

Status og bestandsudvikling hos Stor Regnspove (*Numenius arquata*) i Nordeuropa

Af Keld Henriksen



DANSKE VILDTUNDERSØGELSER

HÆFTE 46

MILJØMINISTERIET

DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER

1991



Status og bestandsudvikling
hos Stor Regnspove
(*Numenius arquata*)
i Nordeuropa

*Population status and trends of
Curlew (Numenius arquata)
in Northern Europe*

Af Keld Henriksen

DANSKE VILDTUNDERSØGELSER
HÆFTE 46

DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER
AFDELING FOR FLORA- OG FAUNAØKOLOGI
1991

Redaktion: Jan Bertelsen
Omslagstegning: Jens Gregersen
Foto: Arthur Christiansen/Biofoto
Teknisk tegning: Keld Henriksen og Thøger Pauli
ETB og korrektur: Else-Marie Nielsen

Indholdet af dette hæfte
må gerne citeres
med angivelse af kilde.
Gengivelse af fotografier
dog kun efter aftale.

Datakonvertering og tryk: Handy-Print A/S, Skive.

Meddelelse nr. 239
fra Danmarks Miljøundersøgelser
Afd. for Flora- og Faunaøkologi,
Kalø, 8410 Rønde

ISSN 0416-7163

Indhold

Indledning	5
Udbredelse	6
Yngleudbredelse	6
Træk og overvintring	7
Status for ynglebestandene	9
Finland	9
Bestandsstørrelse og -udvikling	9
Ændringer af yngleområderne	12
Sverige	14
Bestandsstørrelse og -udvikling	15
Ændringer af yngleområderne	16
Danmark	17
Bestandsstørrelse og -udvikling	17
Norge	18
Nordvestlige USSR	18
Vesttyskland	19
Bestandsstørrelse og -udvikling	19
Ændringer af yngleområderne	20
Holland	21
Bestandsstørrelse og -udvikling	21
Ændringer af yngleområderne	22
Efterårstrækket i Danmark	23
Forekomst og antal	23
Ændringer af raste- og fourageringsområderne	24
Overvintringsforhold	25
Forekomst og antal	25
Ændringer af overvintringsområderne	26
Bestandsomsætning	27
Ungeproduktion	27
Dødelighed	27
Jagtlig udnyttelse	29
Jagten i Danmark	29
Jagtudbytte	30
Aldersmæssig fordeling af jagtudbyttet	31
Tidsmæssig fordeling af jagtudbyttet	32
Jagten udenfor Danmark	32
Jagttryk	36
Diskussion	38
English summary	41
Litteratur	43



Stor regnspove i karakteristisk biotop. Foto: Arthur Christiansen/Biofoto.

Indledning

Vadefuglejagten i Danmark har i de sidste par årtier været intenst debatteret. Alle de berørte vadefuglearter undtagen Skovsneppe (*Scolopax rusticula*) er i hovedparten af året helt afhængige af vådområder, der i dette århundrede i Nordeuropa i stort omfang er reduceret i antal og areal (se f.eks. Boström 1978, Ferdinand 1980, Laursen et al. 1983, Møller 1983, Statens Naturvårdsverk 1983, Solonen 1985, Larsen 1987). Desuden er vadefuglenes livsbetingelser i mange vådområder yderligere forringet på grund af forstyrrelser af mange slags (Meltofte 1982, Pienkowski 1983). For flere af arterne er tilbagegangen i ynglebestanden da også veldokumenterede (se f.eks. Glutz von Blotzheim et al. 1977, Hildén & Hyytiä 1981, Cramp & Simmons 1983). Det var blandt andet derfor, at jagttidens begyndelse for f.eks. Stor Regnspove (*Numenius arquata*) ved den seneste jagtlovrevision i 1982 blev ændret fra 1. august til 1. september.

Med hensyn til jagt og bestandsændringer har situationen omkring Stor Regnspove til stadighed i 1980'erne i høj grad haft bevågenhed hos ornitologer, jægere og andre med interesse i naturbeskyttelse. I Sverige har den svenske afdeling af det internationale fuglebeskyttelsesråd (ICBP) i 1983 besluttet at igangsætte et projekt omkring arten med det formål at redegøre for tilbagegangen i ynglebestandene og belyse

årsagerne dertil (Wahlstedt & Sjöberg 1983). Den Store Regnspove er også medtaget som »hensynskrævende art« på den nyeste liste over truede fuglearter i Sverige (Ahlén & Tjernberg 1988). I Danmark er der af Meltofte (1986) og i den jagtpolitiske debat ytret ønske om en detaljeret analyse af jagtens betydning for bestandsudviklingen. Stor Regnspoves status og jagttid er desuden blevet vedvarende diskuteret fra midten af 1980'erne i Vildtforvaltningsrådet.

I denne oversigt gøres der status for de bestande af Stor Regnspove, der passerer gennem Danmark under trækket. Da undersøgelser af ynglebestande i Vesttyskland og i Holland viser, hvordan arten klarer sig i landbrugsområder, er de medtaget. Endelig redegøres der for jagten på Stor Regnspove, især i 1980'erne.

Formålet med oversigten er:

- 1) at præsentere så nøjagtige og så aktuelle data som muligt om bestandsudvikling, bestandsstørrelse og ungeproduktion,
- 2) at relatere disse data til jagttrykket i Danmark og det øvrige Europa,
- 3) at diskutere og anvise muligheder for den fremtidige forvaltning af Stor Regnspove i Danmark.

Ib Clausager, Karsten Laursen, Jesper Madsen og Jan Bertelsen, Dan-

marks Miljøundersøgelser, Afdeling for Flora- og Faunaøkologi takkes for kritisk gennemlæsning af en tidligere udgave af manuskriptet og for gode forslag til ændringer. En særlig tak skal rettes til Ib Clausager for at stille resultaterne af vingeindsamlingerne til rådighed. Åke Berg, Inst. f. Viltteknologi i Uppsala takkes for at have stillet endnu ikke publiceret ma-

teriale om Stor Regnspoves yngleforhold i Sverige til rådighed. Jarmo Ruoho, Zool. Museum i Helsingfors takkes for de finske genmeldingsresultater for 1980'erne. Endelig takkes Peter Blums, Acad. of the Latvian SSR for oversættelse af de russiske artikler og Simon Knebl, Deutscher Bund f. Vogelschutz for tyske artikler om Stor Regnspove.

Udbredelse

Yngleudbredelse

Stor Regnspove yngler i Europa i et område fra de Britiske Øer i vest til Uralbjergene i øst (Fig. 1). Den yngler mod syd med meget få og spredte bestande næsten helt til Middelhavskysten og mod nord til en vest-øst linie fra det nordlige Finland gennem

taigaområdet i det nordlige Sovjetunionen (Cramp & Simmons 1983). I Norge yngler den helt op til Ishavskysten. Bestande øst for Uralbjergene tilhører underarten (*N.a. orientalis*) (Glutz von Blotzheim et al. 1977).

Fra omkring århundredeskiftet skete der en forøgelse af ynglebestan-

den i Europa og en udvidelse af yngleudbredelsen mod nord (Bezzel 1985); men også i Nordvesteuropa blev der i samme periode fundet ynglede store regnspover på mange nye lokaliteter (Glutz von Blotzheim et al. 1977). Årsagen til denne fremgang i Nordvesteuropa menes at være en begyndende ekstensiv udnyttelse af moseområder mange steder samt landindvindinger i Holland (Bezzel 1985). I Nordskandinavien var den vigtigste årsag til fremgangen formodentlig forøgelsen af arealer med kulturgræsser på bekostning af skov (Voous 1960).

Fra slutningen af 1950'erne gik ynglebestanden tilbage eller forsvandt helt fra mange områder i Nordvesteuropa, uden tvivl på grund af habitatødelæggelser forårsaget af en mere intensiv udnyttelse af landbrugsarealerne (Glutz von Blotzheim et al. 1977, Hölzinger 1982, Bezzel 1985). Omtrent samtidigt begyndte en nedgang i ynglebestanden lokalt flere steder i Skandinavien (f.eks. v. Haartman 1975, Hildén & Hyytiä 1981, Forslund & Sandgren 1983, Hildén & Koskimies 1984, Yrjölä et al. 1986, Pettersson 1988).

Træk og overvintring

Den første egentlige analyse af Stor Regnspoves efterårstræk i Nordeuropa (Nørrevang 1959) viser, at de vigtigste overvintringsområder for de skandinaviske ynglefugle er de Britiske Øer, medens de østligere be-

stande holder en mere sydvestlig kurs under trækket. En analyse af britiske genmeldinger og af genmeldinger på de Britiske Øer af store regnspover, der er mærket i det øvrige Europa (Bainbridge & Minton 1978), bekræfter og uddyber ovenstående generelle billede af efterårstrækket. Materialet omfatter 686 britiske og 237 nordvesteuropæiske genmeldinger.

Norske ynglefugle overvintrer hovedsageligt i Nordengland, Skotland og i Irland, og kun et ringe antal trækker direkte mod syd nedover Danmark (Salomonsen 1972). For finske og svenske ynglefugle ligger vinterkvartererne på de Britiske Øer mere spredt, men dog især i den sydlige halvdel af England. Svenske ynglefugle overvintrer også i Irland (Jägerskiöld 1927). Finske ynglefugle trækker ifølge Saurola (1982), der analyserede 422 genmeldinger af fugle mærket i Finland, mod sydvest nedover Danmark til vinterkvarterer i Holland, Storbritannien, Frankrig og Spanien. At 60% af de finske genmeldinger fra perioden december-februar stammer fra Frankrig og Spanien skyldes sandsynligvis et langt højere jagttryk i disse lande om vinteren end i Storbritannien.

En enkelt Stor Regnspove, der var mærket i USSR nær den finske grænse, blev genmeldt fra Irland (Bainbridge & Minton 1978); og enkelte fugle, der var mærket som voksne i Holland, blev senere genfundet i den nordvestlige del af USSR (Boere & Smit 1981). Ynglefugle fra hele den europæiske del af

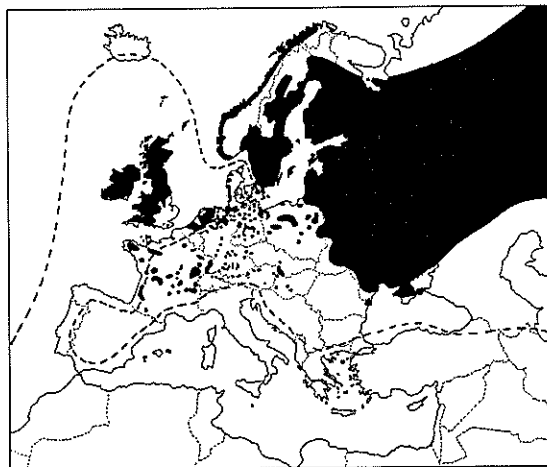


Fig. 1. Yngleudbredelse af Stor Regnspove i Europa med angivelse af overvintringsområder indenfor den stiplede linie.

Fig. 1. Breeding distribution of Curlew in Europe. Wintering areas within the dotted line.

USSR antages på grundlag af observationer dels at følge en vestlig rute under efterårstrækket til vinterkvarterer i Vadehavsområdet, Storbritannien og Frankrig, dels at følge en mere sydvestlig rute nedover Mellem-europa (Glutz von Blotzheim et al. 1977). Ynglebestande længere østpå i USSR følger en mere sydlig rute om efteråret (Bezzel 1985), og i 1960'erne kunne massetræk mod syd af flokke, der talte op til 1000 fugle, iagttages langs kysten af det Kaspiske Hav (Poslawski 1969). Enkelte fugle, der tilhører underarten (*N.a.orientalis*), følger en mere vestlig retning under trækket om efteråret. De iagttages hist og her, mest almindeligt i Ungarn (Keve & Sterbetz 1968) og sjældnere i Belgien og Holland (Van Impe 1982).

De hollandske og de få belgiske

ynglefugle har især vinterkvarterer langs Atlantkysten af Frankrig, Spanien og Portugal (Verheyen 1958, Bezzel 1985). Overvintringsområderne for nordvesttyske ynglefugle er Holland, det nordvestlige og vestlige Frankrig samt Storbritannien og Irland, og for sydtyske ynglefugle især Spanien og Portugal (Sach 1969, Schlenker 1982).

Et forenklet billede af trækruterne for nordeuropæiske store regnsponer ses af Fig. 2. Man skal imidlertid være opmærksom på, at fastlande og havstrækninger under trækket overflyves i en bred front, at kyststrækninger udøver en vis ledelinieeffekt, og at fladvandsområder og estuarier langs Nordsøen og Atlanterhavs-kysten tiltrækker hovedparten af de trækkende fugle (Glutz von Blotzheim et al. 1977).

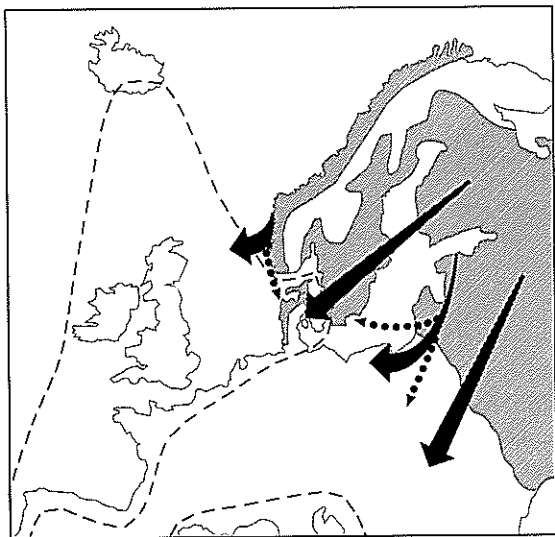


Fig. 2. Schematiserede trækruter for nordeuropæiske store regnsponer med angivelse af overvintringsområder inden for den stiplede linie.

Fig. 2. Simplified migration routes of North European Curlews. Wintering areas within the dotted line.

Det er altså næsten udelukkende bestandene af Stor Regnsponer fra Finland, Sverige og fra en del af det nordvestlige USSR, der passerer gennem Danmark under efterårstrækket. Det er således artens status og

bestandsudvikling i disse lande samt jagtudbyttet i raste- og overvintringsområderne, der er af direkte interesse som vurderingsgrundlag for en fremtidig forvaltning af arten i Danmark.

Status for ynglebestandene

Finland

Siden Stor Regnsponer i Finland udvidede sit yngleområde mod nord fra slutningen af 1800-tallet til lidt ind i 1900-tallet, har dens yngleudbredelse ikke ændret sig (Hildén & Hyytiä 1981). Arten er en sydlig art og forekommer med størst tæthed i landets sydlige dele (Merikallio 1958, Järvinen & Sammalisto 1976). Mod nord yngler den til 68° N i den vestlige del af landet, men spredt mellem 65° N og 67° N i den østlige del (Merikallio 1958, Hildén & Hyytiä 1981).

Stor Regnsponer foretrækker åbne områder som ynglehabitat (Hakala 1971). I Finland er det moseområder, naturlige græsarealer anvendt til afgræsning eller høslæt og opdyrkede arealer. De opdyrkede arealer kan være arealer med kulturgræs, kornmarker, brakmarker og marker, der ligger hen i længere tid. I den nordlige del af landet forekommer Stor Regnsponer som ynglefugl hyppigst i landbrugsområder (Merikallio 1958).

Merikallio (1958) angiver regionale yngletætheder af arten, på grundlag af linietakseringer, til

0,2-0,3 par/km² det sydvestlige Finland og i landbrugsområderne op langs den Botniske Bugt, 0,2 par/km² i den sydøstlige del af landet og 0,1 par/km² i den nordlige og nordøstlige del. Yngleoptællinger i udvalgte habitater viser tydeligt, at de tætteste bestande af Stor Regnsponer i Finland findes i landbrugsområder, medens arten forekommer med lavere tætheder i moseområder (Tabel 1).

Bestandsstørrelse og -udvikling

Oplysninger om den totale ynglebestand af Stor Regnsponer i Finland varierer fra 44.000 par til 90.000 par. På grundlag af 1.092 km linietakseringer i perioden 1941-56 beregner Merikallio (1958) sig frem til totalt 44.000 ynglepar, og Hildén & Hyytiä (1981) præsenterer et groft skøn af samme størrelsesorden på 12-50.000 ynglepar. På grundlag af upublicerede resultater af linietakseringer udført i 1970'erne skønnes ynglebestanden at være på 66.000 par (R.A. Väisänen pers. komm.). Endelig beregner Yli-maunu et al. (1987), især baseret på resultater fra Piironen et al. (1985), til

Tabel 1. Yngle-tætheder af Stor Regnspove i landbrugsområder og i tørvemoser i Finland. (L = yngleoptællinger ved hjælp af linietakseringer, hvor optællingsareal ikke er angivet).

Table 1. Breeding densities of Curlew in farmland and in peatbogs in Finland. L = Line-Transect censuses

Ynglehabitat	Areal(km ²)	Par/km ²	Kilde	
Agerland:	1,5	5,4	Mehtälä et al. 1985	
	1,6	2,6	Mehtälä et al. 1985	
	7,3	1,7-2,2	Pakkala et al. 1986	
	12,9	2,3-2,6	Pakkala et al. 1986	
	2,3	9,3-9,7	Pakkala et al. 1986	
	5,7	4,8-5,1	Pakkala et al. 1986	
	14,4	0-2,2	Tiainen et al. 1985	
	4,6	2,4-4,8	Ylimaunu & Siira 1985	
	1,3	12,1	Ylimaunu & Siira 1985	
	2,5	4,9-6,5	Ylimaunu & Siira 1985	
	17,0	0,8-1,9	Yrjölä et al. 1986	
	Tørvemoser:	6,9	1,2	Hakala 1971
		1,3	0,8	Hakala 1971
L		1,3	Järvinen & Sammalisto 1976	
L		0,08	Järvinen & Sammalisto 1976	
L		1,0	Järvinen & Sammalisto 1976	
L		0,1	Järvinen & Sammalisto 1976	
L		0,3-1,0	Väisänen & Rauhala 1983	

den totale ynglebestand i Finland til 70-90.000 par. Den sidste anførte beregning af ynglebestandens størrelse er fremkommet ved at multiplicere yngle-tætheder fra optællinger i mindre områder med totalarealet for samme typer områder i hele Finland. Mere end 60% af disse optællinger er foretaget i områder på mindre end 50 ha (Piiroinen et al. 1985).

