grasslands. I: D. J. Pain & M. W. Pienkowski (red.): *Farming and birds in Europe: the Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*. – Academic Press, London.
- Beintema, A. J. & G. J. D. M. Müskens 1981: De invloed van beheer op de produktiviteit van weidevogels. – RIN-rapport 81/1, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Beintema, A. J. & G. J. D. M. Müskens 1987: Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. – *J. Appl. Ecol.* 24: 743-758.
- Beintema, A. J., J. B. Thissen, D. Tensen & G. H. Visser 1991: Feeding ecology of Charadriiform chicks in agricultural grassland. – *Ardea* 79: 31-44.
- Beintema, A. J. & G. H. Visser 1989a: Growth parameters in chicks of charadriiform birds. – *Ardea* 77: 169-180.
- Beintema, A. J. & G. H. Visser 1989b: The effect of

- weather on time budgets and development of chicks of meadow birds. – *Ardea* 77: 181-192.
- Bell, B. D., C. K. Catchpole & K. J. Corbett 1968: Problems of censusing Reed Buntings, Sedge Warblers and Reed Warblers. – *Bird Study* 15: 16-21.
- Bengtson, S.-A. 1972: Reproduction and fluctuations in the size of duck populations at Lake Mývatn, Iceland. – *Oikos* 23: 35-58.
- Berg, Å. 1991: Ecology of Curlews (*Numenius arquata*) and Lapwings (*Vanellus vanellus*) on farmland. – Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Berg, Å., T. Lindberg & K. G. Källebrink 1991a: Influence of habitat choice and colony size on reproductive success of Lapwings *Vanellus vanellus* on farmland. I: Berg, Å. 1991: Ecology of Curlews (*Numenius arquata*) and Lapwings (*Vanellus vanellus*) on farmland. – Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Berg, Å., T. Lindberg & K. G. Källebrink 1991b: Population dynamics of Curlews *Numenius arquata* and Lapwings *Vanellus vanellus* on farmland. I: Berg, Å. 1991: Ecology of Curlews (*Numenius arquata*) and Lapwings (*Vanellus vanellus*) on farmland. – Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Berg, Å., S. G. Nilsson & U. Boström 1991: Predation on artificial wader nests on large and small bogs along a south-north gradient. I: Berg, Å. 1991: Ecology of Curlews (*Numenius arquata*) and Lapwings (*Vanellus vanellus*) on farmland. – Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Bertelsen, J. & N. H. Simonsen 1986: Documentation on bird hunting and the conservation status of the species involved - situation in 1986. – Vildtbiologisk Station, Kalø.
- Beser, J. & S. von Helden-Sarnowski 1982: Zur Ökologie einer Ackerpopulation des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*). – *Charadrius* 18: 93-113.
- Bie, S. de & M. Zijlstra 1979: Remarks on the behaviour of the Avocet (*Recurvirostra avosetta* L.) in relation to different breeding places. – *Ardea* 67: 68-69.
- Bie, S. de & M. Zijlstra 1985: Kluten *Recurvirostra avosetta* in de Oostvaardersplassen: broeden en een veilige omgeving? – *Limosa* 58: 41-48.
- Björkman, G. 1975: Skäggesen etablerad som karaktärsfågel i Tåkerns vassar. Häckningsstudier. Artens möjlighet att klara vintern. Beståndsstorlek. – Medd. Tåkerns fältstation 10 (1974): 1-14.
- Björkman, G. 1976: Spridning av Skäggesar från Tåkern, häckningsresultat, populationsstorlek och ringmärkning under 1975. – Medd. Tåkerns fältstation 11 (1975): 17-20.
- Björkman, G. 1977: Skäggesen i Tåkern 1976. Kraftigt utsträck efter högflykt, spridning av arten över Syd och Mellansverige. – Medd. Tåkerns fältstation 12 (1976): 38-41.
- Björkman, G. 1978: Första hårda vinterprovet för Tåkerns Skäggesar. – Medd. Tåkerns fältstation 13 (1977): 12-15.
- Björkman, G. 1980: Punkttaxeringen i Tåkern 1979. Preliminär jämförelse mellan taxering och biotopklassificering. – Medd. Tåkerns fältstation 15 (1979): 29-39.
- Blegvad, H. 1936: Om fiskene i Ringkøbing Fjord 1913-32. Pp. 133-148 i: Spärck, R.(red.): Ringkøbing Fjords Naturhistorie i Brakvandsperioden 1915-1931. – København.
- Blomqvist, D. & S. Thorssell 1988: Födösökshabitat och födotillgång hos ungar av sydlig kärrsnäppa (*Calidris alpina schinzii*) i Ödsmål's kile, Bohuslän, 1985. – Göteborgs universitet, Zoologiska Institutionen.
- Blomqvist, D. & O. C. Johansson 1991: Distribution, reproductive success, and population trend in the Dunlin *Calidris alpina schinzii* on the Swedish west coast. – *Ornis Svecica* 1: 39-46.
- Blomqvist, D., O. C. Johansson & U. Unger 1991: Populationsekologiska studier af Kärrsnäppa på västkusten - en presentation. – Årsskr. Getterön fågelstation 1991: 4-11.
- Boecker, M. 1967: Vergleichende Untersuchungen zur Nahrungs- und Nistökologie der Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo* L.) und der Küstenseeschwalbe (*Sterna paradisaea* Pont.). – *Bonn. zool. Beitr.* 18: 15-126.
- Bolding, J., T. Jørgensen & H. Wohlmuth 1982: Ynglefugleoptællinger på Tipperne og Poldene i Nymindestrømmen samt Poldene ved Haurvig og Højsand 1980. – Intern rapport, Fredningsstyrelsen.
- Braae, L. & K. Laursen 1979: Ynglefugletælling 77/78. – Småfuglegruppen, DOF, København.
- Brandt, T. 1978: Tipperne. Årsrapport over observationer 1975. – Fredningsstyrelsen.
- Brandt, T. & J. Eskildsen 1975: Rapport over ynglefugleoptællinger på Tipperne og Klægbanken 1975. – Intern rapport, Fredningsstyrelsen.
- Brearey, D. & O. Hilden 1985: Nesting and egg-predation by Turnstones *Arenaria interpres* in Larid colonies. – *Ornis Scandinavica* 16: 283-292.
- Bregnballe, T. 1983: Tipperne. Årsrapport over observationer 1980. – Fredningsstyrelsen.
- Brunckhorst, H., B. Hälterlein, H. Hoffmann, W. Petersen & H.-U. Rösner 1988: Empfehlungen zur Brutbestandsfassung von Küstenvögeln an der deutschen Nordseeküste. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 8: 17-32.
- Bräger, S. & J. Meissner 1990: Bevoztugt die Uferschnepfe (*Limosa limosa*) zur Fortpflanzungszeit intensiv oder extensiv bewirtschaftetes Grünland? – *Corax* 13: 387-393.
- Buker, J. B. & N. M. Groen 1989: Verspreiding van Grutto's (*Limosa limosa*) over verschillende typen grasland in het broedseizoen. – *Limosa* 62: 183-190.
