

Miljøministeriet



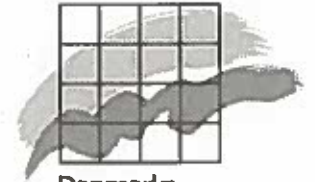
Danmarks
Miljøundersøgelser

Udvikling i fugle- bestandene i Hjarbæk Fjord 1967-1993 i relation til miljøforhold og ændret slusedrift

Faglig rapport fra DMU, nr. 112
DMU, 1994



Miljøministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser
Juli 1994



Udvikling i fugle- bestandene i Hjarbæk Fjord 1967-1993 i relation til miljøforhold og ændret slusedrift

Faglig rapport fra DMU, nr. 112

Henning Ettrup
Afd. for Flora- og Faunaøkologi

Samarbejdsprojekt mellem Danmarks
Miljøundersøgelser, Skov- og Natur-
styrelsen og Viborg Amt

Datablad

Titel:	Udvikling i fuglebestandene i Hjarbæk Fjord 1967-1993 i relation til miljøforhold og ændret slusedrift
Forfatter(e): Afdelingsnavn(e):	Henning Ettrup ¹ Afdeling for Flora- og Faunaøkologi
	¹ Nuværende adresse: Udgården 6, Lading 8471 Sabro
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU, nr. 112
Udgiver:	Miljøministeriet Danmarks Miljøundersøgelser ©
Udgivelsesår:	1994
Redaktion: Layout: Korrektur:	Jan Bertelsen Mie Svidt
Bedes citeret:	Ettrup, H. (1994): Udvikling i fuglebestandene i Hjarbæk Fjord 1967-1993 i relation til miljøforhold og ændret slusedrift. Danmarks Miljøundersøgelser 92 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 112. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Frie emneord:	Vandfugle, miljøforhold, bestandsudvikling, føde, slusedrift, eutrofiering
Redaktionen afsluttet:	Juli 1994
ISBN:	87-7772-166-7
ISSN:	0905-815X
Papirkvalitet:	95 g. miljøpapir 100% genbrug
Tryk:	Phønix Trykkeriet, Århus
Oplag:	500
Sideantal:	92
Pris (incl. 25% moms, excl. forsendelse):	kr. 65,-
Købes hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Afdeling for Flora- og Faunaøkologi Grenåvej 12, Kalø DK-8410 Rønde Tlf.: 89 20 14 00 Fax: 89 20 15 14

Indhold

Forord 5

Resumé 5

1 Indledning 8

2 Områdebeskrivelse 8

3 Matriale 11

4 Metode 13

5 Artsgennemgang 20

5.1 Lille Lappedykker 20

5.2 Toppet Lappedykker 22

5.3 Skarv 26

5.4 Knopsvane 27

5.5 Sangsvane 31

5.6 Grågås 32

5.7 Gravand 33

5.8 Gråand 35

5.9 Atlingand 38

5.10 Krikand 40

5.11 Spidsand 41

5.12 Pibeand 42

5.13 Skeand 44

5.14 Taffeland 46

5.15 Troidand 49

5.16 Bjergand 52

5.17 Hvinand 54

5.17.1 Fødevalg i Hjarbæk Fjord 59

5.17.2 Tidsbudget 62

5.18 Lille Skallesluger 64

5.19 Stor Skallesluger 65

- 5.20 Toppet Skallesluger 68
- 5.21 Grønbenet Rørhøne 70
- 5.22 Blishøne 71

6 Principal komponent analyse og korrelationsanalyse 75

- 6.1 Materiale 75
- 6.2 Resultater 75
- 6.3 Diskussion 79

7 Generel diskussion 82

8 Konklusion og anbefalinger 86

9 Referencer 87

Forord

Viborg Amtsråd besluttede i 1989 at genskabe saltvandstilstanden i Hjarbæk Fjord ved en åbning af sluserne i Virksund dæmningen. Ved denne løsning beholdt man højvandsbeskyttelsen af de lavtliggende landområder. Sluseregulativet trådte i kraft den 20. april 1991.

Som led i belysning af miljøændringerne som følge af den ændrede slusepraksis, blev der i samarbejde med Skov- og Naturstyrelsen, Danmarks Miljøundersøgelser og Viborg Amt, iværksat tre forskningsprojekter.

Forskningsprojekterne er udført af Danmarks Miljøundersøgelser og resultaterne heraf foreligger nu i følgende tre rapporter:

- 1: Nærringssaltudveksling mellem sediment og vand i Hjarbæk Fjord efter etablering af saltvandstilstand i 1991.
- 2: Reetablering og succession af den marine makrofauna i Hjarbæk Fjord, efter genopretning af saltvandstilstanden.
- 3: Hjarbæk Fjord. Udviklingen i fuglebestanden 1967-1993 set i relation til miljøforhold og ændring i slusedrift.

Projekterne er finansieret af Viborg amt, Skov- og Naturstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser i fællesskab.

Resumé

Viborg Amtsråd besluttede i 1990 at ændre praksis for driften af slusen i Virksunddæmningen ved indløbet til Hjarbæk Fjord for igen at gøre fjorden til et saltvandsområde. Det nye regulativ for slusen trådte i kraft i april 1991.

Da Hjarbæk Fjord i international sammenhæng har været en særdeles vigtig fældnings- og overvintringsplads for især mindre dykænder (udpeget som EF-fuglebeskyttelsesområde nr. 24), blev der samtidig iværksat en undersøgelse af fjordens fugleliv for at følge effekten af den ændrede slusepraksis.