Standardiserede årlige yngleoptællinger af Stor Regnspove i større områder over en lang årrække til belysning af artens bestandsudvikling i Finland er ikke foretaget; men spredte faunistiske meddelelser og undersøgelser indikerer, at ynglebestanden i den sydlige del af Finland er gået tilbage i de sidste 30-40 år. I 9

tidligere afgræssede kystområder halveredes ynglebestanden i perioden 1937-74 (v. Haartman 1975). Antallet af redekort på Stor Regnspove, der fortrinsvis indsendes fra den sydlige del af landet, viser også en svag nedadgående tendens i perioden 1960-70 (v. Haartman 1974). Indsamlingen af redekort, der er et skema med ynglebiologiske oplysninger for hvert redefund, startede i Finland i 1956 med 61 deltagere og havde i 1970 153 deltagere. Meddelelser af samme type viser, at også antallet af trækkende store regnspover er gået tilbage i det sydlige Finland (v. Haartman 1975, Bergman 1976).

En halvkvantitativ metode, der bør lægges stor vægt på ved undersø-

gelser af bestandsudviklinger i større områder, er praktiseret af Hildén & Koskimies (1984). Standardiserede spørgebreve blev sendt til lokale eksperter i delområder, der dækkede det meste af Finland. De lokale eksperter blev bedt om at summere bestandsudviklingen for en lang række ynglefugle i deres lokale område for perioden 1973-82. Metoden giver pålidelige resultater med hensyn til de generelle tendenser i bestandsudviklingen (Hildén 1986). Ud af i alt 25 delområder blev der for Stor Regnspove i den nævnte periode registreret en sikker tilbagegang i 9 områder og en sandsynlig i 6. Tilbagegangen blev især registreret i det sydlige og mellemste Finland og i landbrugsområderne langs kysten af den Botniske Bugt. Kun på Ålandsøerne var ynglebestanden sandsynligvis i fremgang, medens bestanden var stabil i de øvrige 9 delområder (Hildén & Koskimies 1984).

Der er hidtil kun foretaget ganske få yngleoptællinger af Stor Regnspove i områder, hvor arten tidligere er optalt. De gentagne yngleoptæl-

linger, der oftest er foretaget i små optællingsområder, viser, at ynglebestanden i finsk agerland lokalt både er øget og gået tilbage (Tabel 2). Der skal dog udvises forsigtighed ved sammenligning af optællingsresultater fra 2-3 forskellige optællingsår. Ofte er forskellige personer involveret ved optællingerne og ikke helt ens metoder er anvendt. Endvidere sløres den reelle bestandsudvikling, hvis ét af de to optællingsår har været et specielt godt eller dårligt yngleår.

På grundlag af sammenligninger af gamle og nye linietakseringer af ynglefugle har ynglebestanden af Stor Regnspove i følge Järvinen & Väisänen (1981) ikke ændret sig meget fra 1940'erne til 1970'erne. Antallet af ynglepar er gået tilbage i den sydlige del af landet, men tilsvarende frem i den nordlige del. Tre linietakseringer i perioden 1959-81 i et tørvemoseområde på 65 km² i den nordlige del af Finland viser imidlertid, at ynglebestanden her er gået 70% tilbage, fra 1 par/km² til 0,3 par/km² (Väisänen & Rauhala 1983). I deres

Tabel 2. Udvikling i antal ynglepar af Stor Regnspove i finske landbrugsområder, der er optalt to gange med varierende års mellemrum.

Table 2. Numbers of breeding pairs of Curlew in farmland areas in Finland censused two times over a longer period.

Optællingsår	Antal par		Kilde	
	1.opt.	2.opt.		
1973	1984	8	4	Mehtälä et al. 1985
1936	1984	0	31	Tiainen et al. 1985
1960	1984	11	22	Ylimaunu & Siira 1985
1957	1984	33	14	Yrjölä et al. 1986

oversigt over bestandsudviklinger hos finske vadefugle afstår Hildén & Hyytiä (1981) således også fra at anvende sammenligninger af gamle og nye linietakseringer. Generelt er optællingsresultaterne for vadefugle ved linietakseringer usikre, og nye og gamle linietakseringer er ikke direkte sammenlignelige på grund af adskillige alvorlige fejlkilder (se evt. Hildén 1981).

Observationer i Sverige af trækende store regnspover, der må antages hovedsageligt at være finske ynglefugle, giver intet entydigt fingerpeg om bestandsudviklingen. Ved Ot-

Table 3. Efterårstræk af Stor Regnspove ved Kalmarsund i Sverige. Det totale antal trækende fugle samt antal trækende fugle pr. time i juni-august er angivet.

Table 3. Autumn migration of Curlew at Kalmarsund, Sweden. Total numbers of migrating birds are shown in the left column and numbers of birds per hour in June-August in the right column.

År	Antal trækende fugle	Antal trækende fugle pr. time
1958	776	
1959	514	
1960	534	
1961	393	
1962	1268	47
1963	345	11
1964	444	23
1965	27	1
1966	85	4
1967	211	9
1968	201	14
1969	176	14
1970	212	17
1971	53	3
1972	54	3

tenby, Ølands sydspids, var årstotalen af trækende fugle om efteråret i perioden 1947-56 ret konstant omkring 2.000 (Edelstam 1972). Lidt mere aktuelle tal fra 15 års observationer ved Kalmarsund i perioden 1958-72 (Edberg 1960, 1961, 1965, Rodebrand 1972, Aulén & Wahlström 1974, Blomqvist & Lindholm 1976, Rodebrand 1976) viste umiddelbart en nedgang i antallet af trækende store regnspover om efteråret (Tabel 3). Mange faktorer, ikke mindst kompetencen og udholdenheden hos de forskellige observatører (Rodebrand 1972), gør det vanskeligt direkte at sammenligne de forskellige års totaler. Først fra 1962 er det muligt at korrigere for forskelle i antal observationstimer mellem årene (Tabel 3). Resultatet synes at vise en langsom men ikke-signifikant tilbagegang i 1960'erne ($r_s = -0,38$, $p > 0,1$).

Ændringer af yngleområderne

Stor Regnspoves krav til ynglehabitater i Finland gør, at det især er afgørende ændringer i udnyttelsen af moseområder og naturlige græsarealer, der vil have betydning for ynglebestandens størrelse og udvikling. En faktor af betydning er også, hvor intensivt landbrugsarealerne dyrkes.

Det totale landbrugsareal i Finland udgjorde i 1980'erne 25.000 km² svarende til 9% af landets totale areal (Solonen 1985). I den sydvestlige del af landet udgjorde landbrugsarealerne 30%. Arealet med kornmarker var 11.750 km², med kul-

turgæsser 9.250 km² og med brakmarker, enge og andre naturlige græsarealer 2.500 km². I perioden 1960-80 er arealet med kulturgæsser, enge og andre naturlige græsarealer reduceret med 36%.

Den gradvise afvikling af det ekstensive og varierede landbrug nævnes netop som den vigtigste årsag til, at ynglebestanden af Stor Regnspove er gået tilbage i det sydlige Finland (v. Haartman 1975, 1978). Tilbagegang af ynglende store regnspover i enge i tilgroningsfasen er også registreret af Soikkeli & Salo (1979).

Udviklingen i udnyttelsen af det dyrkede areal i Finland har højst sandsynligt også haft en negativ indflydelse på ynglebestanden. Ifølge Solonen (1985) har en øget specialisering i afgrøder fundet sted; åbne grøfter er blevet erstattet af lukkede drænsystemer, og mekaniseringen samt brugen af kunstgødning og pesticider er øget drastisk. I perioden 1953-76 11-dobledes forbruget af pesticider (Solonen 1985). Endelig har den store nedgang i antal landbrugsbedrifter i Finland, fra 400.000 i 1969 til 250.000 i 1975, sikkert også haft betydning for ynglebestanden. Mange af de mindre produktive landbrugsarealer, der dermed er taget ud af omdrift, er blevet tilplantet eller groet til.

Omfanget og tidsforløbet af udnyttelsen af moseområder i Finland er kendt i grove træk. Et eksempel i mindre skala er fra et område på 645 km² i den sydvestlige del af landet, hvor afvandingen af 15 mosekom-

plekser fandt sted i perioden 1883-1972.

Af de oprindelige 15 mosekomplekser på i alt 1.513 ha var der i 1972 kun fire tilbage på i alt 871 ha (Haapanen & Waaramäki 1977). Afvandingen var mest intens i 1940'erne og hovedparten af det tørlagte areal er blevet opdyrket. Afvanding med henblik på efterfølgende skovtilplantning kom først i gang senere. Frem til 1960 blev der omkring undersøgelsesområdet afvandet 900 ha til dette formål, men 2.000 ha i perioden 1960-74.

Oprindeligt udgjorde moser i Finland et areal på omkring 100.000 km², eller ca. en tredjedel af landets samlede areal (Järvinen & Sammali-sto 1976). I 1960'erne startede for alvor en omfattende dræningsaktivitet med afvanding af omkring 3.000 km²/år, hovedsagelig til anvendelse for skovtilplantning. I slutningen af 1970'erne drænedes der stadigvæk omkring 1.350 km²/år (Väisänen & Rauhala 1983). Resultatet af denne omfattende aktivitet var, at ca. 50.000 km² mose i slutningen af 1970'erne var blevet afvandet - svarende til halvdelen af landets oprindelige moseareal. Endnu 10-20.000 km² ønskes afvandet i fremtiden (Väisänen & Rauhala 1983).

Mange moseområder i Finland egner sig for tørveproduktion. I landet findes der i dag 1.000 km² »tørve-mose«, og der graves tørv i de 500 km² (Østerholm 1989). Årligt opgives tørvegravning i 10 km² mose, der derefter oftest tilplantes med skov.

Sverige

Stor Regnspove yngler i Sverige i den sydlige og mellemste del af indlandet op til Härjedalen, 62°20'N. Langs kysten yngler den op til bunden af den Botniske Bugt, og yngleområdet strækker sig herfra mod nord langs Torne Elven til Vittangi, 67°41'N (SOF 1990).

Ynglehabitatet var i forrige århundrede især heder og lavtliggende enge (Pettersson 1988), og en udnyttelse af dyrkede marker som ynglehabitat startede i slutningen af 1800-tallet, efter at omfattende afvandingsprojekter i det midtsvenske slettelandskab var tilendebragt. Vidtstrakte våde enge blev dengang tørlagt, og af samme årsag steg ynglebestanden i åbne moseområder måske også dengang (Pettersson

1988). De højeste yngletætheder i Sverige findes i dag på strandenge og på naturlige græsarealer, medens tætheden på dyrkede marker er betydeligt lavere (Tabel 4).

Der er i 1980'erne foretaget omfattende yngleoptællinger af Stor Regnspove i landbrugsområder i Dalarna, i Västmanland og til dels i Uppland (Forslund & Sandgren 1983, Forslund et al. 1985, Berg 1987, Forslund et al. 1988). Yngletætheden varierer fra 0 til 1,7 par/km², men i optællingsområder på mere end 10 km² fra 0 til 1,2 par/km². I gennemsnit er yngletætheden 0,3 par/km² (n = 19). Stor Regnspove er sjældent som ynglefugl i de intensivt dyrkede landbrugsområder og nærmest knyttet til de vådere landbrugsarealer med en relativ stor andel af græsmarker (Berg 1987). I det sydlige Dalarna

findes der ingen ynglende store regnspover på marker, der er mindre end 50 ha (Forslund et al. 1988).

I moseområder i Dalarna findes de tætteste ynglebestande i de vådeste moser (Kolmodin & Nilsson 1982); og yngletætheden af Stor Regnspove er i det sydlige Sverige højere i uberørte højmoser end i delvis afvandede (Nilsson 1980). Regionale forskelle i yngletætheden i moseområder forekommer også, idet den er to-tre gange højere i sydsvenske højmoser end i moseområder i Dalarna (Nilsson 1980, Kolmodin & Nilsson 1982, Boström & Nilsson 1983).

Meget få moser under 50 ha huser ynglende store regnspover (Boström & Nilsson 1983), og ved ganske lidt træbevoksning mangler arten (Boström 1978).

Bestandsstørrelse og -udvikling

I flere landsdele af Sverige er ynglebestanden af Stor Regnspove optalt i nyere tid. I Värmland yngler 400-500 par (Ehrenroth 1984), i Dalarna 750 par (Forslund et al. 1988), på Gotland 300 par (Smittberg 1985), på Alvaret, Øland 650 par (Fritz & Waldenström 1988) og i Skåne 300 par (Andell et al. 1987). I Dalarna yngler ca. 2/3 af parrene i landbrugsområder, resten i moser (Forslund et al. 1988).

Den totale ynglebestand i Sverige estimeres af Ulfstrand et al. (1976) til 20.000 par på grundlag af en gennemsnitlig yngletæthed på 0,3 par/km² på egnede lokaliteter og et totalareal af egnede landskab i Sverige

på 90.000 km². Pettersson (1988) beregner på grundlag af nyere tal for yngletætheden ynglebestanden til 15-20.000 par. Det anføres samtidigt, at tilbagegangen af ynglepar i dyrkede områder i de sidste par årtier muligvis til dels er kompenseret af en fremgang i de åbne våde moser. De seneste oplysninger angiver, at den svenske ynglebestand i slutningen af 1980'erne er beregnet til ca. 14.600 par (SOF 1990).

Der findes ingen langtidsundersøgelser over bestandsudviklingen af Stor Regnspove i Sverige (Pettersson 1988). Staav (1976) nævner, at arten er gået tilbage som ynglefugl i Øst-Svealand, men at der stadigvæk findes gode ynglebestande i Norrland. I landbrugsområder i Närke er ynglebestanden gået tilbage fra midt i 1950'erne (Forslund & Sandgren 1983); og Pettersson (1988) anfører, at Stor Regnspove generelt er gået kraftigt tilbage som ynglefugl i landbrugsområder i Sverige.

Stolt (1987) konkluderer, at tilbagegangen i ynglebestanden af Stor Regnspove i Sverige afspejles i nedgangen i antallet af ringmærkede individer af arten her. Ud fra dette materiale ser det ud til, at tilbagegangen har stået på i mindst 60 år.

På baggrund af spredte yngleobservationer og af antal ringmærkede unger synes tilbagegangen i ynglebestanden altså at have stået på i flere årtier; men omfanget af tilbagegangen kendes ikke. Noget tyder på, at tilbagegangen har været drastisk. Pettersson (1988) giver således en

Tabel 4. Yngletætheder af Stor Regnspove angivet for forskellige svenske habitattyper.
Table 4. Breeding densities of Curlew in Sweden in peatbogs (højmoser), bogs (moser), salt marshes (strandenge), chalk grassland (Alvaret, Øland), and farmland (agerland).

Ynglehabitat	Areal(km ²)	Par/km ²	Kilde
Højmoser:	66,1	0,61	Boström & Nilsson 1983
	157,2	0,45	Boström & Nilsson 1983
	82,0	0,72	Boström & Nilsson 1983
	56,2	0,59	Boström & Nilsson 1983
	4,0	0,50	Nilsson 1980
	4,0	0,75	Nilsson 1980
	59,3	0,62	Nilsson 1980
	18,4	0,16	Nilsson 1980
Mosser:	13,5	0,33	Kolmodin & Nilsson 1982
	250,3	0,31	Kolmodin & Nilsson 1982
Strandenge:	13,0	2,00	Pettersson et al. 1986
	10,0	0,40	Högstedt & Larsson 1971
Alvaret, Øland:	28,0	2,20	Fritz & Waldenström 1988
Agerland:	713,0	0,15	Forslund & Sandgren 1983
	689,7	0,29	Berg 1987

oversigt over udviklingen af ynglebestanden på marker og enge omkring Kvismarsøen i den østlige del af det mellemste Sverige. I 1920'erne yngede der her mere end 100 par store regnsponer, i begyndelsen af 1950'erne 30 par. Et mindre delområde blev optalt i 1977 og i 1987, hvor henholdsvis 16 par og 6 par blev registreret.

Ændringer af yngleområderne

I Sverige er der op til 1970 afvandt 10.000 km² vådområder (Boström 1978), og efter 1970 er interessen for afvandinger øget. Alene i 1974 blev 303 km² afvandt i områder stort set indenfor Stor Regnspones ynglebredelse (Boström 1978).

Den svenske skovstyrelse har foreslået, at 65-80% af tørvejordsarealet i det sydlige og mellemste Sverige og i kystområderne i den nordlige del af landet skal afvandes og tilplantes med skov (Boström 1978). Tørvejordsarealerne i Norrbottens kystområder, der anses for at være egnede for skovtilplantning, udgør mere end 6.000 km² (Norberg & Stenpål 1979). Skovbrugsindustrien interesserer sig for selv de små moser, medens tørvejordsindustrien helt entydigt sigter på at udnytte de største moser (Boström 1985), der netop er de bedste yngleterræner for Stor Regnsponer (Boström & Nilsson 1983). Når tørvegravningen er ophørt tilplantes arealet eller gror til. Allerede i den åbne og tørre fase af vegetationsudviklingen i afvandede moseområder forsvinder næsten

hele den ynglende vadefuglefauna (Statens Naturvårdsverk 1983).

I landbrugsområder i Sverige har afvandning og tilgroning af våde enge og andre naturlige græsarealer også haft betydning for bestandsudviklingen af Stor Regnsponer. Af Sveriges 50.000 km² landbrugsareal udgør afvandede vådområder 4.000 km² – altså 8%; og i 1977 udgjorde det nydrænede areal 22 km² (Statens Naturvårdsverk 1983). De fleste vandlidende arealer i svenske landbrugsområder er nu helt afvandt (Stenbeck 1985). Kreaturløse bedrifter er blevet hyppigere i det mellemste Sverige, og andelen af græsmarker og enge i landskabet er derfor mindsket (Berg 1987). Elementer af naturlig vegetation samt åbne grøfter i marker og kulturgræsarealer er også forsvundet flere steder. Det totale areal af naturlig eng og græsmark er reduceret fra 14.000 km² i 1900 til 2.000 km² i 1980, svarende til et fald på 85% (Gerell 1988). Imidlertid synes tilgroning af enge de første år ingen negativ indflydelse at have på yngletætheden af Stor Regnsponer. Tværtimod anses tilgroningen af strandenge for at være årsagen til en forøgelse af ynglebestanden ved Ottenby (Pettersson et al. 1986). Men enge og græsarealer i tilgroning bliver til sidst uegnede som ynglehabitater for Stor Regnsponer; hovedårsagen til artens forsvinden som ynglefugl flere steder i det mellemste Sverige er netop tilgroningen af tidligere afgræssede enge og græsarealer (Andersson 1988a).