- Buker, J. B. & J. E. Winkelmann 1987: Eerste resultaten van een onderzoek naar de broedbiologie en het terreingebruik van de Grutto in relatie tot het graslandbeheer. – COAL-publicatie 32, Directie Beheer Landbouwgronden, Utrecht.
- Cadbury, C. J. & P. J. S. Olney 1978: Avocet population dynamics in England. – *Brit. Birds* 71: 102-121.
- Catchpole, C. K. 1972: A comparative study of territory in the Reed warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) and Sedge warbler (*A. schoenobaenus*). – *J. Zool., Lond.* 166: 213-231.
- Christensen, J. O. 1984a: Rapport over ynglefugleoptælling på Tipperne, Klægbanken og Poldene m.m. 1984. – Intern rapport, Fredningsstyrelsen.
- Christensen, J. O. 1984b: Nissum Fjords ynglefugle 1983. – Landbrugsministeriets Vildtforvaltning, Vildtreservatkontoret.
- Christensen, J. O. 1986: Status for ynglebestande af måger og terner i Ringkøbing amt. – Ringkøbing amts Fugleliv 3, DOF lokalafd. Ringk. amt.
- Christensen, J. O. 1990a: Præsentation af Måge- og Ter-

- negruppen. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 84: 94-96.
- Christensen, J. O. 1990b: Status for ynglebestande af måger og terner m.fl. i Danmark, 1988. – Måge- og ternegruppen, DOF, København.
- Christensen, J. T. 1978: Habitat selection of *Microtus* at the Tipperne peninsula. – *Natura Jutlandica* 20: 163-172.
- Christensen, J. T. 1980: Lækat og brud på Tipperne. – *Gejrfuglen* 16: 24-25.
- Christensen, M. & B. Jakobsen 1991: Ynglefugleoptælling på Langli og Skallingen 1990. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Christensen, R., M. Munk, H. Skov & J. Schmidt 1990: Fugle i Danmark 1988. Årsrapport over observationer. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 84: 105-144.
- Christiansen, M. S. 1977: Græsser i farver. – København.
- Claireaux, P. & P. Yésou 1986: Utilisation d'un marais saumâtre par l'Avocette (*Recurvirostra avosetta* L.): Influence de quelques paramètres du milieu. – *Gibier Faune Sauvage* 3: 97-113.
- Cramp, S. & K. E. L. Simmons (red.) 1977: The birds of the western Palearctic. Vol. 1. – Oxford University Press.
- Cramp, S. & K. E. L. Simmons (red.) 1983: The birds of the western Palearctic. Vol. 3. – Oxford University Press.
- Cramp, S. (red.) 1988: The birds of the western Palearctic. Vol. 5. – Oxford University Press.
- Croze, H. 1970: Searching image in Carrion Crows. – *Zeitschrift für Tierpsychologie* 5: 1-86.
- CWSS 1992: Joint monitoring project for breeding birds in the Wadden Sea. Annual report 1990. – Common Secretariat for the Cooperation on the Protection of the Wadden Sea, Wilhelmshaven.
- Dallinga, J. H. 1993: Verspreiding en nestplaatskeuze van de Tureluur (*Tringa totanus*) op twee landaanwinningsvakken in de Dollard. – Intern rapport, Stichting Het Groninger Landschap, Groningen.
- Danell, K. & K. Sjöberg 1977: Seasonal emergence of chironomids in relation to egg-laying and hatching of ducks in a restored lake (northern Sweden). – *Wildfowl* 28: 129-135.
- Davidson, N. C. 1991: Breeding waders on British estuarine wet grasslands. – *Wader Study Group Bull.* 61, Suppl.: 36-41.
- Deppe, H.-J. 1988: Bestandsentwicklung der Uferschnepfe (*Limosa limosa*) auf der Nordseeinsel Föhr. – *Vogelwelt* 109: 226-232.
- Dijkema, K. S. 1990: Salt and brackish marshes around the Baltic Sea and adjacent parts of the North Sea: Their vegetation and management. – *Biol. Cons.* 51: 191-209.
- Ditlevsen, H. 1936: Orme. Pp. 77-81 i: Spärck, R. (red.): Ringkøbing Fjords naturhistorie i brakvandsperioden 1915-1931. – København.
- Duebbert, H. F., J. T. Lokemoen & D. E. Sharp 1983: Concentrated nesting of Mallards and Gadwalls on Miller Lake Island, North Dakota. – *J. Wildl. Manage.* 47: 729-740.
- Dwernychuk, L. W. 1972: How vegetative cover protects duck nests from egg-eating birds. – *J. Wildl. Manage.* 36: 955-958.
- Dybbro, T. 1976: De danske ynglefugles udbredelse. – Dansk Ornithologisk Forening, København.
- Dybbro, T. 1981: En oversigt over de danske vadefuglebestande. – Proc. 2nd Nordic Congr. Orn. 1979: 109-110.
- Dybbro, T. 1985: Status for danske fuglelokaliteter. – Dansk Ornithologisk Forening, København.
- Dybbro, T. & O. H. Jørgensen 1971: Udbredelsen af Stor Kobbersneppe (*Limosa limosa*), Alm. Ryle (*Calidris alpina*), Brushane (*Philomachus pugnax*) og Klyde (*Recurvirostra avosetta*) i Danmark 1970. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 65: 116-128.
- Dyrz, A., J. Witkowski & J. Okulewicz 1981: Nesting of "timid" waders in the vicinity of "bold" ones as an antipredator adaption. – *Ibis* 123: 542-545.
- Ebbinge, B. S. 1991: The impact of hunting on mortality rates and spatial distribution of geese wintering in the Western Palearctic. – *Ardea* 79: 197-211.
- Eerden, M. R. van, J. Prop & K. Veenstra 1979: De ontwikkeling van de broedvogelbevolking in het Lauwerszeegebied sinds de afsluiting in 1969 t/m 1976. – *Limosa* 52: 176-190.
- Elderud, C. 1979: Projekt vass - för ökad kunskap om en underskattad naturtyp. – *Medd. Tåkerns fältstation* 14 (1978): 1-4.
- Elliot, R. D. 1985a: The exclusion of avian predators from aggregations of nesting lapwings (*Vanellus vanellus*). – *Anim. Behav.* 33: 308-314.
- Elliot, R. D. 1985b: The effects of predation risk and group size on the anti-predator responses of nesting Lapwings *Vanellus vanellus*. – *Behaviour* 92: 168-187.
- Emanuelsson, U. & P. E. Jönsson 1985: Kärrsnäppan och den hävdade våtängen - en angelägen naturvårdsfråga? I: M. Tjernberg (red.): Sydliga Kärrsnäppan *Calidris alpina schinzii* i Sverige. – Rapport SNV PM 1928, Naturvårdsverket.
- Ens, B. J., K. B. Briggs, U. N. Safriel & C. J. Smit 1996: Life history decisions during the breeding season. Pp. 186-218 i: J. D. Goss-Custard (red.): The Oystercatcher. From individuals to populations. – Oxford University Press.
- Ens, B. J., M. Kersten & J. B. Hulscher 1989: Reproductive success in the Oystercatcher *Haematopus ostralegus*: Why do so many Oystercatchers settle in poor quality territories? – *Wader Study Group Bull.* 57: 9-10.