Undersøgelsen omfattede en behandling af 21 vandfuglearter, hvoraf de 15 hyppigst forekommende (Lille Lappedykker, Toppet Lappedykker, Knopsvane, Gravand, Gråand, Krikand, Pibeand, Skeand, Taffeland, Troldand, Bjergand, Hvinand, Stor Skallesluger, Toppet Skallesluger og Blishøne) er blevet sat i relation til miljømæssige ændringer i fjordmiljøet, mens materialet kun tillod en mindre intensiv behandling af seks mere sporadisk forekommende arter. I behandlingen indgik oplysninger indsamlet ved ialt 350 optællingsdage i perioden 1967-1993 samt miljøparametre primært indsamlet i perioden 1981-1992.

For hver art vises den tidsmæssige forekomst inden for en sæson, udviklingen gennem undersøgelsesperioden, fordelt på vinter, for-

år, sommer og efterår, samt den månedlige udvikling i perioden 1990-1993.

Selv om mange af arterne formodedes at have haft fremgang i perioden umiddelbart efter etableringen af dæmningen og overgangen til ferskvandstilstand, kulminerede de fleste inden midten af 1970-erne. De typiske saltvandsarter Spidsand og Toppet Skallesluger reagerede tidligst og gik voldsomt tilbage allerede efter 1968-1969. Arterne Lille Lappedykker, Toppet Lappedykker, Gravand, Krikand, Pibeand, Skeand, Bjergand og Blishøne gik støt tilbage siden kulminationen i 1970-erne eller begyndelsen af 1980-erne, mens Gråand, Taffeland, Troldand, Hvinand og Stor Skallesluger optrådte i varierende antal. Knopsvanen var eneste art som frem til midten af 1980-erne udviste en mindre fremgang, for først gennem de senere år at indlede en tilbagegang.

For arter som Taffeland, Troldand og Hvinand gjaldt, at de fældende fugle, der i en periode ikke er i stand til at flyve, reduceredes stærkt i antal igennem undersøgelsesperioden.

Udviklingen i fuglebestandene må relateres til successionen i vegetationen i årene efter overgangen til ferskvandstilstand og den efterfølgende udvikling i faunaen.

At de fleste arters bestandsstørrelse kulminerede inden midten af 1970-erne, skyldtes formodentlig den stigende eutrofiering, der efter midten af 1970-erne resulterede i en forringelse af fuglenes føderessourcer.

Situationen gennem 1990-erne er endnu ikke forbedret afgørende, da der er forløbet relativt kort tid siden skiftet til saltvandsstilstand. En mindre forbedring i vegetationsforholdene, som kunne registreres i 1991, slog således ikke igennem.

Der kan dog spores en mindre fremgang hos Gravand, Krikand, Spidsand og måske Pibeand, ligesom også Toppet Skallesluger forventes at ville reagere positivt. Hvordan udviklingen vil blive for de øvrige arter, er det endnu for tidligt at vurdere. Det afhænger især af, om der etableres en submers vegetation.

For tre arter (Knopsvane, Hvinand og Stor Skallesluger) kunne ses en direkte sammenhæng mellem antallet og deres fødegrundlag, mens der for yderligere et antal arter kunne ses en indirekte sammenhæng.

Nedgangen i fuglebestandene, som skete gennem undersøgelsesperioden, kunne sættes i relation til den stigende eutrofiering. Blandt de 15 behandlede arter viste 10 korrelationer med miljøfaktorer især relateret direkte til vandets gennemsigtighed. En Principal komponent analyse viste, at materialet faldt i tre adskilte grupper, som kunne adskilles primært på grundlag af forskel i sigtddybden og næringssaltmængden i form af total-N og uorganisk N. En forbedret gennemsigtighed i vandet må derfor formodes at betyde bedre forhold for fuglelivet.

Der blev i 1990-1992 indsamlet og undersøgt 134 maver af druknede hvinænder for indhold af føde. Heraf var de 46 tomme. De øvrige 95 mavers indhold var domineret af to fødeemner, nemlig dansemyggelarver og mysider. Der var stor forskel på føden i de 3 undersøgte år. I 1990 bestod føden således af 99% dansemyg (ferskvandsarter), mens den i 1991 for 99% bestod af mysider, for i 1992 igen at bestå af 95% dansemyg (brakvandsart).

Mysider formodes at være af ringere næringsværdi for hvinænderne end dansemyg, hvilket ses af at fugle fra 1991 var i dårligere kondition end fugle fra 1990 og 1992. Det underbygges af sammenhængen mellem antallet af hvinænder og tætheden af myg, som ses gennem 1980-erne og 1990-erne.

1 Indledning

Viborg Amtsråd besluttede i 1990 at ændre praksis for driften af slusen i Virksunddæmningen ved indløbet til Hjarbæk Fjord, en beslutning som blev taget efter flere år med stigende miljøproblemer. Det nye regulativ for slusen trådte i kraft i april 1991, hvorefter fjordens tilbagevenden til saltvandsområde tog sin begyndelse (Viborg Amt 1992).

Hjarbæk Fjord har været en i international sammenhæng særdeles vigtig fædnings- og overvintringsplads for mindre dykænder, hvorfor den er udpeget som EF-fuglebeskyttelsesområde nr. 24 (Gyrsting & Jørgensen 1983). Ligeledes var den en vigtig rasteplass for flere andre vandfugle. Efter at fjorden ændredes til en ferskvandssø og blev stadig mere eutrofieret, skete der en forarmning af den biologiske struktur (Viborg Amt 1982a).