En stigende mekanisering af landbruget og et øget forbrug af kunstgødning og pesticider har som andre steder i Nordeuropa også fundet sted i Sverige – især efter Anden Verdenskrig (Gerell 1988). Forbruget af ukrudtsmidler 7-dobledes i perioden 1950-80, medens forbruget af både svampemidler og insektmidler faldt lidt (Odsjö 1988). Det er ikke undersøgt, hvad et øget forbrug af pesticider betyder for fødeudbudet for Stor Regnsponer i yngletiden i landbrugsområder.

Danmark

I Danmark yngler Stor Regnsponer især i den nordlige og vestlige del af Jylland (Dybbro 1976); men også Sydvestjylland med især Fanø og Rømø huser en stor del af den danske ynglebestand (Falk & Brøgger-Jensen 1989). På Saltholm i Øresund indvandrede arten som ynglefugl i 1973. Dette år yngede ét par på øen (Jensen 1987), og i 1988 yngede 35 par (Falk & Brøgger-Jensen 1989).

Stor Regnsponer yngler i Danmark næsten udelukkende på heder og i hedemoser. I begyndelsen af 1960'erne yngede ca. 50% af bestanden på hedesletter, 20% på flyvesandsområder, 20% på hævet havbund og 10% på sandede moræner (Pedersen 1965). Enkelte par er i tidens løb konstateret yngende på dyrkede arealer. Ynglehabitaten på Saltholm er strandeng og strandengsoverdrev (Jensen 1987). Det har vist sig, at

Stor Regnsponer, i modsætning til Højle (*Pluvialis apricaria*), gerne yngler i høj lyng- og græsvegetation og endda også i områder med spredt bevoksning af selvsåede træer (Westerskov 1942, Pedersen 1965).

Omtrentlige yngletætheder kan beregnes på grundlag af yngleoptællinger i EF-fuglebeskyttelsesområder (Falk & Brøgger-Jensen 1989) og andelen af egnet ynglehabitat i disse områder. Yngletætheden på Fanø var 0,8-0,9 par/km², på Rømø 0,4-0,5 par/km² og i Hanstholm Reservatet 0,6 par/km². På Saltholm yngede der som nævnt 35 par i 1988 svarende til 2,2 par/km² (Falk & Brøgger-Jensen 1989).

Bestandsstørrelse og -udvikling

Den første sikre yngleførekoms af Stor Regnsponer i Danmark i nyere tid er fra 1934, hvor en rede med fire æg blev fundet på Randbøl Hede i slutningen af april (Meinhardt 1934). Ynglebestanden i hele landet var i 1940 steget til 25 par, og i 1960-63 blev der optalt 106-137 ynglepar (Pedersen 1965). Dybbro (1981) skønner ynglebestanden midt i 1970'erne til 250-350 par.

I 1988 yngede i EF-fuglebeskyttelsesområder 153-169 par (Falk & Brøgger-Jensen 1989). Ved sammenligning med antallet af ynglepar på nogle af de samme lokaliteter i 1960'erne (Tabel 5) er især bestandsudviklingen på Fanø, på Rømø og i Hanstholm Reservatet bemærkelsesværdig. Her er ynglebestanden i løbet af 20-25 år i gennemsnit øget med 1-2

Tabel 5. Antal ynglepar af Stor Regnspove på udvalgte danske lokaliteter (nuværende EF-fuglebeskyttelsesområder) i 1960-63 (Pedersen 1965) og i 1988 (Falk & Brøgger-Jensen 1989).

Table 5. Numbers of breeding pairs of Curlews in selected Danish localities censused in 1960-63 (Pedersen 1965) and in 1988 (Falk & Brøgger-Jensen 1989).

Lokalitet	1960-63	1988
Jerup Hede	4-8	7
Lille Vildmose	3-5	0-1
Ålvand Klithede	0	4
Vangså Hede	1	6
Hanstholm Reservatet	1-2	19
Agger Tange	0	2
Ringkøbing Fjord	1	3-5
Kallesmærsk Hede	4	5
Fanø	1	29-33
Skallingen	0	0-1
Kongens Mose	0	0-1
Rømø	0	36-42
Randbøl Hede	1-3	4
Hyllekrog-Rødsand	0	3
Nyord	0	0-1
Saltholm	0	35
Total	16-25	153-169

par pr. år. Ynglebestanden på Saltholm er i perioden 1973-88 forøget med godt 2 par pr. år i gennemsnit (Jensen 1987, Falk & Brøgger-Jensen 1989).

Som anført af Westerskov (1942) kan der næppe være tvivl om, at det er forårsfredningen, der har gjort det muligt for Stor Regnspove at etablere sig som ynglefugl i Danmark. Forårsjagt var tilladt her i landet i perioden 1894-1931; og spoverne, der altid har været et eftertragtet jagtbytte, var lette at lokalisere i de åbne og letoverskuelige yngleområder.

Norge

Stor Regnspove yngler i Norge langs kysten fra Vest-Agder i syd til Ishavet i nord (Haftorn 1971). Desuden yngler den omkring Oslofjorden. Kålås & Byrkjedal (1981) finder ingen væsentlige forandringer i yngleudbredelsen i forhold til Haftorns (1971) oplysninger.

Ynglehabitaterne er dyrkede arealer, moser og lyngheder (Haftorn 1971). Det anføres, at arten udviser stor tilpasningsevne og tolerance overfor forstyrrelse, afvanding og opdyrkning. I hedeterræn langs kysten af den vestlige del af landet er fundet yngletætheder på 0,6-4,0 par/km² (Munkejord 1987) og på Jæren 0,6 par/km² (Byrkjedal 1977). I varieret terræn i den subalpine birkeskovszone er registreret 3,1 par/km² (Myrberget et al. 1976).

Ynglebestanden af Stor Regnspove i Norge er estimeret til 5.100 par (Kålås & Byrkjedal 1981).

Nordvestlige USSR

Oplysninger om bestandsstatus af Stor Regnspove i den nordvestlige del af USSR er sparsomme. Områderne, hvis ynglebestande passerer Skandinavien og det øvrige Nordeuropa under efterårstrækket, grænser umiddelbart op til Finland. Det må antages, at en del af bestanden i de Baltiske Stater også passerer Danmark under trækket.

Stor Regnspove yngler i det nord-

vestlige USSR i højmoser og andre åbne moser samt i fugtige enge (Dementev & Gladkov 1969, Viksne 1989). Under Atlas-undersøgelsen i Letland i perioden 1980-84 fandtes 9% af ynglebestanden i landbrugsområder (Viksne 1989).

Yngletætheder på 0,17-0,25 par/km² er konstateret i slutningen af 1970'erne i tørvemoser og i fugtige enge i områder nord for Leningrad (Malchevski & Pukinski 1983). Merikallio (1958) beregnede på grundlag af linietakseringer en yngletæthed på 0,15 par/km² i store områder i den østlige del af Finland. Her er ynglebestanden sidenhen enten gået tilbage eller har været stabil (Hildén 1986). Ved at anvende denne yngletæthed og et skønnet areal for egnet yngleterræn på 200.000 km² i det nordvestlige USSR kan ynglebestanden estimeres til 30.000 par. Ynglebestanden i de Baltiske Stater er på omkring 2.000 par (Cramp & Simmons 1983), hvoraf 150-200 par yngler i Letland (Viksne 1989).

Ynglebestanden i området omkring Leningrad er gået tilbage uafbrudt siden århundredeskiftet (Malchevski & Pukinski 1983). I Hviderusland er Stor Regnspove en Rød-liste art, da arten er truet og har behov for særlig beskyttelse. Den er som ynglefugl gået tilbage overalt og endda forsvundet fra mange egnede ynglehabitater (Nikiforov et al. 1989).

Vesttyskland

Stor Regnspove yngler i Vesttyskland hovedsageligt i lavlandet i nord og i floddalene i Bayern (Glutz von Blotzheim et al. 1977).

I Schleswig-Holstein yngler omkring 70% af bestanden på enge og græsarealer, resten i højmoser (Berndt 1986). Få par yngler i vårsæd og i kartoffelmarker, men altid i nærheden af engområder. Ynglebestanden i højmoser i Schleswig-Holstein udgjorde i 1973 72% af totalbestanden mod ca. 30% i begyndelsen af 1980'erne.

I Bayern er enge den vigtigste ynglehabitat for Stor Regnspove (Ranftl 1982); mere end 90% af den totale bestand yngler på engarealer og kun omkring 2% på arealer i omdrift. De oprindelige ynglehabitater, højmoser og naturligt forekommende lavmoser, forekommer nu så sjældent i området, at de er uden betydning for arten (Ranftl 1982). I Bayern er der konstateret yngletætheder på 1,9-10,4 par/km² (Ranftl 1982) og i et 23 km² stort område med 40% dyrket areal og 36% vedvarende græsareal 1,4 par/km² (Magerl 1981).

På enge og græsarealer i den nordlige del af Nordrhein-Westfalen var yngletæthederne på 1,0-2,2 par/km² (Biologisch Station Zwillbrock 1986).

Bestandsstørrelse og -udvikling

Ynglebestanden af Stor Regnspove i Vesttyskland er i begyndelsen af 1980'erne ca. 4.450 par (Bezzel 1985),

hvoraf 2.500 par yngler i Niedersachsen (Heckenroth & Kipp 1982) og 930 i Bayern (Ranftl 1982). I Nordrhein-Westfalen ynglede midt i 1970'erne ca. 570 par (Bezzel 1985).

Udviklingen af Stor Regnspoves ynglebestand i Vesttyskland er i de sidste par årtier fulgt nøje. Bestanden steg svagt i Schleswig-Holstein fra et skønnet antal ynglepar på 210 i 1973 til 260-310 i 1984 (Berndt 1986), og i Hessen var ynglebestanden i perioden 1970-79 ret konstant på 40-55 par (Kopp 1982). De fleste steder er ynglebestanden dog gået tilbage. I hele Bayern er registreret en tilbagegang på i gennemsnit 1,5% pr. år i perioden 1970-80 (Ranftl 1982) og i Nordbayern en tilbagegang i perioden 1977-86 på i gennemsnit mere end 3% pr. år (Dornberger & Ranftl 1986). I et område i Münster med mere end 100 ynglepar har Kipp (1984) registreret en årlig tilbagegang på 2,1-3,4%, og i hele Niedersachsen er tilbagegangen i gennemsnit 3% pr. år (Heckenroth & Kipp 1982).

Bestandsudviklingen fra før århundredeskiftet er beskrevet for Niedersachsen (Heckenroth & Kipp 1982). Her fulgte bestandsudviklingen nøje den landbrugsmæssige udnyttelse af lav- og højmoserne. Ved ekstensiv udnyttelse af lavmoserne opstod der fugtige engstrækninger, og fra 1850'erne steg antallet af ynglepar efterhånden som nye egnede ynglelokaliteter kom til. Den intensive udnyttelse af højmoserne samt afvanding og omlægning af de fugtige engarealer kom for alvor igang

fra omkring 1960; og tilbagegangen af ynglebestanden begyndte.

Ændringer af yngleområderne

Ændringer af arealudnyttelsen i det åbne land i Vesttyskland i de seneste årtier har haft afgørende indflydelse på bestandsudviklingen af Stor Regnspove (Hölzinger 1982). Grundvandssænkning, vandindvinding, storstilet grusgravning og især omlægning af enge med efterfølgende intensiv dyrkning nævnes som de vigtigste årsager til, at ynglebestanden er gået tilbage (Keller 1982). Opitz (1982) nævner, foruden tilgroning, også omlægning af høslætunge til majsmarker som en vigtig årsag til tilbagegangen i ynglebestanden. I et område på 23 km² blev der årligt i slutningen af 1970'erne omlagt 30-40 ha eng, oftest til majsmarker (Magerl 1981).

De vigtigste årsager til, at Stor Regnspove sjældent yngler med succes i kornmarker er, at markarbejde udføres dobbelt så hyppigt som på arealer med kulturgræsser, og at markarbejdet i majs-, hvede- og bygmarker især sker fra slutningen af april til slutningen af maj – netop i spovernes yngleperiode. Desuden er fødemængden i kornmarker ringe. Det konkluderes, at Stor Regnspove kræver, at græsarealer udgør mindst 40% af yngleterritoriet (Magerl 1981).

Ynglebestanden reduceres også ved omlægning af enge til arealer med kulturgræsser. Den øgede gødsning medfører en forceret

vækst af græsser med en ensartet kraftig struktur (Scharff 1982). En sådan vegetation er vanskelig for spoverne at bevæge sig rundt i og forringer især de nyklækkede ungers muligheder for fødesøgning (Magerl 1981). På grund af det ensartede vegetationslag og den ringe variation i mikroklimaet på arealer med kulturgræsser er fødemængden også ringere end på naturlige græsarealer (Ranftl 1982, Solonen 1985). Forceret græsvækst resulterer også i et tidligere høslæt. I Bayern slås hø nutildags allerede i begyndelsen af maj, midt i yngleperioden for Stor Regnspove (Ranftl 1982).

Forholdene i Vesttyskland tydeliggør de vanskeligheder, Stor Regnspove har med at gennemføre yngleforløbet i intensivt dyrkede landbrugsområder. For at opretholde bestanden er det altafgørende, at enge udnyttes ekstensivt til afgræsning eller høslæt. Landskabspleje i retning af at bevare den ekstensive udnyttelse af eng- og græsarealer resulterer hurtigt i flere ynglepar og bedre ungeproduktion (Dornberger & Ranftl 1986). Kunstig udrugning af indsamlede æg med efterfølgende udsætning af de flyvefærdige unger i 30-40 dages alderen er foretaget i et enkelt område i perioden 1979-81 (Keller 1982).

Holland

Stor Regnspove yngler i Holland jævnt udbredt på heder, i moser og

på græsarealer i den indre del af landet og i klitområder ved kysten (Teixeira 1979).

I 1950'erne ynglede omkring 50% af den totale bestand på hedeterræn og i moser, 35% i klitter og 15% på enge og ekstensivt dyrkede græsarealer (Braaksma 1960). Det blev samtidigt konstateret, at Stor Regnspove i de fleste tilfælde foretrak en høj grundvandsstand i yngleterritoriet. I 1970'erne ynglede de fleste spover i Holland stadig i fugtigt hede- og klitterræn (Teixeira 1979); men antallet af ynglende spover på arealer med kulturgræsser er vokset siden slutningen af 1970'erne (van den Bergh 1986). Nu udnyttes selv »hypermorderne kunstenge« med hurtigt voksende højproduktive græsarter og ikke pløjede majsmarker som ynglehabitater.

Der er konstateret yngletætheder på 1-2 par/km² i moser, tørre heder og klitter, men 3-10 par/km² på fugtige hedeterræner, på tørvearealer og fugtige græsarealer (Braaksma 1960). På et 20 km² stort græsareal var yngletætheden 2 par/km² og i 100 km² polder-terræn 1,4 par/km² (van den Bergh 1989). Yngletætheder på 1,8-2,8 par/km² er registreret af Philippona (1981a, 1981b) på græsarealer.

Bestandsstørrelse og -udvikling

Den totale ynglebestand af Stor Regnspove i Holland blev i perioden 1948-58 estimeret til 2.000-3.000 par (Braaksma 1960). I slutningen af 1970'erne kunne den totale ynglebe-

stand estimeres til ca. 3.000 par (Teixeira 1979). På grundlag af en opdatering af disse tidligere estimater skønnedes ynglebestanden i 1988 til 6.500-8.000 par (SOVON 1988). Dette antal vurderes dog at være for højt (SOVON 1988). Medens der ved undersøgelsen i perioden 1948-58 blev konstateret tilbagegange i ynglebestanden i alle egne af landet (Braaksma 1960), kendes bestandsudviklingen i de sidste par årtier ikke. Det ser ud til, at ynglebestanden ihvertfald har været stabil (Teixeira 1979); måske er den snarere steget lidt (SOVON 1988).

Store forandringer i yngleforekomsten er sket lokalt på græsarealer (van den Bergh 1989). I 1973 ynglede i et 100 km² stort polder-terræn 13 par store regnsponer mod 140 par i 1988 – en stigning i ynglebestanden på i gennemsnit godt 8 par pr. år. På en anden lokalitet med græsarealer steg ynglebestanden fra 9 par i 1975 til 40 i 1984.

Ændringer af yngleområderne

Det åbne og flade »polder-landskab« i Holland med dets mange grøfter og kanaler er enestående i Europa. Landskabet er opstået enten som følge af landindvindinger eller ved en gradvis opdyrkning af fugtige enge og moser (Beintema 1986a). På grund af det fugtige klima i Holland, og da jordbunden nogle steder har et lerlag ovenpå et tørvelag, er arealerne fugtige og ikke bæredygtige for landbrugsmaskiner og kvæg før langt hen i vadefuglenes ynglesæson.

De ynglende vadefugle har derfor i vid udstrækning mulighed for at gennemføre yngleforløbet uforstyrret af landbrugsmæssige aktiviteter. Det er ligeledes af betydning, at det våde landskab om foråret ikke indbyder til fritidsaktiviteter i større udstrækning. Desuden er der store føderessourcer på de våde græsarealer (Beintema 1986a). Dette har stor betydning for de ynglende vadefuglearters mulighed for at producere et nyt kuld, hvis æg eller unger går tabt i løbet af første yngleforsøg. Polderlandskabet udnyttes naturligvis med forskellig intensitet rundt omkring i Holland. Forholdene synes imidlertid at gå i retning af øget afvanding, øget brug af kunstgødning, tidligere høslæt og højere græsningstryk (Beintema et al. 1985, Beintema 1986a). Resultatet af denne udvikling har indtil videre været en tilbagegang i ynglebestandene af de vadefuglearter, der normalt er tilknyttet enge og fugtige græsarealer, men en indvandring og forøgelse af ynglebestanden af Stor Regnsponer i dette landskab (Beintema 1988).