- Eriksen, C. 1983: Ynglefuglene på Tipperne m.m. 1979. – Intern rapport, Fredningsstyrelsen.
- Eskildsen, J. 1976: Klægbankens ynglefugle 1976. – Intern rapport, Fredningsstyrelsen.
- Eskildsen, J. 1977: Klægbankens ynglefugle 1977. – Intern rapport, Fredningsstyrelsen.
- Eskildsen, J. 1988: Svanekolonien på Klægbanken - et symptom på forureningen. Pp. 56-66 i: H. Melfotte (red.): Naturpejlinger. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Etheridge, B. 1982: Distribution of Dunlin *Calidris alpina* nests on an area of South Uist machair. – *Bird Study* 29: 239-243.
- Etrup, H. & B. Bak 1985: Nogle træk af danske Vibers *Vanellus vanellus* yngleforhold. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 79: 43-55.
- Ferdinand, L. 1971: Større danske fuglelokaliteter I. – København.
- Fischer, K. 1982: Tipperne - årsrapport over observationer 1982. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Fleet, D. M., J. Frikke, P. Südbeck & R. L. Vogel 1994: Breeding birds in the Wadden Sea 1991. – Wadden Sea Ecosystem 1, CWSS & TMAG, Wilhelmshaven.
- Franzmann, N.-E. 1972: Gulhovedet Vipstjert. – *Feltornithologen* 14: 158-159.

- Frikke, J. 1987: Die Nutzung der Salzwiesen im dänischen Wattenmeer. Pp. 95-100 i: Kempf, N., J. Lamp & P. Prokosch (red): Salzwiesen: Geformt von Küstenschutz, Landwirtschaft oder Natur? – Tagungsbericht 1 der Umweltstiftung WWF Deutschland.
- Frikke, J. 1991: Breeding waders and wet grassland habitats in Denmark. – Wader Study Group Bull. 61, Suppl.: 42-49.
- Fuller, R. J. 1981: Aspects of counting Lapwings and Curlews breeding on lowland grasslands. – Wader Study Group Bull. 33: 14-16.
- Fuller, R. J., G. H. Green & M. W. Pienkowski 1983: Field observations on methods used to count waders breeding at high density in the Outer Hebrides, Scotland. – Wader Study Group Bull. 39: 27-29.
- Fuller, R. J., T. M. Reed, N. E. Buxton, A. Webb, T. D. Williams & M. W. Pienkowski 1986: Populations of breeding waders Charadrii and their habitats on the crofting lands of the Outer Hebrides, Scotland. – Biol. Cons. 37: 333-361.
- Galbraith, H. 1987: Marking and visiting Lapwing *Vanellus vanellus* nests does not affect clutch survival. – Bird Study 34: 137-138.
- Galbraith, H. 1988a: Effect of agriculture on the breeding ecology of Lapwings (*Vanellus vanellus*). – J. Appl. Ecol. 25: 487-503.
- Galbraith, H. 1988b: The effects of territorial behaviour on Lapwing populations. – Ornis Scand. 19: 134-138.
- Galbraith, H. 1989: Arrival and habitat use by Lapwings (*Vanellus vanellus*) in the early breeding season. – Ibis 131: 377-388.
- Girard, O. & P. Yésou 1989: Reproduction de l'Avocette (*Recurvirostra avosetta*) sur le marais d'Olonne: Chronologie, devenir des pontes. – Gibier Faune Sauvage 6: 225-243.
- Glutz von Blotzheim, U. N. & K. M. Bauer 1982: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 8. – Wiesbaden.
- Glutz von Blotzheim, U. N. & K. M. Bauer 1991: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 12. – Wiesbaden.
- Glutz von Blotzheim, U. N., K. M. Bauer & E. Bezzel 1975: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 6. – Wiesbaden.
- Glutz von Blotzheim, U. N., K. M. Bauer & E. Bezzel 1977: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 7. – Wiesbaden.
- Goss-Custard, J. D. 1970: Factors affecting the diet and feeding rate of the Redshank (*Tringa totanus*). Pp. 101-110 i: A. Watson (red): Animal populations in relation to their food resources. – Oxford.
- Gram, I., H. Meltofte & L. M. Rasmussen 1990: Fuglene i Tøndermarsken 1978-1988. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Gravesen, P. 1972: Plant communities of salt-marsh origin at Tipperne, Western Jutland. – Bot. Tidsskr. 67: 1-32.
- Gravesen, P. & P. Hald-Mortensen 1976: Natur og forskning på det naturvidenskabelige reservat Tipperne - og især de biologiske følger af vegetationsplejen. – Dansk Natur - Dansk Skole, Årsskrift 1975-1976: 63-81.
- Green, R. E. 1985: Estimating the abundance of breeding Snipe. – Bird Study 32: 141-149.
- Green, R. E. 1988: Effects of environmental factors on the timing and success of breeding of Common Snipe *Gallinago gallinago* (Aves: Scolopacidae). – J. Appl. Ecol. 25: 79-93.
- Green, R. E., J. Hawell & T. H. Johnson 1987: Identification of predators of wader eggs from egg remains. – Bird Study 34: 87-91.
- Green, R. E. & M. G. J. Hirons 1988: Effects of nest failure and spread of laying on counts of breeding birds. – Ornis Scand. 19: 76-78.
- Green, R. E., G. J. M. Hirons & J. S. Kirby 1990: The effectiveness of nest defence by Black-tailed Godwits (*Limosa limosa*). – Ardea 78: 405-413.
- Gregersen, J. 1974: Resultater af optællingerne på øerne i Ringkøbing Fjord 1974. – Intern rapport til Naturfredningsrådet.
- Groen, N. M. 1993: Breeding site tenacity and natal philopatry in the Black-tailed Godwit *Limosa l. limosa*. – Ardea 81: 107-113.
- Großkopf, G. 1958: Zur Biologie des Rotschenkels (*Tringa t. totanus*) I. – J. Orn. 99: 1-17.
- Großkopf, G. 1959: Zur Biologie des Rotschenkels (*Tringa t. totanus*) II. – J. Orn. 100: 210-236.
- Großkopf, G. 1968: Die Vögel der Insel Wangerooge. Nr. 5 der Abhandlungen aus dem Gebiet der Vogelkunde. – Vogelwarte Helgoland, Wilhelmshaven.
- Großkopf, G. 1970: Der Einfluß von Alter und Partnerwahl auf das Einsetzen des Brutgeschäftes beim Rotschenkel *Tringa totanus totanus*. – J. Orn. 111: 420-437.
- Göransson, G., J. Karlsson, S. G. Nilsson & S. Ulfstrand 1975: Predation on birds' nests in relation to antipredator aggression and nest density: an experimental study. – Oikos 26: 117-120.
- Hage, S. 1997: Getteröns fågelstation 1996. Pp. 187-188 i: Fågelåret 1996. – SOF, Stockholm.
- Hald-Mortensen, P. 1972: Ynglefuglene på strandengen Bygholm Vejle 1965. – Flora og Fauna 78: 7-24.