Åbningen af slusen har skabt en mulighed for at følge effekten af en abrupt ændring i miljøtilstanden på et vandfuglesamfund i et brakvandsområde afspejlet i sammensætning og kvantitet af arter. Da amtet samtidig foretager parallel overvågning af en række miljøparametre og andre biologiske komponenter i fjorden, foreligger der et godt grundlag for at vurdere fødetilgængeligheden og dermed fastslå kritiske faktorer for vandfuglesamfundet samt dets anvendelse som bioindikator.

Undersøgelsen har til formål at belyse effekten af ændringen i slusedriften på fuglelivet, samt at vurdere fuglene som egnede bioindikatorer. Fjorden har især været kendt som landets vel nok vigtigste rasteplass og fædningskvarter for Hvinand (Jepsen 1973b), hvorfor der har været speciel interesse om de ændrede miljøforholds effekt på netop denne art.

Projektet er et samarbejdsprojekt mellem Danmarks Miljøundersøgelser, Skov- og Naturstyrelsen og Viborg Amt.

2 Områdebeskrivelse og miljøforhold

Hjarbæk Fjord er en lavvandet fjordarm på sydsiden af Limfjorden mod nord tilgrænsende Lovns Bredning. Den dækker et areal på ca. 24 km² med maksimal dybde på 4-6m i de centrale dele. Den tilføres ferskvand fra et opland på ca 1200 km² (bl.a. Viborg Amt 1982a).

Hjarbæk Fjord var frem til 1966 en brakvandsfjord med en saltholdighed varierende fra 19‰ til 7‰ afhængig af årstid og lokalitet. I 1966 etableredes en fast forbindelse mellem Salling og

Himmerland i form af en dæmning med sluseporte på tværs af Virksund. Dette gav mulighed for at kunne regulere vandstandsforholdene i Hjarbæk Fjord for at sikre landbrugsmæssige interesser.

Etableringen af dæmningen resulterede i et hurtigt skifte til ferskvand (Jepsen 1978). Dette betød en dramatisk ændring i sammensætningen af den submerse flora og fauna, der i første omgang betød en generel stigning i fuglebestandene (Jepsen 1978, Viborg Amt 1982c-f).

Bundfloraen var før sluseetableringen præget af ålegræssamfund og på de dybere dele søsalat (Jepsen 1970), men etableringen af dæmningen medførte en drastisk ændring i samfundet i løbet af kort tid. Allerede året efter skete opblomstring af et righoldigt samfund af ferskvandsarter, som hurtigt dækkede en væsentlig del af fjordbunden (Jepsen 1970, 1978).

På grund af den tiltagende eutrofiering afløstes de gunstige forhold gradvist af en stadig mere ustabil tilstand gennem sidste halvdel af 1970-erne. Der skete således en 50% øgning i næringsstofbelastningen i perioden 1974-1981 (Viborg Amt 1982a). Det medførte en kraftig reduktion i plantevæksten så store dele af fjordbunden var vegetationsløs omkring 1980 (Viborg Amt 1982b, 1986f). Denne situation har siden karakteriseret fjorden.

Også bundfaunaen ændrede sig markant efter etableringen af dæmningen i 1966. Fra at være et samfund præget af salt- og brakvandsarter udviklede der sig i perioden herefter et rigt ferskvandssamfund (Jepsen 1973a, 1978), som derefter i takt med den stigende eutrofiering ændredes til et samfund af forurenings-tolerante arter (Viborg Amt 1982d, 1985, 1986e).

På tilsvarende måde er der sket store forandringer i fiskefaunaens sammensætning og tæthed gennem undersøgelsesperioden. Fra at være et varieret samfund i den første periode ændrede det sig til gennem 1980-erne at være tusindbrødesamfund med Hundestejlen som den talmæssigt dominerende art (Jepsen 1978, Viborg Amt 1982f, 1986g, 1992, 1993).

Nedgangen i fuglebestandene som indledtes efter midten af 1970-erne kan tilskrives denne stadig stigende eutrofiering af fjorden (Viborg Amt 1982b).

Den økologisk ustabile tilstand resulterede i, at der gennem 1970-erne og den første del af 1980-erne oplevedes en stadig stigende myggeplage (Viborg Amt 1982a, 1986b).

I forbindelse med åbningen af slusen i 1991 skete der en forbedring i vegetationsforholdene, idet der i tiden umiddelbart efter registreredes en begyndende genindvandring af brakvandsarter (Viborg Amt 1992). Disse er dog i 1992 igen delvist forsvundet (Viborg Amt 1993). For faunaen har udviklingen efter 1991 været mere uklar, men er dog gået i retning af et brakvandssamfund,

der endnu er meget eutrofieringspræget (Viborg Amt 1992, 1993).

Hjarbæk fjord har siden 1967 været udlagt som vildtreservat med forbud mod jagt og med visse færdselsrestriktioner (for nærmere beskrivelse se Jepsen 1978).

Tabel 1. Oversigt over antallet af tællinger foretaget ved Hjarbæk Fjord i perioden 1967-1993.