Ynglesuccesen hos Stor Regnsponer på arealer med kulturgræsser i Holland synes hovedsageligt at være betinget af, at markarbejde kommer forholdsvis sent igang om foråret. En stor del af kuldene i marts og april er succesfulde, medens kuldene i maj oftest går tabt (van den Bergh 1986). På grund af artens høje voksen-levetid og tidlige start på yngleforløbet om foråret lader det dog til, at ynglebestanden kan øges under disse for-

hold (Beintema 1986b). En fortsat intensivisering i udnyttelsen af græsarealerne i Holland vil givetvis have en negativ indflydelse på ynglesuccesen. På græsarealer i England er

det konstateret, at øget afvanding, øget anvendelse af kunstgødning og i nogle tilfælde omsåning resulterede i en markant nedgang i yngletætheden af Stor Regnsponer (Baines 1988).

Efterårstrækket i Danmark

Forekomst og antal

Efterårstrækket af Stor Regnsponer indledes i Danmark allerede fra midten af juni, hvor voksne hunner og voksne fugle uden ynglesucces ses på nedtræk, og fra begyndelsen af august ses de første unge fugle (se f.eks. Møller 1978, Meltofte 1987). Danmarks Miljøundersøgelses (DMU) vingeindsamlinger viste, at 73% (n = 162) af vingerne fra store regnsponer, der var nedlagt i første uge af august, stammede fra unge fugle (Ib Clausager pers. komm.). Ved Blåvandshuk er en kulmination af trækende spover registreret såvel i begyndelsen af juli som i midten af august (Meltofte et al. 1972).

Om efteråret opholder de fleste store regnsponer sig ved Vadehavet. I slutningen af 1970'erne var det største antal for hele den danske del af Vadehavet lidt over 5.000 fugle (Meltofte 1980), og områder med flest fugle var Rømødæmningen, kysten ved Emmerlev Klev, Ho Bugt og tidevandsområdet mellem Rømø og Fanø. I juli blev 1.300 fugle registreret i hele vadehavsområdet og i august-december 2.000-4.500 (Meltofte

1980). I knap 200 andre danske vådområder registreredes i slutningen af 1970'erne i alt kun 138-749 fugle i perioden juni-december, flest i juli og august (Meltofte 1981). Op til 150 fugle raster om efteråret på Saltholm (Jensen 1987).

Fra 1950'erne aftog antallet af Stor Regnsponer som trækfugl betydeligt på Tipperne, hvor der er foretaget regelmæssige optællinger siden 1928. Det årlige maksimum af rastende individer var her i 1940'erne mindst 2.000-3.000 fugle, i 1950'erne 600-1.600 fugle de fleste år og i løbet af 1970'erne stabiliseredes det årlige maksimum på 100-300 fugle (Meltofte 1987).

I Vejlerne har antallet om efteråret været nogenlunde uændret gennem årene. Således blev der i 1960'erne registreret maksimalt 300 fugle (Møller 1980), medens antallet lige omkring 1980 var under 200 fugle (Christensen et al. 1978, Jakobsen & Bruun 1983, Jakobsen 1983). Midt i 1980'erne sås maksimalt 300-400 fugle i området om efteråret (Rasmussen 1987); dog gik 1.186 fugle til overnatning på Fjordholmene i 1985 (Seidenfaden 1988). Tilfældige for-

styrrelser på omkringliggende lokaliteter i de sidste par årtier er sikkert en væsentlig årsag til, at forekomsten om efteråret varierer så meget i Vejlerne.

Ved Odense Fjord rastede Stor Regnspove i hundredevis om efteråret i 1930'erne og 1940'erne; nu ses aldrig over 100 fugle raste (Johansen 1990).

Ændringer af raste- og fourageringsområderne

Afvanding og opdyrkning af store engarealer, det gradvise ophør med høslæt på enge, opdyrkning og tilplantning af heder og den omfattende sommerhusbebyggelse nævnes af Meltofte (1987) som nogle af de faktorer, der omkring Ringkøbing Fjord sikkert har bidraget til nedgangen i antallet af rastende store regnspover på Tipperne. Det ser især ud til, både her og andre steder, at forekomsten af enge med høslæt er af stor betydning for rastende og fouragerende spover. Ved Nissum Fjord ses på efterårstrækket flest spover på enge med høslæt (Christensen 1987), og i juli og august fouragerer mere end halvdelen af de spover, der opholder sig på Tipperne, på nyslåede enge (Meltofte 1987). Stor Regnspoves udnyttelse af Øland ved Limfjorden som et vigtigt rasteområde hørte op allerede i midten af 1930'erne, da en 100 ha stor eng anvendt til høslæt og kreaturafgræsning blev afvandet (Andersen 1985).

Forstyrrelse generelt og måske især forstyrrelse i forbindelse med jagt har sandsynligvis stor indflydelse på fordelingen af rastende store regnspover i Danmark om efteråret. Forholdene er ikke undersøgt i detaljer, men Meltofte (1981) forsøgte at analysere jagtens forstyrrende effekt på fordelingen af bl.a. Stor Regnspove. Han sammenlignede fordelingen af rastende spover mellem rasteområder med forskellige jagtintensiteter om efteråret med fordelingen mellem de samme områder om foråret, hvor der ikke afholdes jagt. En 30% reduktion fandt sted i områder med intensiv jagt.

Det er påfaldende få steder i Danmark, der forekommer større ansamlinger af store regnspover om efteråret, selv i betragtning af de omfattende habitataendringer, der er sket i dette århundrede, til ugunst for rastende store regnspover. Der er således næppe tvivl om, at Stor Regnspove fordrives fra flere egnede raste- og fourageringsområder i jagtsæsonen. Omkring Nissum Fjord ses Stor Regnspove efter jagtsæsonens start næsten udelukkende i Bøvlingreservatet (Christensen 1987), hvor jagt og færdsel er forbudt. Noget lignende kan iagttages i Vejlerne, hvor spoverne koncentrerer sig på Bygholmen, når der er jagt i randområderne (Seidenfaden 1990). Ved Vadehavet foregår jagten på Stor Regnspove især i marskområderne og på forlandet (Laursen 1985), og de jagtlige forstyrrelser forbundet hermed antages i væsentlig omfang at for-

ringe spovernes raste- og fourageringsmuligheder (Meltofte 1980). Også Laursen & Frikke (in prep.)

nævner, at jagtlig forstyrrelse i Vadehavet stærkt påvirker fordelingen af de rastende store regnspover.

Overvintringsforhold

Forekomst og antal

Antallet af overvintrende vadefugle i de britiske tidevandsområder er som følge af landsomfattende optællinger, der er foretaget siden 1969, ret godt kendt (Prater 1981). Optællinger af de mange vadefugle, der i Storbritannien og Irland overvintrer ved klippekyster og sandstrande, er derimod først iværksat i vinteren 1984-85 (Moser & Summers 1987). Derfor er det først fra midten af 1980'erne muligt at estimere vinterbestande af Stor Regnspove her, og det er derfor ikke muligt at registrere udsving i den totale vinterbestand i 1970'erne og 1980'erne. Det er for eksempel først midt i 1980'erne registreret, at der ved Orkneys kyst overvintrer omkring 18.000 store regnspover (Moser & Summers 1987). Endelig gælder det specielt for Stor Regnspove, at mange fugle om vinteren søger føde på enge og marker inde i landet ofte langt fra kysten (Townshend 1981) og således i nogen grad undgår registrering under optællingerne ved kysten. Lidt over halvdelen af vinterbestanden i Storbritannien overvintrer i tidevandsområder (Moser 1987).

I den tyske og hollandske del af Vadehavet opholder der sig i fældningstiden fra juli til september 80-100.000 store regnspover, og hovedparten overvintrer i området (Boere 1976).

Den totale vinterbestand af Stor Regnspove ved Europas Atlantkyst er estimeret til 400.000 fugle (Altenburg et al. 1983), og ved Nordvestafrikas kyst overvintrer omkring 20.000. Lidt mere aktuelle estimater er vist i Tabel 6. Bestandsændringer for Stor Regnspove kan dog ikke udledes af disse vintertællinger, idet op-

Tabel 6. Antal store regnspover i de vigtigste overvintringsområder (Moser 1987, Smit & Piersma 1989).

Table 6. Numbers of Curlews in the most important wintering areas (Moser 1987, Smit & Piersma 1989).

Område	Antal overvintrende fugle
Irland	100.000
Storbritannien	91.200
Vadehavet	91.000
Hollandske deltaområde	11.600
Franske atlantkyst	15.000
Vestlige middelhavsområde	16.000
Vestafrikas kyst	17.000
Total	341.800

tællingerne i løbet af 1980'erne er blevet mere intensive og langt mere dækkende end de tidligere år (Smit & Piersma 1989).

Ændringer af overvintringsområderne

I Nordvesteuropa er tidevandsområder, der er de vigtigste opholdssteder udenfor ynglesæsonen for Stor Regnspove, reduceret betydeligt gennem landindvindingsprojekter til gavn for landbrug, industri og rekreative formål. Samme typer områder er desuden ofte udsat for forurening og forstyrrelse. Fordelingen af vadefugle mellem disse forskellige tidevandsområder er den, at forholdsvis få områder med et rigt fødeudbud huser store mængder af rastende og overvintrende vadefugle, medens andre områder er udnyttet i mindre omfang (Prater 1981). Det er derfor vigtigt i fremtiden at få klarlagt, om de tilgængelige fødesøgningsarealer i tidevandsområderne har indflydelse på bestandsstørrelsen, eller om antallet af vadefugle om vinteren ligger langt under områdernes bærekapacitet.

Spørgsmålet er altså, om der i overvintringsområderne sker en regulering af antallet af vadefugle gennem en tæthedsafhængig »kontrol« (Goss-Custard 1980), eller om antallet varierer fra år til år, under områdernes bærekapacitet (Evans & Pienkowski 1984). Ifølge den første teori

vil en øget tæthed af fouragerende vadefugle indenfor de enkelte tidevandsområder bevirke et mindre fødeudbud for den enkelte fugl. De individer, der flyver andre steder hen, når tætheden af fugle øges, havner ofte i mindre egnede områder. Resultatet skulle være en øget dødelighed i år med mange fugle i overvintringsområderne. Tilhængere af den anden teori anfører, at effekten af vejrliget på fødetilgængeligheden fra dag til dag om vinteren er meget større end effekten af tætheden af fouragerende vadefugle. Et uforudsigeligt vejrlig om vinteren skulle således holde bestandene under bærekapaciteten. Selv en svag tæthedsafhængig regulering af antallet af fugle i yngleområderne vil virke i samme retning.

Korttidseffekter af habitatødelæggelser i raste- og overvintringsområderne er undersøgt flere steder, men er oftest vanskelige at fortolke. Flere faktorer har indflydelse på antallet og fordelingen af individer af de forskellige vadefuglearter, der udnytter et område de enkelte år. Ynglesuccesen hos hver enkelt vadefugleart og dermed den totale efterårsbestand samt antallet af andre vadefuglearter varierer fra år til år, og en varierende fødetæthed har også stor effekt på antal og fordeling. Således konstaterede Evans (1978/79) kun en ubetydelig nedgang i antallet af Stor Regnspove, efter at 60% af fødesøgningsarealet i et tidevandsområde i det nordøstligste England blev ødelagt. Antallet af spover i dette om-

råde var mere påvirket i negativ retning af antallet af Lille Kobbersneppe (*Limosa lapponica*).

Ved bygningen af det fremskudte dige ved Højer, hvorved 800 ha forland og 400 ha vadeflade blev inddiget, gik antallet af Stor Regnspove tilbage med 90% (Laursen et al. 1983); men antallet steg samtidigt i området umiddelbart syd for inddig-

Bestandsomsætning

Ungeproduktion

Der foreligger næsten ingen undersøgelser af Stor Regnspoves ungeproduktion før i løbet af 1980'erne. Ungeproduktionen har vist sig at være lav på arealer med kulturgræs (Berndt 1986) og ekstrem lav på dyrkede marker (Ranftl 1982). Hovedårsagen til den lave ungeproduktion i landbrugsområder er den intensive udnyttelse af arealerne (Dornberger & Ranftl 1986). I nogle år går op til 60% af alle kuldene tabt på græsarealer på grund af tidligt høslæt (Ranftl 1982); men ungetabene i forbindelse med høslæt varierer naturligvis fra år til år. Regnfuldt vejr i rugetiden og i de første dage af ungeperioden forsinker høslættet, og er dermed vejrtilstande, der begunstiger ynglesuccesen hos Stor Regnspove.

En række undersøgelser bekræfter, at ungeproduktionen på dyrkede arealer er lav (Tabel 7). Igennem en syv-års periode var ungeproduktionen således kun 0,073 flyvefærdige

ninger. Der skete altså en omroking.

Uanset hvilke faktorer, der indtil nu har reguleret vadefuglebestandene, vil fortsatte ødelæggelser og forstyrrelser af tidevandsområder ved Europas Atlantkyst givetvis medføre nedgange i bestandene af de arter, der er afhængige af disse områder (se f.eks. Goss-Custard 1989).

unger/par/år i en ynglehabitat i Vesttyskland, der var afvandet og taget i omdrift (Kipp 1982). I Vesttyskland synes ungeproduktionen på enge kun at være lidt højere end på dyrkede græsarealer. Den højeste ungeproduktion er konstateret på arealer med kulturgræs i Holland og meget lokalt i moser i Sverige (Tabel 7). Glutz von Blotzheim et al. (1977) omtaler desuden en ungeproduktion på 1,33 flyvefærdige unger/par/år i »kulturlandskab« i Bayern.

Ungeproduktionen hos Stor Regnspove i skandinaviske moser er dårligt undersøgt. En stor del af ynglebestanden findes i disse områder, og stabiliteten i ynglebestanden i landbrugsområder synes at være afhængig af tilvandring fra moserne (Berg in manus).

Dødelighed

På grundlag af gemeldte ringmærkede fugle er dødeligheden for yng-

Tabel 7. Antal flyvefærdige unger/par/år hos Stor Regnspeve i forskellige ynglehabitater i Finland (SF), Sverige (S), Vesttyskland (BRD) og Holland (NL).
 Table 7. Number of fledged young per pair per year of Curlew in different breeding habitats in Finland (SF), Sweden (S), Western Germany (BRD) and Holland (NL).

Ynglehabitat	Antal par	Flyvefærdige unger pr. par	Kilde
Moser:	11	1,40	Berg in manus (S)
Enge:	913	0,28-0,53	Dornberger & Ranftl 1986 (BRD)
	35	0,62	Opitz 1982 (BRD)
	27	0,33	von Frisch 1956 (BRD)
Enge og kulturrenge:	27	0,74	Kopp 1982 (BRD)
	244	0,30	Kipp 1982 (BRD)
	12	0-0,17	Keller 1982 (BRD)
Arealer med kulturgræs:	40	1,30	Bergh van den 1986 (NL)
	7	0,43	Biol. Stat. Zwill. 1986 (BRD)
Agerland:	113	0,17-0,29	Berg in manus (S)
	19	0,37	Berg in manus (S)
	8-22	0,073	Kipp 1982 (BRD)
	107	0,72	Ylimaunu et al. 1987 (SF)

lende engelske store regnspever beregnet til 53% for fugle i deres 1. leveår efter flyvefærdig alder, 37% i 2. leveår og 26,4% for ældre fugle (Bainbridge & Minton 1978). Beregninger af dødeligheden på grundlag af genmeldinger er dog normalt for høje hos fugle med lang levetid, idet nogle ringe tæres og falder af med årene.

Genmeldinger af store regnspever, der er mærket som voksne i overvintringsområderne, tyder på, at næsten alle overlevende vender tilbage til de samme tidevandsområder de efterfølgende vintre (Bainbridge & Minton 1978). Ved hjælp af farveringmærkning og under antagelse af, at de voksne fugle virkelig vender tilbage til de samme områder år efter år og med lige stor sandsynlighed kan registreres, er det muligt at beregne et realistisk estimat for dødeligheden. I

et tidevandsområde i det nordøstlige England er der ved hjælp af denne metode konstateret en årlig dødelighed på maksimalt 23% af voksne store regnspever (Evans & Pienkowski 1984). Få data herfra tyder på, at dødeligheden af store regnspever i deres 2. leveår er mindre end 10%, altså mindre end dødeligheden af voksne fugle.

I en farveringmærket ynglebestand i Vesttyskland blev der registreret en gennemsnitlig årlig dødelighed på 11,5% (Kipp 1982). Unge ynglefugle, der kunne tænkes at have en overgennemsnitlig dødelighed, var underrepræsenteret i materialet; men der fandtes til gengæld også en del ikke-registrerede omstrejfer. I et landbrugsområde i Sverige var den årlige dødelighed af voksne fugle 18,7% (Berg in manus).

Til sammenligning kan nævnes, at den gennemsnitlige årlige dødelighed af voksne fugle i en ynglebestand af Langnæbbet Spove (*Numenius americanus*), en nærtstående amerikansk spoveart, gennem farveringmærkning er estimeret til maksimalt at være 15% (Redmond & Jenni 1986).

En betydelig dødelighed er konstateret blandt vadefugle under lange frostperioder. Virkningen af den hårde vinter 1962-63 på Stor Regnspeve er summeret af Dobinson & Richards (1964). Da den hårde frost satte ind, invaderede Stor Regnspeve Irland og det vestlige Storbritannien, og mange døde her. I Devon blev en dødelighed på 19% konstateret under den kolde periode, og den rastende bestand i det store tidevandsområde Wash var det efterfølgende efterår reduceret med 75%. Tilbagegang i ynglebestanden efter en hård vinter er konstateret af Barrett & Barrett (1984), der i et skotsk om-

råde registrerede en halvering fra 21 par til 11 par efter den hårde vinter i 1981-82.