- Hale, W. G. 1956: The lack of territory in the Redshank *Tringa totanus*. – Ibis 98: 398-400.
- Hale, W. G. 1980: Waders. – Collins, London.
- Hale, W. G. & R. P. Ashcroft 1982: Pair formation and pair maintenance in the Redshank. – Ibis 124: 471-490.
- Hansen, F. & S. Kjeldsen 1994: Tipperne - ynglefugle-rapport 1991. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Hansen, K. 1979: Sølvmågen. – Skarv, Holte.
- Hansen, M. 1977: Rapport - Tippeternes ynglefugle 1976. – Intern rapport, Fredningsstyrelsen.
- Hansen, M. 1981: De fire vadefuglearter 3: Rylen fortsætter retræten. – Fugle 1981(4): 32-33.
- Hansen, M. 1985: Bestanden af Stor Kobbersnepe *Limosa limosa*, Alm. Ryle *Calidris alpina*, Brushhane *Philomachus pugnax* og Klyde *Recurvirostra avosetta* i Danmark i 1980. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 79: 11-18.
- Hansen, M. 1989: Udviklingen i bestanden af Stor Kobbersnepe *Limosa limosa*, Almindelig Ryle *Calidris alpina* og Brushhane *Philomachus pugnax* i Danmark i perioden 1970 - 1988. – Upubl. specialeopgave, Århus Universitet.
- Hansen, P. 1989: Gøg. Pp. 88-92 i: H. Meltofte & J. Fjeldså (red): Fuglene i Danmark. – Gyldendal, København.
- Hedin, N. 1904: Nogle iagttagelser over "Tippeternes" fuglefauna. – Flora og Fauna 6: 49-55.
- Heilmann, G. & A. L. V. Marniche 1929: Danmarks Fugleliv. – København.

- Heldt, R. 1966: Zur Brutbiologie des Alpenstrandläufers *Calidris alpina schinzii*. – Corax 1: 173-188.
- Hensler, G. L. & J. D. Nichols 1981: The Mayfield method of estimating nesting success: a model, estimators and simulation results. – Wilson Bull. 93: 42-53.
- Hill, D. 1984: Factors affecting nest success in the Mallard and Tufted Duck. – Ornis Scand. 15: 115-122.
- Hill, D. 1988: Population dynamics of the avocet (*Recurvirostra avosetta*) breeding in Britain. – J. Anim. Ecol. 57: 669-683.
- Holmes, R. T. 1970: Differences in population density, territoriality and food supply of Dunlin on arctic and subarctic tundra. I: A. Watson (red.): Animal populations in relation to their food resources. – Blackwell, Oxford.
- Högstedt, G. 1974: Length of pre-laying period in the Lapwing *Vanellus vanellus* L. in relation to its food resources. – Ornis Scand. 5: 1-4.
- Hötker, H. 1982: Zum Verhalten junger Wiesenpieper (*Anthus pratensis*) nach der Nestlingszeit. – Vogelwelt 103: 1-16.
- Hötker, H. 1990: Der Wiesenpieper. – A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Hötker, H. 1991: Waders breeding on wet grasslands in the countries of the European Community - a brief summary of current knowledge on population sizes and population trends. – Wader Study Group Bull. 61, Suppl.: 50-55.
- Hötker, H. 1995: Hatching and breeding success of Avocet. – Wader Study Group Bull. 76: 14.
- Hötker, H. & C. Sudfeldt 1982: Untersuchungen zur Brutbiologie des Wiesenpiepers (*Anthus pratensis*). – J. Orn. 123: 183-201.
- Hørring, R. 1926: Fugle II. – Danmarks Fauna, København.
- Iversen, J. 1936: Studier over vegetationen i Ringkøbing Fjord før Hvide Sande-kanalens genåbning 1931. Pp. 18-35. i: Spärck, R. (red.): Ringkøbing Fjords naturhistorie i brakvandsperioden 1915-1931. – København.
- Jackson, D. B. 1988: Habitat selection and breeding ecology of three species of waders in the Western Isles of Scotland. – Unpubl. Ph.D. thesis, University of Durham.
- Jackson, D. B. 1994: Breeding dispersal and site-fidelity in three monogamous wader species in the Western Isles, U.K. – Ibis 136: 463-473.
- Jackson, D. B. & S. M. Percival 1983: The breeding waders of the Hebridean machair: a validation check of the census method. – Wader Study Group Bull. 39: 20-24.
- Jacobsen, E. M. 1992: Ynglefuglerapport 1991. – Fugleregistreringsgruppen, DOF, København.
- Jacobsen, J. P. 1936: Vandets saltholdighed og temperatur i Ringkøbing Fjord i årene 1919-29. Pp. 1-17 i: Spärck, R. (red.): Ringkøbing Fjords naturhistorie i brakvandsperioden 1915-1931. – København.
- Jacobsen, L. B. 1989: Ynglefugleoptælling i Vejlerne 1987. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Jensen, A. 1987: Fuglene på Saltholm. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Jensen, A., G. Blicher-Mathiesen & K. Skovhus 1987: Kunstgødning af marsk- og strandeng - indflydelse på udbytte og kvalitet af planteproduktionen i naturlige plantesamfund. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Jensen, H. 1972: Kortmetodens anvendelighed i moser, med særligt henblik på de internationalt vedtagne regler. IV. RØRSPURV. – Danske Fugle 24: 147-156.
- Jensen, H. 1974: Sivsangerens forekomst, mål og vægt i Kagsmosen. – Danske Fugle 26: 199-205.
- Jensen, J. 1987: Strandenge - naturvenlig drift og pleje. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Jensen, J. S. 1984: Tipperne. Årsrapport over observationer 1983. – Fredningsstyrelsen.
- Jensen, J. S. 1986: Submerse makrofytters produktionsforhold og deres betydning for vegetationsædende vandfugle i Ringkøbing Fjord. – Upubl. specialrapport, Botanisk Institut, Århus Universitet.
- Jensen, J. S. 1987: Vegetationsundersøgelser på Tippergrunden Ringkøbing Fjord 1987. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Jensen, J. S. 1989: Vegetationsundersøgelser i Ringkøbing Fjord 1988. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Jensen, J. S. 1990: Vegetationsundersøgelser i Ringkøbing Fjord 1989. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Jensen, J. S. 1996: Bundvegetation 1995. Tipperne. – Arbejdsrapport fra Danmarks Miljøundersøgelser.
- Jensen, M. W. 1988: Strandengsplejebogen. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Jensen, N. H. 1940: Sildemågen (*Larus fuscus* L.) ynglende på Hans Lønnes Pold i Nymindestrømmen 1940. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 34: 112-113.
- Jensen, P. V. 1946: Nogle Jagttagelser over Sandternens (*Gelochelidon nilotica* (Gm.)) Biologi. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 40: 80-96.
- Jeschke, L. 1982: Salzgrasland als Vogelbiotop. – Meer und Museum, Stralsund 3: 40-52.
- Joensen, A. H. 1974: Waterfowl populations in Denmark 1965-1973. – Dan. Rev. Game Biol. 9(1): 1-206.
- Johnson, D. H. 1979: Estimating nest success: The Mayfield method and an alternative. – Auk 96: 651-661.