	JA	FE	MA	AP	MJ	JU	JL	AU	SE	OK	NO	DE	SUM
1967		1	1		1		1			1	1	1	7
1968	1	1	1	1	1	1	2	2	3	1	1	2	17
1969	1	1	3	2	2	3	6	5	4	3	2	2	34
1970	1	1	2	3	1	3	3	2	2	3	2	1	24
1971	2	2	1	2	1	2	2	2	3	1	2	1	21
1972	1	2	2	2	2	2	2	3	3	2	1	1	23
1973	2	1	2	1	2	1	2	2	1	2	1	1	18
1974	1	2	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	14
1975	1	1	1		2		1			2		1	9
1976	1		1	1		1		1					5
1977	1	1	1	1	1			2	1	1	1	1	11
1978	1	1	1	1	1	1		3		1	1	1	12
1979	1	1	1	1	1	1	1	2		1	1	1	12
1980		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		10
1981	1	1	2	1	1	1	1		1	1		1	11
1982	2	1	1	1	1	1	1			1	1		10
1983	1	1	1	1	1	1		1	1				8
1984			1	1		1	1	1	1	1	1		8
1985			1	1	1		1	1	1	1	1	1	9
1986		1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	10
1987	1	1	1	1				1			1	1	7
1988	1	1	1	1			1	1	1	1	1		9
1989		2		2		1	1	2	1				9
1990		1		1		2	1	2	3	2	1	1	14
1991	1					1	1	2	3	2	1	2	13
1992	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	2	15
1993	1	1	1	1	1		1	1	1	1		1	10
I ALT	23	27	30	30	24	27	33	40	35	34	23	24	350

3 Materiale

Materialet omfatter ialt 350 registreringer af fugle foretaget i perioden februar 1967 til december 1993 i Hjarbæk Fjord.

Tællingerne er fordelt året igennem i et antal fra 5 (1976) til 34 (1968) pr. år (Tabel 1). Der ligger således materiale indeholdende systematiske, men mere eller mindre regelmæssige tællinger fra en tidsperiode på 27 år. Fra før 1967 findes kun få og sporadiske oplysninger om fjordens betydning for fuglelivet (se bl.a. Ferdinand 1971 og Jepsen 1978).

Materialets kvalitet varierer på grund af, at tællingerne er foretaget af forskellige personer, gennemført under forskellige vejrtilstande, sket under ændrede oversigtsforhold, ved forskellige metoder (fly- og landtællinger) og på forskellige tidspunkter i måneden.

Endelig er der "huller" i tælleperioderne, så der én eller flere måneder i træk ikke er foretaget optællinger. Dette har i visse tilfælde gjort det nødvendigt at "konstruere" manglende tal (jf. Tabel 1). I forbindelse med flere af analyserne har det været nødvendigt at se bort fra nogle årgange, ligesom det har været nødvendigt at udelade vintertallene (se nærmere under metodebeskrivelsen).

Overordnet vurderes disse korrektioner ikke at have indflydelse på de generelle konklusioner, der udledes af bearbejdningen.

Da dele af materialet tidligere er behandlet af Jepsen (1978) og Søgaard (1985), vil der i nærværende rapport primært blive lagt vægt på bearbejdningen af tællingerne fra 1980-erne og 1990-erne.

Fra denne periode foreligger desuden oplysninger om en række miljøparametre, som velvilligt er stillet til rådighed af Viborg Amtskommune (jf. Tabel 2). De er indsamlet i perioden 1981-1992, hvor målinger af de forskellige parametre er foretaget 1-23 gange pr. år.

Foruden disse miljøparametre har det været muligt at supplere med enkeltoplysninger om fugleobservationer af ældre dato fra litteraturen. Ligeledes har det i nogen grad været muligt at udtrække oplysninger om vegetations- og faunaforhold (Jepsen 1978, Viborg Amt 1982d-f, 1986a, e-g, 1992, 1993). Disse oplysninger indgår sammen med temperaturoplysninger (Søfartsstyrelsen 1993) ligeledes i Tabel 2.

Der er i perioden 1990-1992 indsamlet maver fra druknede hvinænder til analyse for fødeindhold. Fuglene er druknet i forbindelse med fiskeri.

Tabel 2. Miljøparametre i form af næringsstofbelastning, sigtdybde m.v., samt oplysninger om tæthed af bundfauna og udbredelse af bundvegetation. Desuden fremgår vintertemperaturer i form af koldesummen defineret som summen af gennemsnitlige dagstemperaturer fra december til marts (temperaturdata fra Søfartsstyrelsen 1993).