Øget vinterdødelighed på grund af hårde vintre har næppe nogen langtidsvirkning på bestandens størrelse, idet hårde vintre simpelthen ikke forekommer hyppigt nok (Goss-Custard 1978/79). I normale vintre er dødeligheden hos de fleste vadefuglearter i reglen lav (Goss-Custard 1978/79, Evans & Pienkowski 1984). Vinterdødeligheden hos Stor Regnspeve er imidlertid betydelig i forhold til dødeligheden resten af året. I den førømtalte farveringmærkede overvintrende bestand i det nordøstlige England fandt Evans & Pienkowski (1984) således, at vinterdødeligheden var mindst ligeså høj som dødeligheden resten af året. Både skandinaviske og britiske ynglefugle udgjorde bestanden, og en forøget dødelighed som følge af en enkelt hård vinter kunne ikke konstateres i den farveringmærkede bestand.

Jagtlig udnyttelse

Jagten i Danmark

I perioden 1931-80 var der jagttid på regnspever fra 1. juli til 31. december; men fra 1941 var arten ekstraordinært fredet i juli. I 1981 blev jagttiden indskrænket til 16. august-31. december. En yderligere indskrænkning af jagttiden fandt sted i 1982; regnspeverne må nu nedlægges i pe-

rioden 1. september-31. december.

Svar på udsendte spørgebrev i 1970'erne til tilfældigt udvalgte jægere og til jægere, der hvert år nedlagde mere end 20 store regnspever viste, at Stor Regnspeve næsten udelukkende blev nedlagt i kystnære områder (Fig. 3). De fleste spever blev nedlagt i Vadehavsområdet, ved de vestjyske fjorde, på lokaliteter

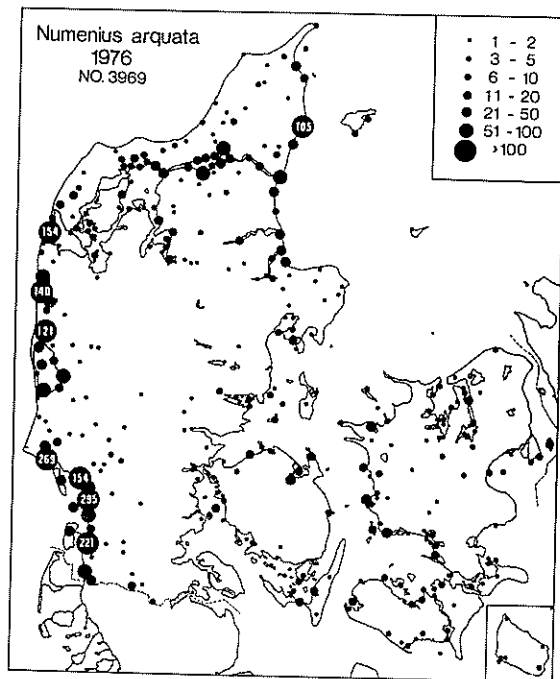


Fig. 3. Geografisk fordeling af 3.969 store regnspøver, der blev nedlagt i 1976.

Fig. 3. Geographical distribution of 3,969 Curlews bagged in 1976. The results are from a study based on questionnaires.

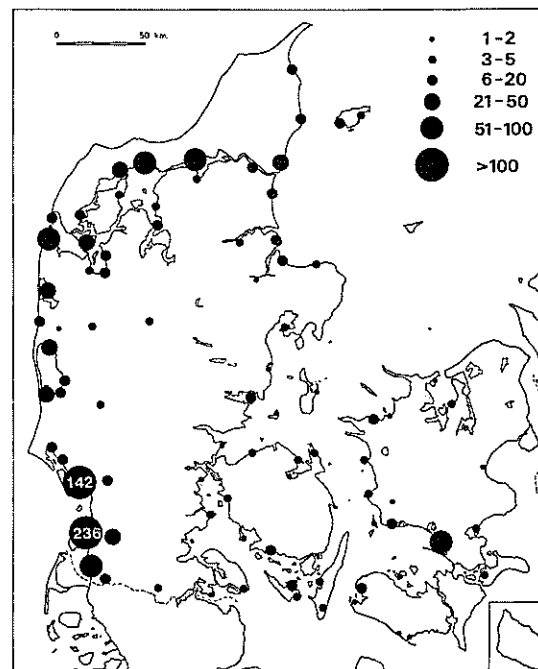


Fig. 4. Geografisk fordeling af 1.279 vinger fra store regnspøver, der blev nedlagt i perioden 1983-1989.

Fig. 4. Geographical distribution of 1,279 wings from Curlews bagged in 1983-1989.

langs Limfjorden og i kystområderne omkring Voerså i Nordjyllands Amt. DMU's vingeindsamlinger (se evt. Clausager 1980) giver et billede af jagtens geografiske fordeling i perioden 1982-89 med jagtstart 1. september (Fig. 4). Bortset fra at der kun er indsendt ganske få vinger fra områderne omkring Voerså, så stemmer jagtens geografiske fordeling i løbet af 1980'erne nøje overens med fordelingen i 1970'erne.

Jagtudbytte

Strandgaard & Asferg (1980) har redegjort for jagtudbyttet af regnspøver i perioden 1941-76 (Fig. 5). Fra begyndelsen af 1950'erne til slut-

ningen af 1960'erne varierede det årlige jagtudbytte fra 38.000 fugle til 54.000 fugle. Svingningerne i jagtudbyttet fra år til år var betydelige, ofte større end 20%. Fra midten af 1960'erne faldt jagtudbyttet ret konstant og udgjorde i 1976 ca. 23.000 fugle. Det årlige jagtudbytte af regnspøver blev altså næsten halveret igennem en periode på 10 år med uændret jagttid og et stigende antal jagttegnsløserne. Efter at jagtens start blev udsat til 1. september i 1982, er det årlige jagtudbytte faldet til knap 10.000 fugle (Fig. 5).

I den årlige vildtudbyttestatistik omfatter gruppen »regnspøver« både Stor- og Lille Regnspøve (*Nume-*

nius phaeopus). DMU's vingeindsamlinger viste, at vinger fra Stor Regnspøve udgjorde mere end 98% af de regnspøvevinger, der blev indsendt i perioden efter 1982 (Tabel 8), - en periode, hvor jagttiden som nævnt indledes 1. september. Selv i årene 1979 og 1980, med jagtstart 1. august, viste det indsamlede vinge materiale, at jagtudbyttet af regnspøver hovedsageligt bestod af store regnspøver. Efterårstrækket i Danmark af Lille Regnspøve forløber normalt så tidligt, at hovedparten har forladt landet igen inden jagtens begyndelse (Meltofte 1987, Brauer 1989).

Jagtudbyttet af regnspøver udgør

kun en lille del af det totale vildtudbytte. Fra 1982/83 til 1988/89 udgjorde andelen af regnspøver af det totale vildtudbytte 0,34%. Der var i gennemsnit 3.460 jægere, ca. 2,4% af alle jagttegnsløserne, der årligt nedlagde regnspøver. Knap tre fjerdedele af de jægere, der nedlagde regnspøver, skød årligt kun én eller to fugle og kun 1,9% nedlagde mere end 10 fugle (Fig. 6).

Aldersmæssig fordeling af jagtudbyttet

DMU's vingeindsamlinger af Stor Regnspøve viser, at vinger fra unge fugle udgjorde 93% af de indsendte vinger for perioden 1982-89 (Tabel

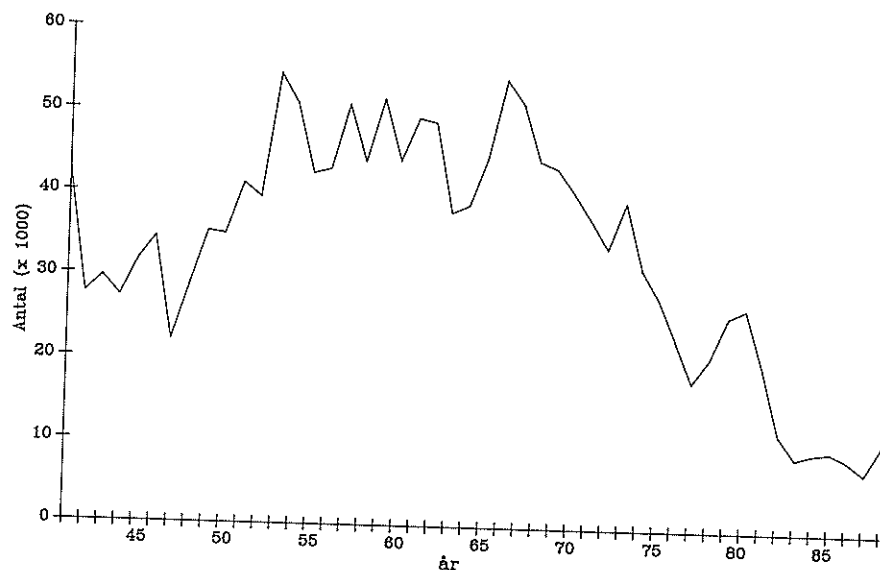


Fig. 5. Årligt jagtudbytte af regnsponer i Danmark igennem perioden 1941-1988.
 Fig. 5. Annual bag in Denmark of Curlew and Whimbrel 1941-1988.

9). Vingematerialet fra 1979 og 1980 viser også, at selv i årene med jagtstart 1. august udgjorde omkring 90% af jagtudbyttet unge fugle. Af de 679 vinger fra Stor Regnspeve, der var nedlagt i august 1979 og 1980, var de 600 (88%) fra unge fugle.

Vingematerialet tyder desuden på, at aldersfordelingen af jagtudbyttet af store regnsponer er ret konstant i hele september måned (Tabel 10).

Tidsmæssig fordeling af jagtudbyttet

Vingeindsamlingerne giver et billede af jagtens tidsmæssige forløb. Materialet viser, at mere end halvdelen af det årlige jagtudbytte af store regnsponer nedlægges i den første uge af

september (Fig. 7). Fordelingen antyder, at der alene 1. september nedlægges ca. 25% af årets jagtudbytte. Som omtalt i afsnittet om efterårstrækket i Danmark koncentrerer mange store regnsponer fra jagttidens start i reservater og andre uforstyrrede områder. Foruden den store aktivitet af jægere de første dage efter jagtstart er den jagtlige forstyrrelse i forbindelse hermed antagelig også en faktor, der i nogen grad afspejles i Fig. 7.

Jagten udenfor Danmark

Stor Regnspeve har jagttid i enkelte andre lande i Vesteuropa (Tabel 11).

Tabel 8. Antal vinger af Stor og Lille Regnspeve indsamlet i perioden 1979-1989.
 Table 8. Number of wings of Curlew (Stor Regnspeve) and Whimbrel (Lille Regnspeve) during the wing survey in 1979-1989.

År	Stor Regnspeve		Lille Regnspeve	
	N	%	N	%
1979	128	88	18	12
1980	695	95	40	5
1981	536	97	17	3
1982	192	97	5	3
1983	114	98	2	2
1984	132	99	1	1
1985	117	94	8	6
1986	126	100	0	0
1987	72	95	4	5
1988	455	99	3	1
1989	259	99	3	1
1979-1981	1359	95	75	5
1982-1989	1467	98	26	2

Tabel 9. Antal vinger fra gamle og unge store regnsponer indsamlet i perioden 1979-1989.
 Table 9. Number of wings of adult (gamle) and juvenile (unge) Curlews collected during 1979-1989.

År	Vinger af Stor Regnspeve			
	Fra gamle fugle		Fra unge fugle	
	N	%	N	%
1979	13	10	115	90
1980	75	11	620	89
1981	30	6	506	94
1982	7	4	185	96
1983	28	25	86	75
1984	9	7	123	93
1985	7	6	110	94
1986	6	5	120	95
1987	2	3	70	97
1988	31	7	424	93
1989	11	4	248	96
1979-1981	118	9	1241	91
1982-1989	101	7	1366	93

Kendskabet til jagtudbyttet i de pågældende lande er imidlertid meget mangelfuldt. Et estimeret jagtudbytte i Frankrig på 10.000 fugle om

året skal derfor tages med forbehold, og er givetvis for lavt. Stor Regnspeve blev fredet i Storbritannien i 1982.

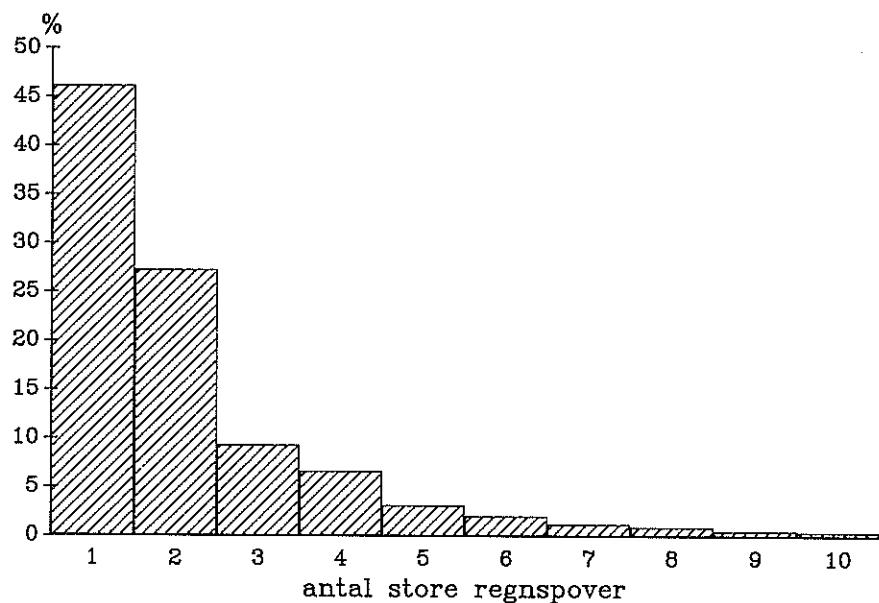


Fig. 6. Den forholdsmæssige andel af i gennemsnit 3.460 jægere, som årligt har nedlagt 1-10 regnsponer i perioden 1982-1988.

Fig. 6. Mean frequency distribution for hunters who annually bagged 1-10 Curlews or Whimbrels.

Ud fra genmeldinger af ringmærkede store regnsponer i Finland angiver Saurola (1982) jagttrykket ved at se på forholdet mellem antallet af nedlagte sponer i deres første ef-

terår/vinter og antallet af ringmærkede unger. Dette jagttryk er beregnet pr. fem-års periode igennem 1950-80 for Danmark, Frankrig og Storbritannien. Som forsøgt af Mel-

Tabel 10. Aldersfordeling blandt 1.262 store regnsponer, der blev nedlagt i perioden 1. september - 5. oktober 1982-1989.

Table 10. Age distribution of 1,262 Curlews bagged during 1 September - 5 October, 1982-1989.

Periode	Voksne fugle (%)	Unge fugle (%)	Total (n)
1.-7. Sept	6	94	790
8.-14. Sept	7	93	183
15.-21. Sept	6	94	148
22.-28. Sept	10	90	90
29. Sept-5. Okt	8	92	51

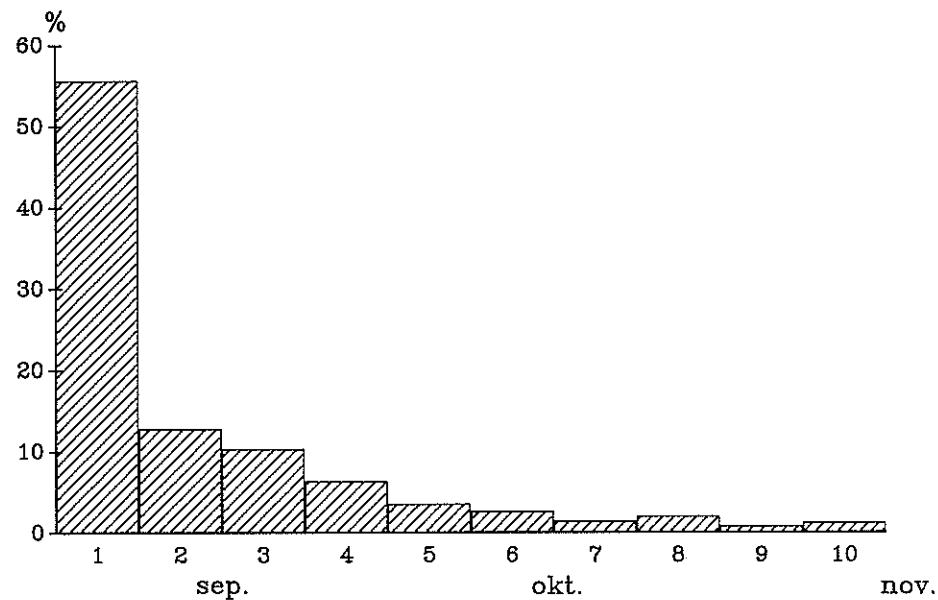


Fig. 7. Tidsmæssig fordeling af 1.418 vinger fra store regnsponer, der blev nedlagt i perioden 1982-1989, angivet for syv-dages perioder fra 1. september.

Fig. 7. Temporal distribution of Curlews bagged in 1982-89. Indicated by seven-day periods from 1 September.

tofte (1986) er det således muligt, under forudsætning af at dette jagttryk afspejler jagtaktiviteten i de tre nævnte lande, ved hjælp af den danske vildtudbyttestatistik og forholdstalsregning at estimere jagtudbyttet udenfor Danmark (Tabel 12). En anden forudsætning for at denne estimering nogenlunde afspejler virkelige forhold er, at jagttrykket på finske sponer er repræsentativt for de andre populationer, der både udnyttes i Danmark og de andre to lande.

Genmeldingsprocenterne fra Frankrig varierer mere end de andre to landes gennem de 30 år (Saurola

1982). Dette forhold tyder på, at rapporteringen af fundne ringmærkede fugle fra Frankrig er mere tilfældig.

Tabel 11. Jagttider og årligt jagtudbytte af Stor Regnsponer i Vesteuropa 1986/87 (efter Bertelsen & Simonsen 1989).

Table 11. Open seasons and annual bags of Curlew in Western Europe 1986/87 (from Bertelsen & Simonsen 1989).