- Johnson, D. H. & T. L. Shaffer 1990: Estimating nest success: when Mayfield wins. – Auk 107: 595-600.
- Jönsson, P. E. 1985: Boplatsval, habitatnyt(t)jande og häckningsframgång hos skånske kärrsnäppor. Pp. 35-54 i: M. Tjernberg (red.): Sydliga kärrsnäppan *Calidris alpina schinzii* i Sverige. – Rapport SNV PM 1928, Statens Naturvårdsverk.
- Jönsson, P. E. 1986: The migration and wintering of Baltic Dunlins *Calidris alpina schinzii*. – Vår Fågelvärld Suppl. 11: 71-78.
- Jönsson, P. E. 1987: Sexual size dimorphism and disassortative mating in the Dunlin *Calidris alpina schinzii* in southern Sweden. – Ornis Scand. 18: 257-264.
- Jönsson, P. E. 1988: Reproduction and survival in a declining population of the Southern Dunlin *Calidris alpina schinzii*. I: P. E. Jönsson: Ecology of the Southern Dunlin. – Lund 1988.
- Jönsson, P. E. 1990: Kärrsnäppan *Calidris alpina schinzii* som häckfågel i Skåne 1990 - numerär, kläckningsframgång och populationsutveckling. – Anser 29: 261-272.
- Jørgensen, H. E. 1985: Bestandsudvikling, habitatvalg og ungeproduktion hos Rørhøg *Circus aeruginosus* 1971-83. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 79: 81-102.
- Jørgensen, H. E. 1989a: Danmarks Rovfugle - en statusoversigt. – Frederikshus, Øster Ulslev.
- Jørgensen, H. E. 1989b: Ynglende vandfugle i Storstrøms amt. Status over forekomster 1985-1989. – Frederikshus, Øster Ulslev.

- Jørgensen, H. E. 1990: Havterne (*Sterna paradisaea*). Pp. 61-62 i: J. O. Christensen (red.): Status for ynglebestande af måger og terner m.fl. i Danmark 1988. – Måge- og ternegruppen, DOF, København.
- Jørgensen, T. & T. Seidenfaden 1987: Ynglefugleoptælling i Vejlerne 1986. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Karllsson, J. 1983: Utvecklingen för sävsångare och rörsångare under de senaste tjugo åren, belysta genom ringmärkningsffiror. – Anser 22: 141-144.
- Kayser, B. 1988: Ynglefuglerapport. – Fugleregistreringsgruppen, DOF, København.
- Kjørboe, T. 1980: Distribution and production of submerged macrophytes in Tipper Grund (Ringkøbing Fjord, Denmark) and the impact of waterfowl grazing. – J. Appl. Ecol. 17: 675-687.
- Kjeldsen, J. P. 1988a: Tipperne - Årsrapport over observationer 1985. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Kjeldsen, J. P. 1988b: Tipperne - Årsrapport over observationer 1987. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Kjeldsen, J. P. 1990: Vejlerne - ynglefuglerapport 1988. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Kjeldsen, J. P. 1991: Vejlerne - ynglefuglerapport 1989. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Kjeldsen, J. P. 1992: Vejlerne - ynglefuglerapport 1990. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Kjeldsen, S. 1990: Tipperne - Årsrapport over observationer 1989. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Kjeldsen, S. 1992: Tipperne - ynglefuglerapport 1990. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Klinge, M. 1910: Fuglelivet på Tipperne i maj 1910. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 4: 75-89.
- Klinner, B. 1991: Breeding waders on wet grasslands (inland sites) in West Germany: Recent data. – Wader Study Group Bull. 61, Suppl.: 22-25.
- Klomp, H. 1951: Over de achteruitgang van de Kievit, *Vanellus vanellus* (L.), in Nederland en gegevens over het legmechanisme en het eiproductie-vermogen. – Ardea 39: 143-182.
- Klomp, H. 1954: De terreinkeus van de Kievit *Vanellus vanellus* (L.). – Ardea 42: 1-139.
- Koefoed, A. 1926: Danmarks Ynglefugle. – København.
- Kooiker, G. 1987: Gelegegrøbe, Schlupfrate, Schlupferfolg und Bruterfolg beim Kiebitz (*Vanellus vanellus*). – J. Orn. 128: 101-107.
- Kooiker, G. 1993: Phänologie und Brutbiologie des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*): 17jährige Beobachtungen in Nordwestdeutschland. – J. Orn. 134: 43-58.
- Krapu, G. L. 1974: Feeding ecology of Pintail hens during reproduction. – Auk 91: 278-290.
- Król, E. 1985: Numbers, reproduction and breeding behaviour of Dunlin *Calidris alpina schinzii* at the Reda mouth, Poland. – Acta Orn. 21: 70-94.
- Lank, D. B. & C. M. Smith 1987: Conditional lekking in ruff (*Philomachus pugnax*). – Behav. Ecol. Sociobiol. 20: 137-145.
- Larsson, T. 1976: Composition and density of the bird fauna in Swedish shore meadows. – Ornis Scand. 7: 1-12.
- Laursen, K. 1977: Rørskærets effekt på en bestand af småfugle. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 71: 95-101.
- Laursen, K. & L. Braae 1978: Ynglefugletællingerne 1975-1977. – DOF, København.
- Lewington, I., P. Alström & P. Colston 1991: A field guide to the rare birds of Britain & Europe. – Harper/Collins, London.
- Lid, J. 1979: Norsk og svensk flora. – Oslo.
- Lilleør, O. 1989: Tipperne - Årsrapport over observationer 1988. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Lind, H. 1957: En undersøgelse af Gravandens (*Tadorna tadorna* (L.)) trækrforhold. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 51: 85-114.
- Lind, H. 1961: Studies on the behaviour of the Black-tailed Godwit (*Limosa limosa* (L.)). – Munksgaard, København.
- Lind, H. 1963a: The reproductive behaviour of the Gull-billed Tern, *Sterna nilotica* Gmelin. – Vidensk. Meddr Dansk Naturh. Foren. 125: 408-448.
- Lind, H. 1963b: Nogle sociale reaktioner hos terner. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 57: 155-175.
- Lind, H. 1965: Parental feeding in the Oystercatcher (*Haematopus o. ostralegus* (L.)). – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 59: 1-31.
- Lindballe, P., R. Christensen, M. F. Munk, H. Skov, J. Schmidt, E. Søby & T. Søby 1993: Fugle i Danmark 1991. Årsrapport over observationer. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 87: 191-230.
- Lindballe, P., R. Christensen, M. F. Munk, H. Skov, J. Smidt & E. Søby 1994: Fugle i Danmark 1992. Årsrapport over observationer. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 88: 111-150.
- Lister, M. D. 1964: The Lapwing habitat enquiry, 1960-61. – Bird Study 11: 128-147.
- Livezey, B. C. 1980: Effects of selected observer-related factors on fates of duck nests. – Wildl. Soc. Bull. 8: 123-128.
- Livezey, B. C. 1981: Locations and success of duck nests evaluated through discriminant analysis. – Wildfowl 32: 23-27.