År	TotNs	NOS	NOAr	NH3	TotNs	TotPs	OrtoPs	OrtoPAr	TotPAr	pHs	pHAr	pHmax	Susps	SuspAr	Sigts	SigtAr	Kloros	KlorAr	Kulde	MYG	Dyr	Fisk	Hyppig	Dybde	Tæthed
1968																			94.1	221	465				
1969																			116.2						1.2
1970																			208.4						
1971																			83.9	4080	4080				
1972																			66.6						
1973																			10.6	3066	4637				
1974	1280	20	580		1770	310	40	40	200										27.8						
1975																			7.2						
1976																			75						
1977																			62.4	18960	32795				
1978																			70.3						
1979																			215.2						
1980																			97.7			10262			
1981	1977	256	1637	77.4	2855	284	139	78.6	197	9.28	8.79	10.2	15.39	13.68	1.1	1.05	104.4	82.3	75.6	32422	34103	5467	1.88	0.58	1.09
1982	1573	344	2699	33.2	3545	111	21	36.7	105	9.29	8.31	9.7	12.13	5.9	0.8	0.57	87.6	60.6	218.7						
1983	2159	393	1913	15.8	3312	186	25	20.4	143	9.03	8.92	9.6	25.02	20.92	0.83	0.94	118	84.3	23.9						
1984	1795	636	1739	101.5	2924	192	114	70.2	162	8.94	8.79	9.5	9.56	13.05	1.43	1.24	48.5	55.5	48.8						
1985	1934	380	2029	110.8	3610	194	60	62.6	186	8.9	8.68	9.8	13.83	12.94	1.32	1.23	89.4	90.5	273.4	18679	26228				
1986	2205	336	1926	16.9	3421	270	66	61.6	201	9.41	8.84	11	20.67	17.18	0.66	0.69	159.7	104	193.3	18025	20032	17894	2.67	0.79	2.11
1987	1830	426	1978	23.4	3143	168	57	53.4	141	8.35	8.59	9.9	14.67	11.31	0.85	0.89	79.4	65.7	286.3						
1988	1895	505	1797	16.8	3181	171	19	24.5	158	9.08	8.69	9.9	22.46	21.63	0.76	0.84	109.4	111.3	11						
1989	2309	358	1594	61.1	3011	203	39	34.1	144	8.9	8.74	9.6	21.33	15.79	0.8	0.96	107.1	92.3	9.6						
1990	1925	258	1938	29.9	3242	275	76	53.5	175	9.17	8.67	10	27.24	19.57	0.74	1.13	96.9	58.8	10.2	18980	29161		1.76	0.7	1.23
1991	2090	547	2000	18.6	3263	137	19	19.5	114	9.32	8.84	9.9	24.78	19.53	0.96	1.05	91.5	81	37.9	204	1655		1.32	1.2	1.58
1992	2675	436	1351	12.7	3152	200	7	6.7	149	9.45	9.01	10	48.63	30.11	0.61	0.77	108.2	88.3	12.7	7612	24165		0.86	0.8	0.69
1993																			32.7	4177	6354		1.14	0.53	0.6

4 Metode

Materialet er indsamlet ved tællinger dels foretaget fra land dels fra fly og ofte med flere tællinger pr. måned (Tabel 1). Oplysninger om, hvilke tællinger som er foretaget fra fly og fra land, er delvist gået tabt.

Optællingerne fra land er foretaget ved hjælp af kikkert og teleskop, og der er talt fra faste tællepunkter. For at lette optællingen, har fjorden været inddelt i delområder, der dog flere gange i undersøgelsesforløbet er blevet ændret.

Fjorden har en størrelse, der gør, at der kræves gode vejrforhold, for at landtællinger bliver optimale, men er samtidig så lille og tæt besat med fugle, at den er vanskelig at optælle korrekt fra fly.

Optællingerne er tilstræbt gennemført under optimale vejrforhold, dvs. stille og klart vejr. For så vidt angår optællingerne fra fly, er anvendt kriterierne beskrevet af Komdeur *et al.* (1992).

Til illustration af hvilken usikkerhed tællinger fra henholdsvis land og fly påfører materialet, er opstillet tre sæt optællinger foretaget samme dag samt ét sæt med en dags mellemrum (Tabel 3). Det fremgår heraf, at variationerne kan være endog meget store, men at antallet for de talrigt forekommende (vigtige) arter oftest ligger på samme størrelsesniveau uafhængigt af anvendt tællemetode. Der er ingen klar tendens til, at der over- eller underestimeres afhængigt af tællemetoden.

Når store forskelle optræder, findes normalt en forklaring herpå. Det kan eksemplificeres af følgende observation: En stor del af de talte taffelænder, troldænder og bjergænder ved tællingen den 23/10-1992 lå i en samlet flok midt i fjorden. Fra land kunne flokken kun optælles på stor afstand fra en lavtliggende søbred, hvorimod overflyvning gav gode observationsbetingelser. De blev overfløjet 2 gange, uden at flokken opløstes. De små dykænder reagerer normalt ved sammenklumpning, når de overflyves (jf. Komdeur *et al.* 1992).

Det antal arter, som ses fra fly, er signifikant lavere, end hvad der tælles fra land. Det er især arter som Lille Lappedykker, Toppet Lappedykker, Atlingand, Skeand, Hvinand (Komdeur *et al.* 1992; Laursen *et al.* 1989) og Grønbenet Rørhøne, der overses. Arter overses hyppigst, hvis de forekommer på en uventet lokalitet.

Fugle, der ikke er artsbestemt, er ikke medtaget i behandlingen, men indgår i totaloversigten over forekomsten af fugle i fjorden (Fig. 1).

Tabel 3. Sammenligning mellem 4 land- og flytællinger foretaget samme dag eller med en dags mellemrum.