	Jagttid	Jagtudbytte
Danmark	01/09-31/12	10.000
Frankrig	20/07-28/02	(10.000)
Italien	18/08-29/02	?
Irland	01/11-31/01	?
Nordirland	01/09-31/01	?

Tabel 12. Gennemsnitligt årligt jagtudbytte af finske og svenske store regnsponer for tre vesteuropæiske lande opgjort på fem-års perioder; estimeret ud fra det finske ringmærkningsmateriale (Saurola 1982) og den danske vildtudbyttestatistik (Strandgaard & Asferg 1980).
Table 12. Mean annual bags of Fenno-scandian Curlews in three West European countries indicated by five-year periods. Numbers are estimated from the hunting pressure calculated by Saurola (1982) and from the Danish Bag Record (Strandgaard & Asferg 1980).

	1950-55	1956-60	1961-65	1966-70	1971-75	1976-80
Danmark	39.500	42.100	39.600	42.200	30.800	20.700
Frankrig	39.500	10.900	19.400	23.000	37.700	23.700
GB	19.800	19.600	13.000	8.900	8.500	4.900
Total	98.800	72.600	72.000	74.100	77.000	49.300

De årlige totaler i Tabel 12 må således betragtes som minimumstal.

På samme måde kan jagtudbyttet af Stor Regnsponer udenfor Danmark estimeres for perioden efter 1982, hvor som tidligere nævnt jagttidens start i Danmark blev udsat til 1. september. I perioden 1982-88 er der af populationer, der også udnyttes jagtligt i Danmark, årligt i gennemsnit nedlagt mindst 11.000 fugle i Frankrig. Desuden nedlægges der især vesttyske store regnsponer i Frankrig (Schlenker 1982).

Jagttryk

Ved hjælp af ringmærkning estimeres jagttrykket almindeligvis ud fra gemeldingsprocenten for det første leveår (Henny & Burnham 1976). Da langt hovedparten af de ringmærkede store regnsponer er mærket som ikke-flyvefærdige unger (Saurola 1982), skal metoden justeres for den ungedødelighed, der sker i perioden fra ringmærkningstidspunktet til flyvefærdig alder nås. I landbrugsområder i Sverige er ungedødelighe-

Tabel 13. Antal gemeldinger af ringmærkede finske store regnsponer (skudt eller døde af andre årsager) fordelt på aldersklasser; 1950-1980 (Saurola 1982), 1982-1989 (data fra Zoologisk Museum, Helsingfors).
Table 13. Recoveries of Finnish ringed Curlews shot (Skudt) or found dead (Andre årsager) according to age classes.

Aldersklasse	1950-1980		1982-1989	
	Skudt	Andre årsager	Skudt	Andre årsager
1	271	47	37	4
2	27	13	4	2
3	7	3	1	2
4	8	3	1	
5	6	3	1	
6-19	17	17	1	

Tabel 14. Antal ringmærkede finske store regnsponer gemeldt som skudte i deres 1. leveår i Danmark (DK), Frankrig (F) og andre lande (data fra Zoologisk Museum, Helsingfors).
Table 14. Recoveries of ringed Finnish Curlews shot during their first year of life in Denmark (DK), France (F), and other countries (data from the Zoological Museum, Helsinki).

År	Antal mærkede unger	Skudt i 1. leveår		
		DK	F	Andre lande
1982	188	3	1	
1983	231	4	3	1
1984	258		2	
1985	248		5	1
1986	311	1	1	2
1987	278	1	2	1
1988	390	4	1	2
1989	297	1	1	
1982-1989	2201	14	16	7

den fra klækning til flyvefærdig alder angivet til 80% (Berg in manus) og i Finland til 55% (Ylimaunu et al. 1987). Til sammenligning kan nævnes, at ungedødeligheden i et sydtysk kulturlandskab var 81% (Ranftl 1982). Den ungedødelighed, der sker fra klækning til flyvefærdig alder opnås, er naturligvis højere end ungedødeligheden for ringmærkede unger; men halvdelen af de ringmærkede unger er formodentlig omkommet inden flyvefærdig alder.

En anden væsentlig faktor, der skal tages højde for ved estimering af jagttrykket på grundlag af ringmærkningsdata, er den kendsgerning, at ikke alle skudte ringmærkede fugle indrapporteres (Henny & Burnham 1976). For Stor Regnsponer gælder, at langt hovedparten af de gemeldte fugle er anført som skudte (Tabel 13); men hvor stor en andel af de skudte ringmærkede fugle, der ikke indrapporteres, kendes ikke.

I Danmark var jagttrykket på unge store regnsponer, estimeret ud fra ringmærkningsdata i Tabel 14, i perioden 1982-89 på 0,64%. Justeret for en ungedødelighed på 55-80% før flyvefærdig alder og en indrapporteringsprocent for skudte ringmærkede sponer på 75 (Ylimaunu et al. 1987) ændres dette jagttryk til 1,9-4,3%. Det årlige danske jagtudbytte af unge store regnsponer var i samme periode i gennemsnit 9.000 fugle. Et jagtudbytte på 9.000 fugle, der svarer til et jagttryk på 1,9-4,3%, forudsætter en årlig, helt urealistisk, ungeproduktion på 210.000-475.000 fugle. Det er altså umuligt blot tilnærmelsesvist at estimere jagttrykket på Stor Regnsponer ud fra ringmærkningsdata.

Et mere realistisk estimat for jagttrykket på Stor Regnsponer i Danmark fås ved at sammenligne jagtudbyttet af sponer i deres første leveår med den totale ungeproduktion af de

yngebestande, der udnyttes jagtligt.

Den estimerede ynglebestand i Finland, Sverige og det nordvestlige USSR er på 115.000-135.000 par (jf. tidligere nævnte bestandsstørrelser i de respektive lande). I et landbrugsområde i det mellemste Sverige er registreret en ungeproduktion på 0,25 unger/par/år (Berg in manus); i et mere ekstensivt udnyttet landbrugsområde i det nordlige Finland 0,72 unger/par/år (Ylimaunu et al. 1987) og blandt få par i moseområder 1,4 unger/par/år (Berg in manus). Ved at vægte de tre nævnte ungeproduktionstal lige fås en ungeproduktion på 0,8 unger/par/år af

Diskussion

Yngleudbredelsen og ynglebestandene af Stor Regnspeve i Finland og Sverige var i de første årtier af dette århundrede begunstiget af landskabsændringer i retning af større arealer med »halvkulturlandskaber«, som enge, mere tørre græsarealer og ekstensivt dyrkede og ofte delvis forårsoversvømmede marker. De selvsamme landskabstyper er i de seneste 40-50 år i det meste af Sverige og det sydvestlige Finland i væsentlig omfang blevet afvandet og opdyrket eller er under tilgroning. Både i Finland og Sverige er endvidere mange moser afvandet med tørveproduktion eller skovtilplantning for øje, især i de sidste par årtier.

Det må således formodes, at der

den totale ynglebestand, der udnyttes jagtligt i Danmark. Der produceres ud fra disse oplysninger årligt 92.000-108.000 flyvefærdige ungfugle. Da det danske jagtudbytte af ungfugle i perioden 1982-88 i gennemsnit udgjorde 9.000 fugle, er det nuværende jagttryk i Danmark på 8-10%. Den totale ungeproduktion udnyttes, som tidligere nævnt, også i andre lande. Ud fra fordelingen af finske genmeldinger (Tabel 14) fås et totalt jagttryk på 22-26% for de ynglebestande, der udnyttes jagtligt i Danmark; men det reelle jagttryk er højere, idet anskydninger givetvis forekommer.

over en lang årrække er sket væsentlige bestandsnedgange både i Finland og Sverige på grund af habitatforringelser og -ødelæggelser i yngleområderne. Det er udelukket, at klimaforandringer har nogen betydning i denne sammenhæng (Haartman 1978, Hildén & Hyttiä 1981). Hvor stor tilbagegangen har været kan ikke vurderes, da oplysninger om tidligere forekomster er mangelfulde.

Flere undersøgelser har vist, at Stor Regnspeve ikke kan opretholde ynglebestande i landbrugsområder med veldrænede og intensivt dyrkede marker (f.eks. Ranftl 1982, Berndt 1986, Berg in manus). Arten er meget stedtro og vender hvert år tilbage til det samme ynglested, selv efter at det

er afvandet og taget i omdrift (Kipp 1982, Ranftl 1982). Umiddelbart kan dette tolkes som »tilpasning« til en ny ynglehabitat, men nærmere undersøgelser har vist, at etablering af ynglende spover på dyrkede marker primært er resultatet af den ovennævnte trofasthed mod den én gang valgte ynglelokalitet. Markarbejde ødelægger de fleste kuld; og mange af de unger, der udklækkes, dør af sult. Lokale ynglebestande, der år efter år ikke har ynglesucces er resultatet (Kipp 1982).

Dyrkede marker kan faktisk virke som en slags »økologisk fælde« for ynglende store regnspeve, hvor ynglende fugle kun forekommer som følge af indvandring fra andre ynglelokaliteter. Situationen er for ynglende store regnspeve i landbrugsområder i Sverige tilsyneladende blevet den, at ynglebestanden kun kan opretholdes ved tilskud af ynglefugle, der oprindeligt er opfostret i moseområder (Berg in manus).

Ifølge Henny et al. (1970) kan den nødvendige ungeproduktion for at opretholde en ynglebestand uden indvandring fra andre yngleområder beregnes ved hjælp af:

$$m = \frac{1-S}{S_0 S_1 (1-S+S_2)},$$

hvor m er den nødvendige årlige produktion af hununger/yngledygtig hun, S_0 overlevelseshraten i 1. leveår efter flyvefærdig alder, S_1 overlevelseshraten i 2. leveår, S_2 overlevelseshra-

ten i 3. leveår og S overlevelseshraten for ældre årgange.

Under antagelse af: (1) at Stor Regnspeve normalt yngler første gang som to år gammel, (2) at 47% overlever det 1. leveår efter flyvefærdig alder (Bainbridge & Minton 1978) og (3) at ældre fugle har en overlevelseshrate på 80-85% (Kipp 1982, Evans & Pienkowski 1984, Berg in manus) skal ungeproduktionen være på 0,75-1,06 flyvefærdige unger/par/år. Ungeproduktionen i intensivt dyrket agerland synes således overalt at være for lav til alene at opretholde ynglebestanden (Tabel 7).

Selvom ynglebestanden i finske og svenske moser udgør en mindre del af de to landes totale ynglebestand end ynglebestanden i landbrugsområder, fungerer moserne altså som en slags »basishabitater«, der tilsyneladende er af afgørende betydning for den nuværende ynglebestands trivsel. Det bør således prioriteres meget højt, at moser med ynglende store regnspeve i størst mulig omfang bevares. Som følge af de lave yngletætheder af Stor Regnspeve i moser (Tabel 1 og 4) er effektive foranstaltninger i stor skala imidlertid vanskelige at gennemføre, idet det er meget store moseområder, der skal holdes fri for menneskelige indgreb enten gennem fredning eller frivillige ordninger. Der er både i Finland og Sverige, især fra skovbrugets side, udvist meget stor kommerciel interesse for de resterende moseområder (f.eks. Väisänen & Rauhala 1983, Boström 1985), og i fremtiden vil flere moser

givetvis blive afvandet og tilplantet.

Stor Regnspoves tilbagegang og forsvinden som ynglefugl fra finske og svenske landbrugsområder er primært forårsaget af tilgroningen af tidligere kreaturafræssede arealer (f.eks. Andersson 1988a). Andersson (1988b) anfører, at det i Sverige sandsynligvis ikke blot er de afræssede arealer, der forsvinder i landbrugsområderne. På grund af overskudsproduktion i landbruget vil betydelige arealer blive taget ud af omdrift; og det er sandsynligt, at det nuværende markareal i Sverige i år 2000 er reduceret med en tredjedel. Den økonomiske kompensation tredobles, hvis landmanden lader de udtagne arealer tilplante med skov. Det må derfor forventes, at de mest arbejdskrævende (f.eks. de vådeste om foråret) og perifert beliggende marker vil blive tilplantet.

Endvidere er der næppe udsigt til, at forholdene i raste- og overvintringsområderne i fremtiden forbedres for Stor Regnspove. Tidevandsområder er stadigvæk i søgelyset for landindvindinger, og forstyrrelse foranlediget af rekreative aktiviteter vil givetvis øges (Smit et al. 1987).

Ungeproduktionen hos Stor Regnspove varierer i relation til ynglehabitat, men er overalt lav. Tilsvarende er voksendødeligheden lav. Stor Regnspove har således en langsom bestandsomsætning og tåler derfor kun et lavt jagttryk. Med den nuværende viden om artens bestandsomsætning kan det ikke påvises, at en jagtlig udnyttelse på mellem en fjer-

dedel og en tredjedel af ungeproduktionen påvirker ynglebestanden i negativ retning.

De konstaterede forringelser og ødelæggelser af de skandinaviske ynglehabitater synes at have været de afgørende faktorer for tilbagegangen af Stor Regnspoves bestandsstørrelser, – en følge af den skov- og landbrugspolitik, der har været ført i de nordiske lande. Samtidig må det erkendes, at det vil være vanskeligt eller direkte umuligt at ændre udviklingen i land- og skovbrugspolitikken inden for de nærmeste år. Spørgsmålet er så, hvordan den akut betrængte art kan hjælpes på kort sigt.

Selvom jagten i 1980'erne på Stor Regnspove på grundlag af den foreliggende viden ikke har kunnet påvises at påvirke ynglebestanden i nedadgående retning, kan det ikke udelukkes, at jagten i samspil med habitatforringelser og -ødelæggelser påvirker bestanden negativt.

En midlertidig og tidsbestemt totalfredning af den store regnspove såvel i Danmark som i Frankrig, fulgt op af bestandsoptællinger i overvintringsområderne vil give mulighed for at vurdere, om arten er udsat for en sådan kombinationseffekt.

Samtidig med en midlertidig totalfredning i Danmark og Frankrig bør der på ynglepladserne i Sverige og Finland gennemføres undersøgelser, der tilvejebringer mere eksakte informationer om artens bestandsomsætning. Derigennem kan der opnås et bedre kendskab til, hvor stor førsteårsdødeligheden maksimalt

kan være, uden at bestanden går tilbage.

Med en bedre viden om den store regnspoves økologi og bestandsfor-

hold vil det være muligt at udøve en forvaltning, hvor bl.a. fastsættelse af jagttid bygger på et fagligt grundlag.

English summary

Population status and trends of Curlew (*Numenius arquata*) in Northern Europe

This paper reviews the population status and trends of Fennoscandian Curlews with additional information concerning the breeding populations in Western Germany and Holland. The hunting of Curlews in Denmark, especially in the 1980s, is also reviewed.

Migration routes extrapolated from ringing recoveries (Fig. 2) indicate that the main part of Finnish and Swedish Curlews pass through Denmark. Only very few recoveries indicate that Curlews originating from Northwestern Russia and the Baltic States pass through Denmark during migration.

In Finland breeding Curlews prefer agricultural areas with grazed meadows, haymeadows and bogs as nesting habitat. The highest breeding densities are found in agricultural areas and far lower densities are reported in bogs (Table 1). The population has decreased in the southern part of the country for decades, and from the 1970s in other parts of the country. The estimated number of breeding pairs in the late 1980s is 70,000-90,000. Drainage of bogs and a decrease in sown pastures and grazed meadows and pastures are the main causes of the declining population.

In Sweden, on the contrary, breeding densities are lowest in agricultural areas

(Table 4). The highest densities are reported from saltmarshes and chalk grassland. Conclusive data on long-term changes are not available, but Curlews have decreased considerably in Swedish agricultural areas. The estimated number of breeding pairs in 1990 is 14,600. A decrease in suitable breeding habitats caused by drainage of bogs and especially changes in agricultural practices are the main causes of the declining population.

After a spring shooting ban in Denmark from 1931 the Curlew started to breed again in 1934. In the 1960s more than 100 pairs were censused and now the population has increased to 250-350 pairs. Most breeding Curlews in Denmark are found on moorland.

Based on Merikallio's (1958) regional densities of breeding Curlews in eastern Finland and extrapolation of migration routes the breeding populations in Northwestern Russia that are exploited by Danish hunters are estimated at 30,000 pairs. This is a pure estimate.

In western Germany most of the about 4,450 breeding pairs are found on permanent grassland. The population is decreasing mainly caused by the conversion of permanent pasture to areas with cereal farming. Detailed German studies

show that breeding Curlews are not able to adapt to tilled land with cereals.

In Holland breeding Curlews were formerly found on moors, in bogs and dunes, and more rarely on grasslands. During the 1970s they colonized to a great extent on grassland, and nowadays even sown temporary grasslands are now exploited as nesting habitat. One important fact, which probably favours breeding Curlews on Dutch grassland, is that intensive agricultural management is almost impossible in many areas during most of the breeding season due to the high water level and weakness of the soil.

The numbers of Curlews staging in Denmark during migration have decreased considerably during the last 30-40 years and large concentrations are only seen in very few sites. The disappearance of suitable feeding habitats is surely a factor that has affected staging numbers. Furthermore disturbance caused by hunters prevents Curlews from exploiting many feeding areas. The total estimated number of Curlews using the East Atlantic flyway is 400,000 birds, but more complete counts will surely raise this number. The most important wintering areas are Ireland, Great Britain and the Wadden Sea (Table 6).

The reproduction rate of the Curlew is low (Table 7). Especially in agricultural habitats very few young fledge. Based on present knowledge the rate necessary to maintain a population is about 0.75-1.06 fledged young per pair per year. It seems that many agricultural populations only survive in large parts of Fennoscandia because of immigration of surplus birds from optimal areas, mainly from the bogs. Limited data for subadult survival preclude a complete demographic analysis.

Since 1982 the open season of Curlew

and Whimbrel (*N. phaeopus*) in Denmark ranges from 1 September to 31 December. Formerly the species were also bagged in August. After postponement of the start of the open season the annual bag decreased (Fig. 5) and averages now 9,700 individuals, mainly Curlews (Table 8). Most hunters bagged one or two birds annually (Fig. 6), and about 2.4% of the 170,000 licence holders bagged these quarry species annually.