- Lyngs, P. 1992: Ynglefuglene på Græsholmen 1925-1990. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 86: 1-93.
- Lyngs, P., J. Faldborg & T. Rasmussen 1990: Trækfuglene på Christiansø 1976-1983. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Løppenthin, B. 1967: Danske ynglefugle i fortid og nutid. – Odense Universitetsforlag.
- Madsen, J. 1978a: Tipperne. Årsrapport over observationer 1976. – Fredningsstyrelsen.
- Madsen, J. 1978b: Tipperne. Årsrapport over observationer 1977. – Fredningsstyrelsen.
- Mardal, W. 1974: Ternegruppen. – Feltornithologen 16: 4-7.
- Mason, C. F. & S. M. Macdonald 1976: Aspects of the breeding biology of the Snipe. – Bird Study 23: 33-38.
- Matthiesen, H. O., B. Gölles & M. Iversen 1973: Savisangeren i Danmark 1949 + 1964-1972. – Feltornithologen 15: 115-121.
- Mayfield, H. 1961: Nesting success calculated from exposure. – Wilson Bull. 73: 255-261.
- Mayfield, H. 1975: Suggestions for calculating nest success. – Wilson Bull. 87: 456-466.
- Meltofte, H. 1979: The population of waders at Danmarkshavn, North-east Greenland, 1975. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 73: 69-94.
- Meltofte, H. 1981: Danske rasteplasser for vadefugle. Vadefugletællinger i Danmark 1974-1978. – Fredningsstyrelsen, Miljøministeriet, København.
- Meltofte, H. 1984: Hvad er det for en fuglefauna vi ønsker i Norden? – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 78: 65-70.
- Meltofte, H. 1985: Populations and breeding schedules of waders, (Charadrii), in high arctic Greenland. –

- Meddr Grønland, Biosci. 16: 1-43.
- Meltofte, H. 1986: Hunting as a possible factor in the decline of Fenno-Scandian populations of Curlews *Numenius arquata*. – Vår Fågelvärld Suppl. 11: 135-140.
- Meltofte, H. 1987: Forekomsten af rastende vadefugle på reservatet Tipperne 1928-82. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 81: 1-108.
- Mortensen, C. E. 1982: Rapport over ynglefugletælling på Tipperne, Klægbanken og Poldene m.m. 1982. – Intern rapport, Fredningsstyrelsen.
- Mortensen, C. E. 1983: Rapport over ynglefugletælling på Tipperne, Klægbanken og Poldene m.m. 1981. – Intern rapport, Fredningsstyrelsen.
- Mortensen, C. E. 1984: Rapport over ynglefugletælling på Tipperne, Klægbanken og Poldene m.m. 1983. – Intern rapport, Fredningsstyrelsen.
- Mortensen, C. E. 1986: En økologisk undersøgelse af engene på det naturvidenskabelige reservat Tipperne. – Upubl. specialrapport, Inst. f. Økologisk Botanik, Københavns Universitet.
- Mortensen, C. E. 1988: Engen, plejen og de ynglende vadefugle på Tipperne. Pp. 44-54 i: H. Meltofte (red.): Naturpejlinger. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Munk, M., R. Christensen, H. Skov & J. Schmidt 1991: Fugle i Danmark 1989. Årsrapport over observationer. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 85: 109-144.
- Musters, C. J. M., F. Parmentier, A. J. Poppelaars, W. J. Ter Keurs & H. A. Udo de Haes 1986: Factoren die de dichtheid van weidevogels bepalen. – Afdeling Milieubiologie, Rijksuniv. Leiden.
- Møller, A. P. 1975a: Ynglebestanden af Sandterne *Gelochelidon n. nilotica* Gmel. i 1972 i Europa, Afrika og Vestasien med et tilbageblik over bestandsændringer i dette århundrede. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 69: 1-8.
- Møller, A. P. 1975b: Sandternens *Gelochelidon n. nilotica* Gm. ynglebologi i Danmark. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 69: 9-18.
- Møller, A. P. 1975c: Ynglefugleoptylling af vadefugle *Charadrii* på Læsø, Nordjylland, i årene 1971-74. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 69: 31-40.
- Møller, A. P. 1975d: Sandternens *Gelochelidon n. nilotica* Gmel. bestandsændringer i Danmark og analyse af nogle bestandsregulerende faktorer. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 69: 81-88.
- Møller, A. P. 1977: Sandternens *Gelochelidon n. nilotica* Gmel. føde i yngletiden i Nordjylland og Camargue, Frankrig, med en oversigt over fødeemner i andre dele af artens udbredelsesområde. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 71: 103-112.
- Møller, A. P. 1978a: Nordjyllands Fugle - deres yngleudbredelse og trækforhold. – Klampenborg.
- Møller, A. P. 1978b: Yngletidspunkt, kolonistørrelse, kuldstørrelse og ungeproduktion hos vade-mågefugle på Læsø. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 72: 41-50.
- Møller, A. P. 1978c: Mågernes *Larinae* yngleudbredelse, bestandsstørrelse og -ændringer i Danmark, med supplerende oplysninger om forholdene i det øvrige Europa. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 72: 15-40.
- Møller, A. P. 1978d: Skiftende koloniplaceringer hos danske Sandterner *Gelochelidon n. nilotica* Gmel. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 72: 119-126.
- Møller, A. P. 1979: Bestandsændringer hos spurvefugle *Passeres* i Nordjylland i årene 1960-1976. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 73: 233-243.
- Møller, H. S. (udat.): Ynglefugletællinger på Tipperne (incl. Poldene) 1971, 1972, 1973 og 1974, og generalinstruks for optællingerne af ynglefuglene på reservatet Tipperne 1972-76 (1981). – Interne arbejds-papirer.
- Møller, H. S. 1975: Danish salt-marsh communities of breeding birds in relation to different types of management. – Ornis Scand. 6: 125-134.
- Møller, H. S. 1979: Tipperne - Rapport over ynglefugle på Tipperne 1978 og Poldene m.m. i 1977-1978. – Intern rapport, Fredningsstyrelsen.
- Møller, H. S. 1980: Naturforholdene i Vejlerne. – Fredningsstyrelsen.
- Møller, H. U. S. 1978: Redehabitatvalget hos Vibe (*Vanellus vanellus* (L.)), Stor Kobbersneppe (*Limosa limosa* (L.)), Rødben (*Tringa totanus* (L.)) og Bruschøne (*Philomachus pugnax* (L.)) på reservatet Tipperne, Vestjylland. – Upubl. specialrapport, Zoologisk Museum, Københavns Universitet.
- Newton, I. & C. R. G. Campbell 1975: Breeding of Ducks at Loch Leven, Kinross. – Wildfowl 26: 83-103.
- Nielsen, K. D. 1996a: Vibens *Vanellus vanellus* ynglesucces på kreaturafgræssede marker i Margrethekog. – Upubl. specialrapport, DMU og Københavns Universitet.
- Nielsen, K. D. 1996b: Kreaturudsætning kan reducere Vibens ynglesucces. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 90: 8.
- Nilsson, L., P. Nilsson & H. Sandberg 1985: Vasskördens inverkan på häckande fågelarter vid Tåkern. – Ving-spegeln 4: 69-83.