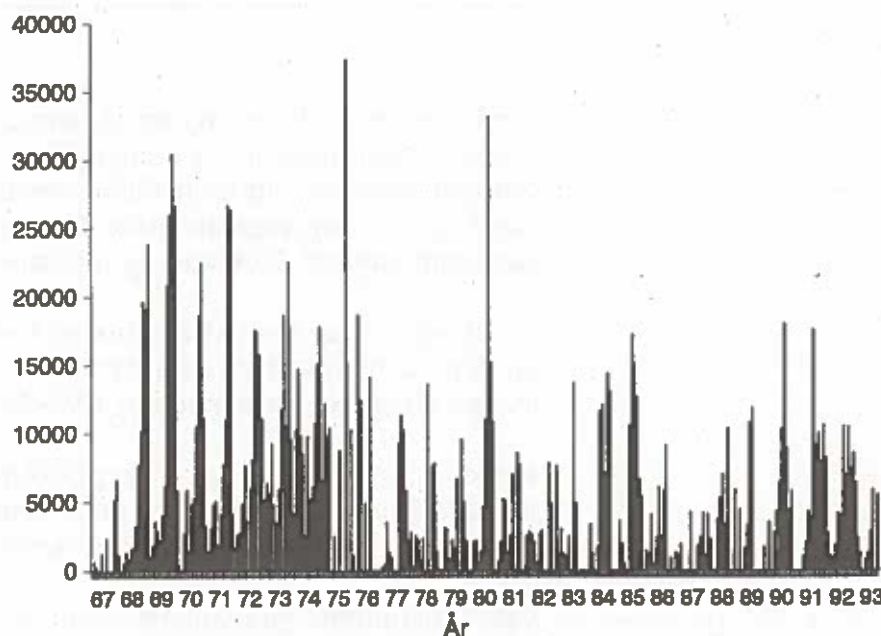
ART	Tælledata: 25/3-1969		Tælledata: 24/4-1969		Tælledata: 11/9 og 12/9-1972		Tælledata: 23/10-1992	
	Landtælling	Flytælling	Landtælling	Flytælling	Landtælling	Flytælling	Landtælling	Flytælling
Lille Lappedykker					92		4	
Toppet Lappedykker					660	26	243	
Knopsvane	83	90	59	93	74	50	28	17
Sangsvane	21	40						
Grågås	2	2						
Sædgås		27						
Gravand	101	113	198	268	58	48	52	160
Gråand	1224	572	51	171	2651	3237	911	748
Atlingand						2		
Krikand	45		10	36	1328	948	92	48
Spidsand					9	120		
Pibeand	230			229	283		20	106
Skeand					26	2		
Taffeland	40	12			14	17	867	2913
Troldand	361	251	200	74	42	50	213	650
Bjergand							5	150
Hvinand	704	262	1439	1133	1967	1140	3396	4399
Dykand							720	
Stor Skallesluger								2
Toppet Skallesluger	140	103		148	9	2		
Grønbenet Rørhøne					31			
Blishøne	256	104	331	34	6955	7054	95	15

I de måneder hvor der ikke er foretaget tællinger, er de manglende tal for de talrigest forekommende arter estimeret. Dette er gjort for at kunne sammenligne tællingerne år for år. Korrektionerne er foretaget på 2 forskellige måder afhængigt af, om den manglende tælling ligger i vinterperioden eller uden for vinterperioden.

På baggrund af oplysninger om vinterens strengthed (jf. Tabel 2), har det været muligt at relatere antallet af fugle, som opholder sig i fjorden i perioden december-februar til kuldesummerne, der beregnes for vinterperioden, som den numeriske værdi af summen af negative døgntemperaturen i december-marts (Søfartsstyrelsen 1993). Ved tilfrysning af fjorden forlader de fleste fugle dog området.

Det har herigennem været muligt at fremstille det *sandsynlige* antal ved hjælp af korrelationer mellem vintertemperatur og antallet af fugle, hvor tællinger mangler i perioden december-februar (jf. Tabel 1). De hyppigst forekommende arters relationer til vinterkulden fremgår af Tabel 4.

I forbindelse med korrektioner foretaget for manglende observationer i den øvrige del af året, er benyttet en statistisk metode (Underhill 1989, Bell 1992), hvorved det *sandsynlige* antal fugle beregnes i en måned, hvor der ikke er talt. Metoden har sine mangler, da den ikke kan tage højde for ændringer i ynglesucces, ekstreme vejrforhold, drastiske ændringer i miljøforhold o.l., som påvirker bestandene på en umiddelbar uforudsigelig vis.



Figur 1. Det totale antal fugle optalt ved de månedlige tællinger gennem undersøgelsesperioden 1967-1993. Hvor mere end én optælling er foretaget pr. måned, er gennemsnittet benyttet.

Tabel 4. Sammenhæng mellem antallet af rastende fugle i perioden december-februar i Hjarbæk Fjord og vinter-temperaturen målt som kuldesummen, defineret som summen af gennemsnitlige dagstemperaturer fra december til marts (temperaturdata fra Søfartsstyrelsen 1993). Der foreligger i alt 15 tællinger dækkende alle tre måneder fra perioden 1967-93.

Spearman rank korrelations koefficienter, r_s
 * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$

Toppet Lappedykker	-0,563 *
Knopsvane	-0,282 ns
Gravand	-0,435 ns
Gråand	-0,640 **
Krikand	-0,333 ns
Skeand	-0,633 *
Taffeland	-0,626 *
Troldand	-0,522 *
Bjergand	-0,426 ns
Hvinand	-0,695 **
Stor Skallesluger	-0,396 ns
Toppet Skallesluger	-0,012 ns
Blishøne	-0,331 ns