Mainly first-year Curlews are bagged (Table 9), and more than half is bagged during the first week of September (Fig. 7). Approximately 25% are bagged on 1 September. Disturbance caused by hunting is probably an important factor in the distribution shown in Fig. 7.

In a few other countries in Western Europe there is an open season for Curlews (Table 11), but the annual bag in these countries is poorly known. During the 1980s at least 11,000 Curlews of Fennoscandian origin were bagged annually in France and mean estimated annual bags of Fennoscandian Curlews in 1950-1980 are given in Table 12.

Hunting pressure, estimated on the basis of first-year recovery rate of banded birds, was unrealistically low, even when adjusted for a 75% band reporting rate and a mortality of 80% of ringed young until fledging. Based on the annual bag of first-year Curlews in Denmark and an estimated number of 115,000-135,000 breeding pairs in Fennoscandia and northwestern Russia and a reproductive rate of 0.8 fledged young per pair per year a hunting pressure on first-year Curlews in Denmark of 8-10% was calculated. In total the hunting pressure on first-year Curlews of the same populations was calculated at 22-26%, see Table 14. The actual proportion dying as a result of hunting is surely higher, as adjustment was

not made to include the unknown number of crippling losses.

It is concluded that deterioration of all types of breeding habitat suitable for Curlews during the last 40-50 years in Finland and Sweden surely has contributed to the decline. In the future, breeding habitats will certainly disappear. Considerable areas of bogs will be drained for forestry or exploited for peat harvesting. Changes in the pattern of agriculture, influenced by agriculture policy, may be expected to have a great negative impact on breeding Curlews.

Because of these future habitat deteriorations a continuation of the shoot-

ing of Curlews may lead to an overexploitation of the populations. Thus, it is recommended that a temporary protection in Denmark and France should be inferred to gain time to perform additional studies on the ecology of the species. More complete counts in the wintering areas might then show whether shooting is an additive mortality factor. A temporary protection will also allow for further studies on population parameters. If protection leads to an increase in the populations, exploitation through hunting based on knowledge of reproductive ecology and survival of Curlews might then be possible.

Litteratur

- Ahlén, I. & Tjernberg, M. 1988. Hotade och sällsynta ryggradsdjur i Sverige. - Sveriges Natur 79: 33-42.
- Altenburg, W., Engelmoer, M., Mes, R. & Piersma, T. 1983. Recensement des Limicoles et autres Oiseaux aquatiques au Banc D'Arguin, Mauritanie. - Gerfaut 73: 243-264.
- Andell, P., Jönsson, P.E. & Nilsson, L. 1987. Svensk fågelatlas i Skåne. Slutrapport. Del 3. - Anser 26: 97-110.
- Andersen, J. 1985. Svømmeænder og vadefugle omkring Øland i Limfjorden, 1918-1974. - Danske Vildtundersøgelser 38: 1-44.
- Andersson, S. 1988a. Ett småjordbruksområdes fåglar under 130 år. - I: Andersson, S. (red.), Fåglar i jordbrukslandskapet, Vår Fågelvärld, Suppl. 12: 117-136. SOF.
- Andersson, S. 1988b. Fåglarna och jordbruket efter 1990. - I: Andersson, S. (red.), Fåglar i jordbrukslandskapet, Vår Fågelvärld, Suppl. 12: 381-382. SOF.
- Aulén, G. & Wahlström, K. 1974. Fågelsträcket genom Kalmarsund 1964-1967. - Vår Fågelvärld 33: 286-292.
- Bainbridge, I.P. & Minton, C.D.T. 1978. The Migration and Mortality of the Curlew in Britain and Ireland. - Bird Study 25: 39-50.
- Baines, D. 1988. The effects of Improvement of Upland Marginal Grasslands on the Distribution and Density of Breeding Wading Birds (Charadriiformes) in Northern England. - Biological Conservation 45: 221-236.
- Barrett, J. & Barrett, C.F. 1984. Breeding Lowland Waders in East Sutherland. - Scottish Birds 13: 2-7.
- Beintema, A.J. 1986a. Man-made Polders in the Netherlands: a Traditional Habitat for Shorebirds. - Colonial Waterbirds 9: 196-202.
- Beintema, A.J. 1986b. Nistplatzwahl im Grünland: Wahnsinn oder Weisheit? - Corax 11: 301-310.
- Beintema, A.J. 1988. Conservation of grassland bird communities in the Netherlands. - I: Goriup, P.D. (ed.), Ecology and conservation of grassland birds, ICBP Techn. Publ. 7: 105-111. ICBP.
- Beintema, A.J., Beintema-Hietbrink, R.J. & Müskens, G.J.D.M. 1985. A shift in the timing of breeding in meadow birds. - Ardea 73: 83-89.
- Berg, Å. 1987. Storspov på åkermark i mellersta Sverige. - Fåglar i Dalarna 20: 91-95.
- Berg, Å. in manus. Factors affecting nest site choice and reproductive success of Curlews *Numenius arquata* on farmland.
- Bergh, van den L. 1986. De Wulp, een nieuwe Weidevogel. - Vogels 6: 78-81.

- Bergh, van den L. 1989. De uitbreiding van de Wulp als Weidevogel. – *Limosa* 62: 49.
- Bergman, G. 1976. Vogelzugstudien und Migrationsprobleme in Finland. – *Ornis Fenn.* 53: 107-114.
- Berndt, R.K. 1986. Zur Brutverbreitung des Brachvogels (*Numenius arquata*) in Schleswig-Holstein auf landwirtschaftlich genutztem Grünland. – *Corax* 11: 311-315.
- Bertelsen, J. & Simonsen, N.H. 1989. Documentation on Bird Hunting and the Conservation Status of the Species Involved. Situation in 1986. – Ministry of the Environment. Game and Wildlife Administration, Denmark. 323 pp.
- Bezzel, E. 1985. Kompendium der Vögel Mitteleuropas. – AULA-Verlag, Wiesbaden. 792 pp.
- Biologisch Station Zwillbrock 1986. Weidevogel in West-Münsterland (BRD). – *Limosa* 59: 83-89.
- Blomqvist, S. & Lindholm, C.G. 1976. Fågelsträcket genom Kalmarsund 1968-1971. – *Vår Fågelvärld* 35: 36-42.
- Boere, G.C. 1976. The significance of the Dutch Waddenzee in the annual life cycle of arctic, subarctic and boreal waders. – *Ardea* 64: 210-291.
- Boere, G.C. & Smit, C.J. 1981. Curlew (*Numenius arquata* L.). I: Smit, C.J. & Wolf, W.J. (eds.), *Birds of the Wadden Sea*, p. 179-188. Balkema, Rotterdam.
- Boström, U. 1978. Våtmarksdikningen och fågel-faunaen. – *Anser*, Suppl. 3: 52-56.
- Boström, U. 1985. Går vadarna åt skogen i dikarnas spår? – *Vår Fågelvärld*, Suppl. 10: 19-22.
- Boström, U. & Nilsson, S.G. 1983. Latitudinal gradients and local variations in species richness and structure of bird communities on raised peat-bogs in Sweden. – *Ornis Scand.* 14: 213-226.
- Braakma, S. 1960. De verspreiding van de Wulp (*Numenius arquata* L.) als broedvogel. – *Ardea* 48: 65-90.
- Brauer, L. 1989. Større antal af Lille Regnspove *Numenius phaeopus* på Samsø, Østjylland, 1982-1988. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 83: 157-162.
- Byrkjedal, I. 1977. Tæthet av hekkende fugler i lynghetbiotop på Høg-Jæren. – *Sterna* 16: 211-216.
- Christensen, H., Goldschmidt, O. & Jakobsen, B. 1978. Vejlerne. Årsrapport over observationer. – Fredningsstyrelsen, København. 188 pp.
- Christensen, J.O. 1987. Nissum Fjords fugleliv 1983-85. – Vildtreservatkontoret, Landbrugsministeriets Vildtforvaltning, Rønde. 191 pp.
- Clausager, I. 1980. Indsamling af vadefuglevinger. – *Dansk Vildtforskning* 1980: 12-13.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (eds.). 1983. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Vol. III. – Oxford Univ. Press, Oxford. 913 pp.
- Dementev, G.P. & Gladkov, N.A. (eds.). 1969. *Birds of the Soviet Union*. Vol. III. – Israel Progr. Sci. Tran., Jerusalem. 756 pp.
- Dobinson, H.M. & Richards, A.J. 1964. The effects of the severe winter 1962/63 on birds in Britain. – *British Birds* 57: 373-434.
- Dornberger, W. & Ranftl, H. 1986. Brutbestand des Grossen Brachvogel *Numenius arquata*, des Rotschenkels *Tringa totanus* und der Uferschnepfe *Limosa limosa* in Nordbayern 1977-1986. – *Anz. Orn. Ges. Bayern* 25: 189-194.
- Dybbro, T. 1976. De danske ynglefugles udbredelse. – *Dansk Orn. Foren., København*. 293 pp.
- Dybbro, T. 1981. En oversigt over de danske vadefuglebestande. *Proc. Second Nordic Congr. Ornithol.* 1979: 109-110.
- Edberg, R. 1960. Fågelsträcket genom Kalmarsund 1958 och 1959. *Vår Fågelvärld* 19: 19-30.
- Edberg, R. 1961. Fågelsträcket genom Kalmarsund 1960. – *Vår Fågelvärld* 20: 47-57.
- Edberg, R. 1965. Fågelsträcket genom Kalmarsund 1961. – *Vår Fågelvärld* 24: 97-106.
- Edelstam, C. 1972. The Visible Migration of Birds at Ottenby, Sweden. – *Vår Fågelvärld*, Suppl. 7: 1-360.
- Ehrenroth, B. 1984. Storspoven *Numenius arquata* som häckfågel på myrer i Värmland. – *Värmlandsornitologen* 12: 3-7.
- Evans, P.R. 1978/79. Reclamation of intertidal land: some effects on Shelduck and wader populations in the Tees estuary. *Verh. Orn. Ges. Bayern* 23: 147-168.
- Evans, P.R. & Pienkowski, M.W. 1984. Population dynamics of shorebirds. – I: Burger, J. & Olla, B.L. (eds.), *Behaviour of Marine Animals. 5. Shorebirds. Breeding Behaviour and Populations*, p. 83-123. Plenum Press, New York.
- Falk, K. & Brøgger-Jensen, S. 1989. Overvågning af EF-fuglebeskyttelsesområder 1988. – Skov- og Naturstyrelsen og Landbrugsministeriets Vildtforvaltning, København/Rønde. 158 pp.
- Ferdinand, L. 1980. Fuglene i landskabet. – *Dansk Ornitologisk Forening, København*. 351 pp.
- Forslund, M., Kolmodin, U. & Söderlund, B. 1985. Storspov i Dalarna. – *Fåglar i Dalarna* 18: 4-14.
- Forslund, M., Kolmodin, U. & Söderlund, B. 1988. Storspov på åkermark i Dalarna. – *Fåglar i Dalarna* 21: 15-18.
- Forslund, T. & Sandgren, L. 1983. Storspov på Närke åkermark 1983. – *Fåglar i Närke* 6: 68-76.
- Frisch von, O. 1956. Zur Brutbiologie und Jugendentwicklung des Brachvogels. – *Z. Tierpsychol.* 13: 50-81.
- Fritz, Ö. & Waldenström, A. 1988. Stora Alvarets häckfågel-fauna 1982. – *Calidris* 17: 189-211.
- Gerell, R. 1988. Jordbrukslandskapets fågel-fauna i historiskt perspektiv. – I: Andersson, S. (red.), *Fåglar i jordbrukslandskapet, Vår Fågelvärld*, Suppl. 12 p. 1-20.
- Glutz von Blotzheim, U.N., Bauer, K. & Bezzel, E. (red.). 1977. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Vol. 7. – Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 893 pp.
- Goss-Custard, J.D. 1978/79. Role of winter food supplies in the population ecology of common British wading birds. – *Verh. Orn. Ges. Bayern* 23: 125-146.
- Goss-Custard, J.D. 1980. Competition for food and interference among waders. – *Ardea* 68: 31-52.
- Goss-Custard, J.D. 1989. The effect of loss of intertidal habitats on shorebird populations. – *IWRB News* 1989: 8-9.
- Haapanen, A. & Waaramäki, T. 1977. Changes in the use of wetlands in two drainage basins and the effects e.g. on waterfowl populations. – *Finnish Game Research* 36: 19-48.
- Haartman, L. v. 1974. Finnish nest records. – *Ornis Fenn.* 51: 48-58.
- Haartman, L. v. 1975. Changes in the breeding bird fauna of coastal bays in southwestern Finland. – *Ornis Fenn.* 52: 57-67.
- Haartman, L. v. 1978. Changes in the bird fauna in Finland and their causes. – *Fennia* 150: 25-32.
- Haftorn, S. 1971. *Norges fugler*. – Universitetsforlaget, Oslo. 862 pp.
- Hakala, A. 1971. A quantitative study of the bird fauna of some open peatlands in Finland. – *Ornis Fenn.* 48: 1-11.
- Heckenroth, H. & Kipp, M. 1982. Zur Situation des Grossen Brachvogels *Numenius arquata* in Niedersachsen. – *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. Württ.* 25: 79-82.
- Henny, C.J. & Burnham, K.P. 1976. A reward band study of Mallards to estimate band reporting. – *J. Wildl. Manage.* 40: 1-14.
- Henny, C.J., Overton, W.S. & Wight, H.M. 1970. Determining parameters for populations by using structural models. – *J. Wildl. Manage.* 34: 690-703.
- Hildén, O. 1981. Sources of error involved in the Finnish linetract method. – *Stud. Avian Biol.* 6: 152-159.
- Hildén, O. 1986. Long-term trends in Finnish bird fauna: methods of study and some results. – *Vår Fågelvärld*, Suppl. 11: 61-70.
- Hildén, O. & Hyytiä, K. 1981. Finlands häckande vadere – populationstendenser och nuvarande utbredning. – *Proc. Second Nordic Congr. Ornithol.* 1979: 19-37.
- Hildén, O. & Koskimies, P. 1984. Population changes of Finnish breeding birds in 1973-82. – *Lintumies* 19: 15-24. (Finsk tekst).
- Högstedt, G. & Larsson, G. 1971. Vadartaxering på sydvästskånska kustängar. – *Medd. f. Skånes Orn. Fören.* 10: 45-50.
- Hölzinger, J. 1982. Einführung zum Artenschutzsymposium Grosser Brachvogel. – *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 25: 7-14.
- Jakobsen, B. 1983. *Vejlerne. Årsrapport over observationer*. – Fredningsstyrelsen, København. 125 pp.
- Jakobsen, B. & Bruun, A. 1983. *Vejlerne. Årsrapport over observationer*. – Fredningsstyrelsen, København. 121 pp.
- Jensen, A. 1987. *Fuglene på Saltholm*. – Skov- og Naturstyrelsen, København. 130 pp.
- Johansen, K.D. 1990. *Odense Fjord* – for mennesker og fugle. – Dueslaget, Odense. 237 pp.
- Jägerskiöld, C.A. 1927. *Våra storspovars flytningar*. – *Fauna och Flora* 1927: 111-112.
- Järvinen, O. & Sammalisto, L. 1976. Regional trends in the avifauna of Finnish peatland bogs. – *Ann. Zool. Fenn.* 13: 31-43.
- Järvinen, O. & Väisänen, R. 1981. Methodology for censusing land bird faunas in large regions. – *Stud. Avian Biol.* 6: 146-151.
- Kálás, J.A. & Byrkjedal, I. 1981. Vadefuglens hekkstatus i Norge og Svalbard. – *Proc. Second Nordic Congr. Ornithol.* 1979: 57-74.
- Keller, H. 1982. Artenschutzprojekt Grosser