- Nilsson, L., P. Nilsson & H. Sandberg 1988: Effekter av vasskörd på den häckande fågelfaunan i Tåkern. – Vår Fågelvärld 47: 310-319.
- Nilsson, L. & H. Persson 1986: Boplatsval, kullstorlek och häckningsframgång hos en skånsk rörsångarpopulation. – Vår Fågelvärld 45: 340-346.
- Nordström, S. 1975: Seasonal activity of lumbricids in southern Sweden. – Oikos 26: 307-315.
- Nøhr, H. 1981: Tipperne. Årsrapport over observationer 1979. – Fredningsstyrelsen.
- Olsen, H. & J. Petersen 1989: Tipperne. Årsrapport over observationer 1986. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Olsen, H. & M. L. Jørgensen 1995: Studeafgræsning på Vestamager. Afgræsningens betydning på fugle- og insektafaunaen. – Upubl. hovedopgave, KVL, København.
- Paassen, A. G. van, D. H. Veldman & A. J. Beintema 1984: A simple device for determination of incubation stages in eggs. – Wildfowl 35: 173-178.
- Pearson, D. J. 1981: The wintering and moult of Ruffs *Philomachus pugnax* in the Kenyan Rift Valley. – Ibis 123: 158-182.
- Pedersen, M. B. & E. Poulsen 1991: En 90 m/2 MW vindmølles indvirkning på fuglelivet. – Danske Vildtundersøgelser 47.
- Petersen, B. D. 1977: Fladvandets bundfauna og vadefuglenes fouragering på reservatet Tipperne. – Upubl. specialrapport, Københavns Universitet.
- Petersen, B. D. 1981: Vadefuglenes fouragering og predation på bundfaunaen på Tipperne. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 75: 7-22.
- Petersen, B. S. & H. Nøhr 1991: Monitoring af agerlandets fugle 1990. – Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen 25.



- Petersen, F. D. 1976: Changes in numbers of migrants ringed at Danish bird observatories during the years 1966-1975. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 70: 17-20.
- Piersma, T. 1986: Breeding Waders in Europe. – Wader Study Group Bull. 48, Suppl.: 1-116.
- Poulsen, E. M. 1936: Malacostraca (Storkrebs) og Cirripedia (Rankefødder). Pp. 82-98 i: Spärck, R. (red.): Ringkøbing Fjords naturhistorie i brakvandsperioden 1915-1931. – København.
- Pulliam, H. R. 1988: Sources, sinks, and population regulation. – Am. Nat. 132: 652-661.
- Rambusch, S.H.A. 1900: Studier over Ringkøbing Fjord. – Det nordiske Forlag, København.
- Rasmussen, J. & B. Jakobsen 1985: Ynglefugleoptælling på Langli og Skallingen 1984. – Intern rapport, Fredningsstyrelsen.
- Rasmussen, L. U. 1979: Fjordternens *Sterna hirundo* L. status som ynglefugl i Danmark 1970-1976. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 73: 271-279.
- Rasmussen, P. 1991: Ynglefugle på Læsø's strandenge og småholme 1990. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Reed, T. M. 1986: Diurnal and seasonal variability in the breeding behaviour and detectability of Snipe. – Wader Study Group Bull. 48: 15-17.
- Reed, T. M. & R. J. Fuller 1983: Methods used to assess populations of breeding waders on Machair in the Outer Hebrides. – Wader Study Group Bull. 39: 14-16.
- Reed, T. M., T. D. Williams & A. Webb 1983: The Wader Study Group survey of Hebridean waders: was the timing right? – Wader Study Group Bull. 39: 17-19.
- Rhijn, J. G. van 1991: The Ruff. – London.
- Ringkjøbing Amtskommune 1986: Ringkøbing Fjord undersøgelser 1986-87. Saltchock-problematik i relation til fjordfiskeriet. – Vand- og Miljøafd., Ringkøbing Amt.
- Roos, G. 1977: Ringmærkningsverksamheten vid Falsterbo fågelstation 1968-1975. – Anser 16: 1-16.
- Roos, G. 1980: Ringmærkningsverksamheten vid Falsterbo fågelstation 1976-1979. – Anser 19: 237-244.
- Rosendahl, S. 1973: Kommentarer til et ynglefund af Rovterne. – Danske Fugle 25: 53-54.
- Rostrup, E. & C. A. Jørgensen 1973: Den danske flora. – København.
- Rundgren, S. 1975: Vertical distribution of lumbricids in southern Sweden. – Oikos 26: 299-306.
- Rønnest, S. 1978: Ynglefugleoptælling på Tipperne 1977. – Intern rapport, Fredningsstyrelsen.
- Salomonsen, F. 1968: Nordens ynglefugle i farver. – København.
- Salomonsen, F. 1972: Fugletrækket og dets gåder. – København.
- Salvig, J. C. 1990: Studier over danske Klyders (*Recurvirostra avosetta*) træk- og yngleforshold. – Upubl. specialeopgave, Vildtbiologisk Station, Kalø.
- Scheufler, H. & A. Stiefel 1985: Der Kampfpläuer. – A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Schnakenwinkel, G. 1970: Studien an der Population des Austernfischers auf Mellum. – Vogelwarte 25: 336-355.
- Schranck, B. W. 1972: Waterfowl nest cover and some predation relationships. – J. Wildl. Manage. 36: 182-186.
- Schultz, W. 1987: Einfluß der Beweidung von Salzwiesen auf die Vogelfauna. I: Kempf, N., J. Lamp & P. Prokosch (red): Salzwiesen: Geformt von Küstenschutz oder Natur? – Tagungsbericht I der Umweltschutzstiftung WWF-Deutschland.
- Seeberg, M. 1991: Tipperne. Ynglefuglerapport 1988. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Skov, H., M. Munk, R. Christensen, P. Lindballe & J. Schmidt 1992: Fugle i Danmark 1990. Årsrapport over observationer. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 86: 209-242.
- Skovgaard, P. 1931: D.O.C.s Ringmærkningslister 1930 og 1931. – Danske Fugle 3: 149-150.
- Smith, K.W. 1981: Snipe censusing methods. – Bird Study 28: 246-248.
- Smith, S. 1950: The Yellow Wagtail. – Collins, London.
- Soikkeli, M. 1967: Breeding cycle and population dynamics in the Dunlin *Calidris alpina*. – Ann. Zool. Fenn. 4: 158-198.
- Soikkeli, M. 1970a: Dispersal of Dunlin *Calidris alpina* in relation to sites of birth and breeding. – Ornis Fennica 47: 1-9.
- Soikkeli, M. 1970b: Mortality and reproductive rates in a Finnish population of Dunlin *Calidris alpina*. – Ornis Fennica 47: 149-158.
- Soikkeli, M. & J. Salo 1979: The bird fauna of abandoned shore pastures. – Ornis Fennica 56: 124-132.
- SOVON 1987: Atlas van de Nederlandse Vogels. – Arnhem.
- Spärck, R. 1936: Bløddyr. Pp. 123-131 i: Spärck, R. (red.): Ringkøbing Fjords naturhistorie i brakvandsperioden 1915-1931. – København.