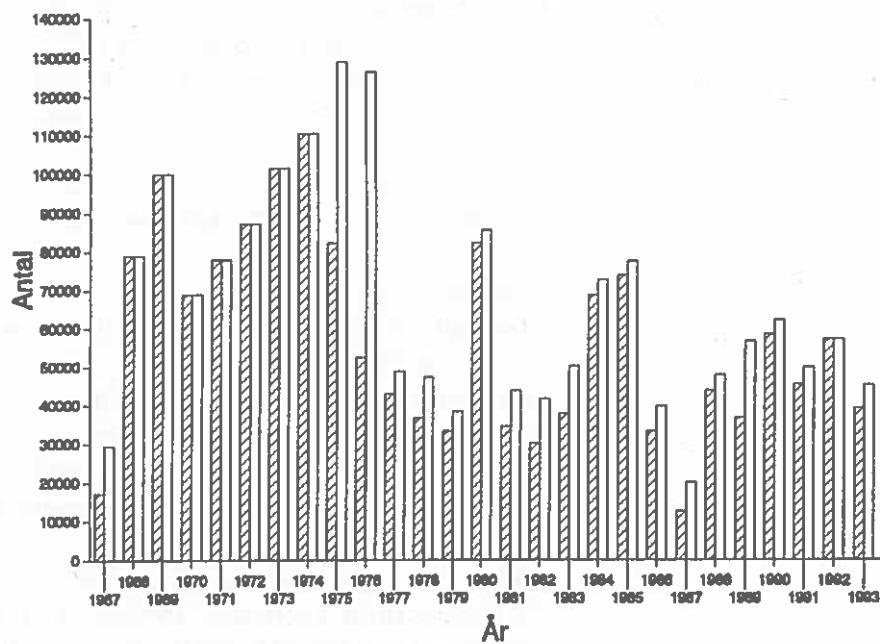
Fordi det netop drejer sig om så lang en observationsserie, er det muligt - i det mindste for de hyppigst og mest regelmæssigt optrædende arter - at fremstille forventede manglende månedstal. Dette er gjort for følgende arter: Toppet Lappedykker, Knopsvane, Gravand, Gråand, Hvinand og Blishøne.

Til illustration af korrektionens effekt på materialet er i Fig. 2 afbildet henholdsvis ikke-korrigerede og korrigerede tællinger. De største afvigelser forekommer i 1975-76, 1987 og 1989.

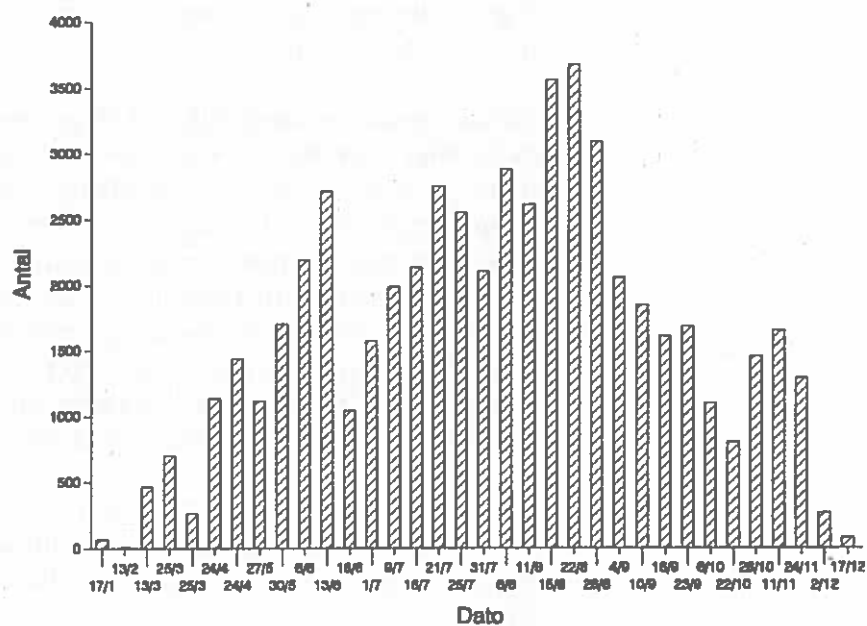
Derfor er årene 1975-76, 1987 og 1989 med pga. manglende månedsobservationer udeladt i den statistiske behandling af materialet - med mindre andet er nævnt (jf. Tabel 5).

Også tidspunktet på måneden, hvor optællingen er foretaget, har indflydelse på materialets pålidelighed. Dette er illustreret i Fig. 3, hvor antallet af Hvinænder ved hver tælling gennemført i 1969 er afbildet i kronologisk rækkefølge. De hyppigt foretagne tællinger viser, at det tilstedeværende antal fugle varierer afhængigt af, om optælling er foretaget først eller sidst på måneden.

Hvor der har foreligget mere end én tælling pr. måned, er der i den videre bearbejdning benyttet en gennemsnitsværdi.



Figur 2. Årstotalerne med og uden korrektioner for manglende tællinger (skraveret: ikke korrigeret, hvide: korrigeret for manglende tællinger). Materialet omfatter hele året.



Figur 3. Antal hvinænder optalt igennem 1969 opstillet i kronologisk rækkefølge til illustration af variationen i talmaterialet.

For hver art er opstillet en oversigt over deres sæsonvise optræden i fjorden gennem hele undersøgelsesperioden (jf. Tabel 6), samt i perioden 1990-1993 for eventuelt at kunne se en umiddelbar effekt af ændringen i slusedriften. Til beskrivelse af fænologien og eventuelle forskydninger heri er foretaget sammenligninger mellem forekomsten i 1972-1974 og 1991-1993; begge perioder karakteriseret ved milde vintre (se Tabel 2), hvorfor sammenligningen forekommer rimelig.

I så vidt omfang som muligt forsøges de miljømæssige forhold relateret direkte til udviklingen i de enkelte fuglebestande.