- Brachvögel (*Numenius arquata*) im Donau-moos bei Langenau: Erste Zwischenbilanz. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 25: 113-118.
- Keve, A. & Sterbetz, I. 1968. Zugverschiebung beim Grossen Brachvogel (*Numenius arquata*) in Ungarn. – Vogelwarte 24: 198-200.
- Kipp, M. 1982. Ergebnisse individueller Farbberingung beim Grossen Brachvogel und ihre Bedeutung für den Biotopschutz. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 25: 87-96.
- Kipp, M. 1984. Zur Bestandsentwicklung des Grossen Brachvogels (*Numenius arquata*) in den Kreisen Borken und Coesfeld. – Charadrius 20: 23-27.
- Kolmodin, U. & Nilsson, S.G. 1982. Häckfåg-larna på Dalarnas myrar – tätheter och artrikedom i förhållanda till myrstorlek och våt-het. – Vår Fågelvärld 41: 1-12.
- Kopp, F. 1982. Die Bestandssituation des Grossen Brachvogels (*Numenius arquata*) in Hessen unter besonderer Berücksichtigung des Hessischen Rieds. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 25: 61-64.
- Larsen, L.G. 1987. The status and protection of freshwater meadows and their bird life in Denmark. – Acta Reg. Soc. Sci. Litt. Gothoburgensis. Zoologica 14: 169-175.
- Laursen, K. 1985. Jagt på vandfugle i Vadehavet samt det øvrige Sydjylland. – Danske Vildtundersøgelser 39: 1-60.
- Laursen, K., Gram, I. & Alberto, L.J. 1983. Short-term effect of reclamation on numbers and distribution of waterfowl at Højer, Danish Wadden Sea. – Proc. Third Nordic Congr. Ornithol. 1981: 97-118.
- Laursen, K. & J. Frikke, in prep. Survey of waterfowl, waders and gulls in the Danish Wadden Sea 1980-1990. Numbers, phenology and distribution related to tidal cycle and season. – Dan. Rev. Game Biol.
- Magerl, H.C. 1981. Bestandsaufnahme und Untersuchungen zur Habitatstruktur des Grossen Brachvogels *Numenius arquata* im nordöstlichen Erdinger Moos. – Anz. Orn. Ges. Bayern 20: 1-34.
- Malchevski, A.S. & Y.B. Pukinski 1983. The birds of the Leningrad Region and the adjoining Territories. – L.U.P., Leningrad. (Russisk tekst).
- Mehtälä, J., Pakkala, T. & Halenius, P. 1985. The birds of two large field areas in Vantaa, south-ern Finland, in 1973 and 1984. – Lintumies 20: 182-186. (Finsk tekst).
- Meinhardt, H. 1934. Storspove og Stor Tornskade ynglende paa Randbølle Hede. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 28: 71-74.
- Meltofte, H. 1980. Fugle i Vadehavet. – Fredningsstyrelsen, København. 50 pp.
- Meltofte, H. 1981. Danske rasteplasser for vade-fugle. – Fredningsstyrelsen, København. 194 pp.
- Meltofte, H. 1982. Jagtlig forstyrrelse af svømme- og vadefugle. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 76: 21-35.
- 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. Vadefugle på Tipperne 1928-82. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 81: 1-108.
- Meltofte, H., Pihl, S. & Sørensen, B.M. 1972. Efterårstrækket af vadefugle (Charadrii) ved Blåvandshuk 1963-1971. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 66: 63-69.
- Merikallio, E. 1958. Finnish Birds. Their distribution and numbers. – Fauna Fennica 5: 1-181.
- Moser, M.E. 1987. A Revision of Population Estimates for Waders (Charadrii) Wintering on the Coastline of Britain. – Biological Conservation 39: 153-164.
- Moser, M.E. & Summers, R.W. 1987. Wader populations on the non-estuarine coasts of Britain and Northern Ireland: results of the 1984-85 winter shorebird count. – Bird Study 34: 71-81.
- Munkejord, Aa. 1987. Bird communities in coastal heather moors in West Norway. – Fauna norv. Ser. C, Cinclus 10: 73-80.
- Myrberget, S., Erikstad, K.E. & Spidsø, T.K. 1976. Antall hekkende fugler på Tranøya i Troms. – Sterna 15: 37-47.
- Møller, A.P. (red.). 1978. Nordjyllands Fugle. – Scandinavian Science Press Ltd., Klampenborg. 372 pp.
- Møller, H.S. 1980. Naturforholdene i Vejlerne. – Fredningsstyrelsen, København. 108 pp.
- Møller, H.S. 1983. Danish wetland bird populations and their protection. – Ornith. Fenn., Suppl. 3: 104-106.
- Nikiforov, M.E., B.V. Jaminski & L.P. Skhlarov 1989. The Birds of Byelorussia (Field Guide to Nests and Eggs). – Minsk. (Russisk tekst).
- Nilsson, S.G. 1980. Hur påverkas fågellivet på högmosar av dikning och torvtäkt? – Fauna och Flora 75: 256-260.
- Norberg, B. & Stenpil, L. 1979. Våtmarksinventering med hjälp av IR-färgbilder i Norrbottens län. – Statens Naturvårdsverk, Solna, 42 pp.
- Norrevang, A. 1959. The migration patterns of some waders in Europe, based on the ringing results. – Vidensk. Medd. dansk Naturhis. Foren. 121: 181-222.
- Odsjö, T. 1988. Gift- och kemikalieanvändningen i jordbruket. – I: Andersson, S. (red.), Fåglar i jordbrukslandskapet, Vår Fågelvärld, Suppl. 12, p. 63-84.
- Opitz, H. 1982. Bestand und Bestandsentwicklung des Grossen Brachvogels (*Numenius arquata*) in Baden-Württemberg. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 25: 15-31.
- Pakkala, T., Tiainen, J., Virolainen, E., Piironen, J. & Ylimaunu, J. 1986. Changes of farmland bird populations in Finland in 1984-85. – Lintumies 21: 126-131. (Finsk tekst).
- Pedersen, E. T. 1965. Stor Regnspove (*Numenius a. arquata* (L.)) som ynglefugl i Danmark. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 59: 235-258.
- Pettersson, J., Pettersson, O. & Hjort, C. 1986. Vadarpopulationerna vid Ottenby – status 1986 samt jämförelse med inventeringarna 1965-1979. – Rapp. Ottenby Fågelstation, 9, 52 pp.
- Pettersson, Å. 1988. Storspov *Numenius arquata* L. – I: Andersson, S. (red.), Fåglar i jordbrukslandskapet, Vår Fågelvärld, Suppl. 12, p. 195-200.
- Philippona, J. 1981a. Telling van het aantal broedparen van de Wulp in het Staphorsterveld in 1980. – Watervogels 6: 50-52.
- Philippona, J. 1981b. Telling van weidevogels in het Staphorsterveld in 1981. – Watervogels 6: 195-197.
- Pienkowski, M.W. 1983. The impact of tourism on coastal breeding shorebirds in Western and Southern Europe: an introduction to general discussion. – I: Evans, F.R., Hafner, H. & L.Hermite, P. (eds.), Shorebirds and Large Waterbirds Conservation EC Proceedings 1983, p. 36-42.
- Piironen, J., Tiainen, J., Pakkala, T. & Ylimaunu, J. 1985. Birds of Finnish farmland in 1984. – Lintumies 20: 126-138. (Finsk tekst).
- Poslawski, A.N. 1969. Zug und Mauser des Grossen Brachvogels am Nordufer des Kaspis und in den angrenzenden Wüsten. – Falke 16: 184-188.
- Prater, A.J. 1981. Estuary birds of Britain and Ireland. – Poyser, Calton. 440 pp.
- Ranftl, H. 1982. Zur Situation des Grossen Brachvogels (*Numenius arquata*) in Bayern. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 25: 45-60.
- Rasmussen, P. 1987. Vejlerne. Årsrapport over observationer 1984. – Skov- og Naturstyrelsen, København. 136 pp.
- Redmond, R.L. & Jenni, D.A. 1986. Population ecology of the Long-Billed Curlew (*Numenius americanus*) in Western Idaho. – Auk 103: 755-767.
- Rodebrand, S. 1972. Fågelsträcket genom Kalmarsund 1962 och 1963. – Vår Fågelvärld 31: 247-251.
- Rodebrand, S. 1976. Fågelsträcket genom Kalmarsund 1972. – Vår Fågelvärld 35: 126-129.
- Sach, G. 1969. Ringfunde des Grossen Brachvogels (*Numenius arquata*). – Auspicium 3: 153-158.
- Salomonsen, F. 1972. Fugletrækket og dets gæder. – Munksgaard, København. 362 pp.
- Saurola, P. 1982. Recoveries of Curlew (*Numenius arquata*) in Finland: migration and hunting pressure. – Lintumies 17: 110-115. (Finsk tekst).
- Scharff, G. 1982. Über die Bedeutung des Wiesenbewuches in Brachvogel-Brutgebieten. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 25: 33-43.
- Schlenker, R. 1982. Vom Zug süd- und nordwestdeutscher Brachvögel (*Numenius arquata*) nach Ringfunden. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 25: 109-112.
- Seidenfaden, T. 1988. Vejlerne. Årsrapport over observationer 1985. – Skov- og Naturstyrelsen, København. 144 pp.
- Seidenfaden, T. 1990. Vejlerne. Årsrapport over observationer 1987. – Skov- og Naturstyrelsen, København. 131 pp.
- Smit, C.J., R.H.D. Lambeck & W.J. Wolff 1987. Threats to coastal wintering and staging areas of waders. – Wader Study Group Bull. 49, Suppl./IWRB Special Publ. 7: 105-113.
- Smit, C.J. & Piersma, T. 1989. Numbers, midwinter distribution, and migration of wader populations using the East Atlantic flyway. – I: Boyd, H. & Pirot, J.Y. (eds.), Flyways and reserve networks for water birds, IWRB Spec. Publ. 9, p. 2463.
- Smittberg, P. 1985. Storspoven på Gotland –

- sultat av inventeringen 1984. – Bläcku **11**: 57-59.
- SOF 1990. Sveriges fåglar. – SOF, Stockholm. 295 pp.
- Soikkeli, M. & Salo, J. 1979. The bird fauna of abandoned shore pastures. – *Ornis Fenn.* **56**: 124-132.
- Solonen, T. 1985. Agriculture and birdlife in Finland. A review. – *Ornis Fenn.* **62**: 47-55.
- SOVON 1988. Nieuwe aantalschattingen van de Nederlandse broedvogels. – *Limosa* **61**: 151-162.
- Staa, R. 1976. Storspoven *Numenius arquata* som häckfågel i Stockholms skärgård. – *Ornis Fenn.* **53**: 48.
- Statens Naturvårdsverk 1983. Våtmarksdikningen och faunaen. – *SNV Medd.* **2/1983**: 1-40.
- Stenbeck, G. 1985. Energitorvtäckt – tänkbara miljökonsekvenser. – Statens Naturvårdsverk, Solna. 278 pp.
- Stolt, B.O. 1987. Ringmärkning och populationsförändringar hos fåglar. – *Acta Reg. Soc. Sci. Litt. Gothoburgensis. Zoologica* **14**: 202-212.
- Strandgaard, H. & Asferg, T. 1980. The Danish Bag Record II. – *Dan. Rev. Game Biol.* **11** (5), 1-112.
- Teixeira, R.M. 1979. Atlas van de Nederlandse Broedvogels. – VBN, Graveland. 431 pp.
- Tiainen, J., Pakkala, T., Piironen, J., Vickholm, M. & Virolainen, E. 1985. Changes in the avifauna of farmland at Lammi, southern Finland during the past 50 years. – *Lintumies* **20**: 30-42. (Finsk tekst).
- Townshend, D.J. 1981. The importance of field feeding to the survival of wintering male and female Curlews *Numenius arquata* on the Tees Estuary. – I: Jones, N.W. & Wolf, W.J. (eds.), *Feeding and survival strategies of estuarine organisms*, p. 261-273. Plenum, London.
- Ulfstrand, S. & Högstedt, G. 1976. Hur många fåglar häcker i Sverige. – *Anser* **15**: 1-32.
- Van Impe, J. 1982. Het voorkomen van *Numenius arquata orientalis* in België en in Nederland. – *Gerfaut* **72**: 337-340.
- Verheyen, R. 1958. Over de trek van de Wulp *Numenius arquata* (L.) volgens de uitragen van het Belgisch Ringwerk. – *Gerfaut* **48**: 167-171.
- Viksne, J. (red.). 1989. Latvijas Ligzdojoso Putnu Atlants 1980-1984. – Riga Zinatne, Riga. 350 pp.
- Voous, K.H. 1960. Atlas of European Birds. – Nelson, London. 284 pp.
- Väisänen, R.A. & Rauhala, P. 1983. Succession of land bird communities on large areas of peatland drained for forestry. – *Ann. Zool. Fenn.* **20**: 115-127.
- Westerskov, K. 1942. Storspoven i Danmark. – *Dansk Jagttidende* **59**: 217-220.
- Wahlstedt, J. & Sjöberg, K. 1983. Rädda Storspoven! – *Vår Fågelvärld* **42**: 119.
- Ylimaunu, J. & Siira, J. 1985. Changes of breeding bird populations in agricultural areas in Ostrobothnia. – *Lintumies* **20**: 43-47. (Finsk tekst).
- Ylimaunu, O., Ylimaunu, J., Hemminki, O. & Liehu, H. 1987. Breeding ecology and size of the breeding Curlew *Numenius arquata* population in Finland. – *Lintumies* **22**: 98-103. (Finsk tekst).
- Yrjölä, R., Tiainen, J. & Södersved, J. 1986. Changes of the avifauna of farmland in Nummi, southern Finland during the past three decades. – *Lintumies* **21**: 19-23. (Finsk tekst).
- Østerholm, P. 1989. Torv är ett viktigt koldioxidlager. *Finlands Natur* **48**: 4-6.
- Serien »Danske Vildtundersøgelser« udkommer, når egnede emner foreligger bearbejdet. Hæfterne fås, så langt oplaget rækker, gratis tilsendt ved henvendelse til:
- Afd. for Flora- og Faunaøkologi, Kalø, 8410 Rønde, tlf. 89 20 14 00.**
1. Knud Paludan: Vildtet og landbrugets giftstoffer. 11 sider. 1953.
 2. Knud Paludan og Kai Ulfkjær: Nogle retningslinier for fasanopdræt. 32 sider. 1954.
 3. Knud Paludan: Agerhønsens ynglesæson 1953. 20 sider. 1954.
 4. Marie Hammer, M. Koie og R. Spærck: Undersøgelser over ernæringen hos agerhøns, fasaner og urfugle i Danmark. 24 sider. 1955.
 5. Knud Paludan og Jørgen Fog: Den danske ynglebestand af vildtlevende knopsvaner i 1954. 47 sider. 1956.
 6. Kai Ulfkjær: Danske råbukkeopsatser (målt i tiden 1948-1955). 23 sider. 1956.
 7. Knud Paludan: Ringmærkning af agerhøns 1950-54. 27 sider. 1957.
 8. Jørgen Fog: Mærkning af opdrættede gråænder 1950-55. 32 sider. 1958.
 9. H. Strandgaard: Vildtudbyttet i Danmark. 120 sider. 1962.
 10. Knud Paludan: Ederfuglene i danske farvande. 87 sider. 1962.
 11. Annelise Jensen: Odderen i Danmark. 48 sider. 1964.
 12. Knud Paludan: Grågåsens træk og fældningstræk. 54 sider. 1965.
 13. H. Strandgaard, Birger Jensen, F. Christoffersen og P. Valentin Jensen: Undersøgelser over Kronvildtet i Danmark. 184 sider. 1967.
 14. Anders Holm Joensen: Urfuglen i Danmark. 102 sider. 1967.
 15. Annelise Jensen og Birger Jensen: Husmårn (*Martes foina*) og mårjagten i Danmark 1967/68. 44 sider. 1970.
 16. Dorete Bloch: Ynglebestanden af Knopsvane (*Cygnus olor*) i Danmark i 1966. 47 sider. 1971.
 17. P. Uhd Jepsen: Vildtreservatet Felsted Kog. 60 sider. 1972.
 18. Annelise Jensen og Birger Jensen: Ilderøen (*Putorius putorius*) og ilderjagten i Danmark 1969/70. 32 sider. 1972.
 19. Ib Clausager: Skovsneppen (*Scolopax rusticola*) som ynglefugl i Danmark. 39 sider. 1973.
 20. Anders Holm Joensen: Ederfuglen (*Somateria mollissima*) som ynglefugl i Danmark. 36 sider. 1973.
 21. Annelise Jensen og Birger Jensen: Lækat (*Mustela erminea*), Brud (*Mustela nivalis*) og lækatjagten i Danmark 1970/71. 23 sider. 1973.
 22. Hans Jørgen Degn: Urfuglens (*Lyrurus tetrix*) forekomst i Danmark 1973. 32 sider. 1973.
 23. Hans Jørgen Degn: Egernets (*Sciurus vulgaris*) nuværende og tidligere forekomst i Danmark. 48 sider. 1974.
 24. P. Uhd Jepsen: Vadehavet vildtreservat med øen Jordsand. 80 sider. 1975.
 25. Egon Bennetsen: Sikavildtet (*Cervus nippon*) i Danmark. 32 sider. 1976.
 26. Niels-Ole Søndergaard, Anders Holm Joensen og Ebbe Bøgebjerg Hansen: Sælernes forekomst og sæljangten i Danmark. 80 sider. 1976.
 27. Birger Jensen: Ræven (*Vulpes vulpes*) og rævejagten i Danmark 1973/74. 24 sider. 1977.
 28. Tommy Asferg, Johnny Lund Jeppesen og Janne Aaris Sørensen: Grævlingen (*Meles meles*) og grævlingejangten i Danmark 1972/73. 56 sider. 1977.
 29. Hans Jørgen Degn og Birger Jensen: Skovmårn (*Martes martes*) i Danmark. 20 sider. 1977.
 30. P. Uhd Jepsen: Vildtreservatet Hjarbæk Fjord. 68 sider. 1978.
 31. Hans Jørgen Degn: Bestandsændringer hos Urfugl (*Lyrurus tetrix*) i Danmark op til 1978. 24 sider. 1978.
 32. Mette Fog: Tyrkerduen (*Streptopelia decaocto*) og tyrkerduejagten i Danmark 1974/75 og 1975/76. 24 sider. 1979.
 33. Johnny Lund Jeppesen og Finn Kristoffersen: Danske råbukkeopsatser 1966-1977. 36 sider. 1980.
 34. Johs. Andersen: Minken (*Mustela vison*) og minkjagten i Danmark 1970/71 og 1972/73. 24 sider. 1981.
 35. Poul Lassen og Peter Aastrup: Undersøgelser over tamrenbestanden (*Rangifer tarandus tarandus* L.) ved Itivnera, Vestgrønland. 36 sider. 1981.
 36. Niels Walter Møller og Niels Skov Olesen: Fiskehejren (*Ardea cinerea*) og fiskehejrejagten i Danmark 1976/77. 23 sider. 1983.
 37. Karsten Laursen, Iver Gram og John Frikke: Trækkende vandfugle ved det fremskudte dige ved Højer, 1982. 36 sider. 1984.
 38. Johs. Andersen: Svømmeænder og vadefugle omkring Øland i Limfjorden, 1918-1974. 44 sider. 1985.
 39. Karsten Laursen: Jagt på vandfugle i Vadehavet samt det øvrige Syddjylland. 60 sider. 1985.
 40. Jens Dahl Mikkelsen: Rovfugle og fasanudsætninger i Danmark. 32 sider. 1986.

41. Anders Maltha Rasmussen, Aksel Bo Madsen, Tommy Asferg, Birger Jensen og Mogens Rosen-gaard: Undersøgelser over husmåren (*Martes foina*) i Danmark. 40 sider. 1986.
42. Ebbe Bøgebjerg: Spættet sæl (*Phoca vitulina*) i Danmark 1976-1984. 40 sider. 1986.
43. Johnny Lund Jeppesen: Umiddelbare reaktioner hos kronstyr (*Cervus elaphus*) i Oksbøl området, når de udsættes for orienteringsløb og drivjagt. 26 sider. 1987.
44. Hans Bjarne Hansen: Dyrehave og hjortefarme i Danmark. 62 sider. 1988.
45. Jesper Madsen, John Frikke og Karsten Laursen: Forekomst og habitatvalg hos Mørkbuget Knortegås (*Branta bernicla bernicla*) i Danmark, og specielt Vadehavet. 24 sider. 1990.
46. Keld Henriksen: Status og bestandsudvikling hos Stor Regnspove (*Numenius arquata*) i Nordeuropa. 48 sider. 1991.