- Stiefel, A. & H. Scheufler 1989: Der Alpenstrandläufer. – A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Street, M. 1977: The food of Mallard ducklings in a wet gravel quarry, and its relation to duckling survival. – Wildfowl 28: 113-125.
- Sueur, F. 1985: Note complémentaire sur l'utilisation de l'espace chez l'avocette *Recurvirostra avosetta*. – Rev. Ecol. (Terre Vie) 40: 119-121.
- Svensson, S. E. 1978: Territorial exclusion of *Acrocephalus schoenobaenus* by *A. scirpaceus* in reedbeds. – Oikos 30: 467-474.
- Svensson, S. E. 1985: Effects of changes in tropical environments on the North European avifauna. – Ornis Fennica 62: 56-63.
- Thompson, P. S. & W. G. Hale 1989: Breeding site fidelity and natal philopatry in the Redshank *Tringa totanus*. – Ibis 131: 214-224.
- Thompson, P. S., C. McCarty & W. G. Hale 1990: Growth and development of Redshank *Tringa totanus* chicks on the Ribble saltmarshes, N.W. England. – Ring- & Migr. 11: 57-64.
- Thomsen, J. B. & H. Nøhr 1987: Tipperne. Årsrapport over observationer 1978. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Thorup, O. 1986: Tipperne - ynglefuglerapport 1985. – Fredningsstyrelsen.
- Thorup, O. 1987a: Tipperne. Årsrapport over observationer 1984. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Thorup, O. 1987b: Sommer-Dværgmåger. Fugle 1987 (2): 12.
- Thorup, O. 1988: Tipperne - ynglefuglerapport 1986. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Thorup, O. 1990a: Tipperne - ynglefuglerapport 1987. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Thorup, O. 1990b: Tipperne - ynglefuglerapport 1989. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Thorup, O. 1991: Population trends and studies on

- breeding waders at the nature-reserve Tipperne. – Wader Study Group Bull. 61, Suppl.: 78-81.
- Thorup, O. 1993: Ynglebiologiske undersøgelser mm af Engryle på Tipperne 1993. – Intern arbejdsrapport.
- Thorup, O. 1995a: The influence of nest controls, catching and ringing on the breeding success of Baltic Dunlin *Calidris alpina*. – Wader Study Group Bull. 78: 26-30.
- Thorup, O. 1995b: Breeding success of Baltic Dunlin on Tipperne, Denmark. – Wader Study Group Bull. 76: 18.
- Thorup, O. 1996: Ynglebiologiske undersøgelser mm af Engryle på Tipperne 1996. – Intern arbejdsrapport.
- Thorup, O. 1997a: Langtidsstudier af ryler på Tipperne. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 91: 50-51.
- Thorup, O. 1997b: Ynglefugleoptælling 1996. Vadehavet. – Danmarks Miljøundersøgelser.
- Thorup, O. 1997c: Ynglefugle 1994. Tipperne. Natur- overvågning. – Danmarks Miljøundersøgelser.
- Tinbergen, N., M. Impekovén & D. Franck 1967: An experiment on spacing-out as a defence against predation. – Behaviour 28: 307-321.
- Tjernberg, M. (red.) 1985: Sydliga kärnsnäppan *Calidris alpina schinzii* i Sverige. – Rapport SNV PM 1928, Naturvårdsverket.
- Tuck, L. M. 1972: The Snipes. – Canadian Wildlife Service, Ottawa.
- Tuite, C. H. & M. Owen 1984: Breeding waterfowl on British inland waters in 1980. – Wildfowl 35: 157-172.
- Tåning, Å. V. 1936: Ringkøbing Fjords fugle. Pp. 149-219 i: Spärck, R. (red.): Ringkøbing Fjords naturhistorie i brakvandsperioden 1915-1931. – København.
- Tåning, Å. V. 1941: Ynglefuglenes Træk til og fra Tipperne. Observationer og ringmærkninger. Vadfugle. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 35: 180-219.
- Tåning, Å. V. 1943: Hættemågekolonier og svømmemænd. Et forsøg udført på Klægbanken i Ringkøbing Fjord. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 37: 11-19.
- Tåning, Å. V. 1944: Ynglefuglenes træk til og fra Tipperne. Observationer og ringmærkninger. Tern og måger. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 38: 163-216.
- Walker, A. J. & D. F. Chandler 1985: Family group movements by breeding Redshanks on South Uist. – Wader Study Group Bull. 45: 29-31.
- Watier, J.-M. & O. Fournier 1980: Eléments de démographie de la population d'Avocettes (*Recurvirostra avosetta*) de la côte atlantique française. – L'Oiseau R. F. O. 50: 307-321.
- Webb, A., T. M. Reed & T. D. Williams 1983: The Hebridean wader survey: Did the observers record in the same way? – Wader Study Group Bull. 39: 24-26.
- Wenink, P. W., A. J. Baker, H.-U. Rösner & M. G. J. Tilanus 1994: Global mitochondrial DNA phylogeography of Holarctic breeding Dunlins (*Calidris alpina*). I: P. W. Wenink: Mitochondrial DNA sequence evolution in shorebird populations. – Proefschrift Landbouwwuniversiteit Wageningen.
- Winkelman, J. E. & J. B. Buker 1985: Het onderzoek aan weidevogels in Waterland in 1984. Deel A: Lotgevallen en timing van legsels. Deel B: Grutto-onderzoek. – Intern rapport, Directie Beheer Landbouwgronden, Utrecht/Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Witherby, H. F., F. C. R. Jourdain, N. F. Ticehurst & B. W. Tucker 1941: The handbook of British birds. Vol. 4. – London.
- Witt, H. 1986: Reproduktionserfolge von Rotschenkel (*Tringa totanus*), Uferschnepfe (*Limosa limosa*) und Austernfischer (*Haematopus ostralegus*) in intensiv genutzten Grünlandgebieten - Beispiele für eine "Irrtümliche" Biotopwahl sogenannter Wiesenvögel. – Corax 11: 262-300.
- Witt, H. 1989: Auswirkungen der Extensivierungsförderung auf Bestand und Bruterfolg von Uferschnepfe und Großem Brachvogel in Schleswig-Holstein. – Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelsch. 28: 43-76.
- Witting, L. 1984: Vejlerne. Årsrapport over observatører 1982. – Fredningsstyrelsen.
- Yésou, P. & O. Girard 1988: Effet de la chronologie de la reproduction sur le recensement d'une colonie d'Avocettes (*Recurvirostra avosetta*). – Gibier Faune Sauvage 5: 459-466.
- Ziesemer, F. 1986: Die Situation von Uferschnepfe (*L. limosa*), Rotschenkel (*Tringa totanus*), Bekkasine (*G. gallinago*), Kampfpläuer (*Philomachus pugnax*) und anderen "Wiesenvögeln" in Schleswig-Holstein. – Corax 11: 249-261.
- Zijlstra, M. 1990: De weidevogelbevolking van de Kievitslanden in Oostelijk Flevoland, 1966-87. – Limosa 63: 17-24.

Ole Thorup  
V. Vedsted Byvej 32  
6760 Ribe