Med henblik på at få oplysning om Hvinandens omstilling til de nye fødebetingelser, som de ændrede miljøforhold medførte, blev der i 1990-1992 indsamlet et antal hvinænder, der druknede i fiskeredskaber. Maverne blev udtaget med henblik på at få indholdet, og dermed hvinændernes fødevalg, kvantificeret og bestemt. Primært er kun byttet i spiserøret bestemt, da føden i maven ofte var mere eller mindre omsat.

Der er foretaget undersøgelse af ialt 131 maver indsamlet fra 134 druknede fugle i efteråret 1990-1992 (Tabel 7). Fuglene blev opbevaret i dybfryser, indtil maverne blev udtaget. Tre maver måtte kasseres, fordi måger delvist havde ædt dem. Maverne blev opbevaret i 70% alkohol indtil udsorteringen. Volumen og vådvægt af maveindholdet blev målt, ligesom muskelmaverne blev vejjet, efter at de var blevet tømt for indhold. Ligeledes blev et antal fugle vejjet. Byttedyr blev bestemt til nærmeste familie.

Der er indsamlet oplysninger om dykning og tidsbudgetter fra fugle, som hovedsageligt opholdt sig i Kvols Vig i den sydlige del af fjorden; men på tidspunkter, hvor der ikke var fugle i Kvols Vig, er der også gjort observationer fra området ved Strands i den nordvestlige del af fjorden.

Tidsbudgetter er fremstillet på baggrund af "scanning" af aktiviteter i en mindre afgrænset flok, som kunne være i synsfeltet på et teleskop (30x vidvinkel). Der blev noteret aktivitet i form af dykning, rast (fugle, som drev rundt uden at være i gang med aktivitet), fjerpleje, hvile (inaktive med hovedet på ryggen), aktiv svømmen samt svømning eller flyvning til eller fra gruppen. Et scan tog op til ca et minut og omfattede et varierende antal på 2-60 fugle. Antallet af dykkende fugle er, når gruppen har været større end ca. 10 individer, opgjort som det totale antal i gruppen fratrukket fuglene, som var i gang med andre aktiviteter.

Fourageringsaktiviteten repræsenteres foruden af dykning også delvist af gruppen "rast", idet dataindsamlingsmetoden ikke har taget højde for, at denne aktivitet ofte udgør en pause mellem to dyk.

Fødesøgningstiden blev undersøgt ved målinger af dykketider og pauser mellem de enkelte dyk.

Der er ikke gjort forsøg på at adskille hanner og hunner, idet hovedparten af observationerne er gjort af "brune" individer, der på grund af observationsbetingelserne ikke alle har kunnet kønsbestemmes.

Table 5. Årstopotaler (marts-november) som er benyttet i forbindelse med de statistiske beregninger. For yderligere oplysninger henvises til teksten.

	Llap	Tlap	Knop	Grav	Grå	Krik	Pib	Ske	Taf	Tro	Bjer	Hvin	Ska	Tsk	Blis	Total
1968	192	177	615	663	6789	672	1431	200	1699	1187	622	15237	79	511	30092	60166
1969	499	1321	830	1098	8709	890	1475	240	912	10882	601	14884	92	963	48715	92111
1970	404	1084	634	1165	10716	1461	2335	648	2129	7627	604	14142	299	147	21624	65019
1971	305	1304	833	3408	6491	1730	2148	1497	6001	4081	966	19137	151	95	24157	72304
1972	387	3354	703	3352	9571	2488	2380	910	5314	4605	1065	18297	432	118	24148	77124
1973	234	3697	1062	4975	6818	1396	1212	1039	4835	4169	1360	24769	319	99	30184	86168
1974	243	2322	1233	3617	5491	1278	1662	629	8038	4883	2242	25709	247	31	24866	82491
1975
1976
1977	29	1801	1222	1024	3240	614	1906	12	567	1881	25	12001	28	27	21467	45844
1978	52	2457	1282	740	5116	282	707	198	452	2086	50	16415	84	25	12967	42913
1979	254	572	1010	768	5954	613	752	157	221	4724	40	9205	191	18	11209	35688
1980	93	4713	1147	1369	10279	550	907	2091	3551	18082	145	13592	89	5	24631	81244
1981	116	464	1707	1010	6377	757	1484	157	55	5969	42	7852	100	12	14448	40550
1982	0	1734	1387	682	4829	478	334	682	713	3026	0	7262	42	10	12432	33611
1983	0	1610	1518	548	7042	258	275	77	2427	2735	6	17172	187	15	14553	48423
1984	47	2497	2315	1278	5176	953	869	569	1133	8660	126	27813	172	1	14803	66412
1985	142	3398	1840	488	5762	787	1580	579	6594	7357	8	25335	152	10	16938	70970
1986	25	338	1491	380	5711	249	355	51	8694	1512	10	11956	86	344	5206	36408
1987
1988	0	954	1700	630	11281	1310	862	0	2340	4415	1660	4232	943	84	7459	37870
1989
1990	0	439	1249	394	6005	1085	524	126	9500	3179	425	20853	94	147	7536	51556
1991	25	143	1476	125	4661	416	436	17	5175	3290	468	12979	9	19	5097	34336
1992	33	400	864	382	5258	1285	1707	19	2354	3112	415	13017	275	22	3306	32449
1993	18	223	792	969	6473	1255	1075	20	1691	3039	140	10675	21	20	1669	28080

Tabel 6. Optællingsperioder benyttet ved fremstilling af oversigtsfigurer for bestandsudviklingen. +: optælling foretaget i pågældende periode; 0: ingen optælling fra perioden.

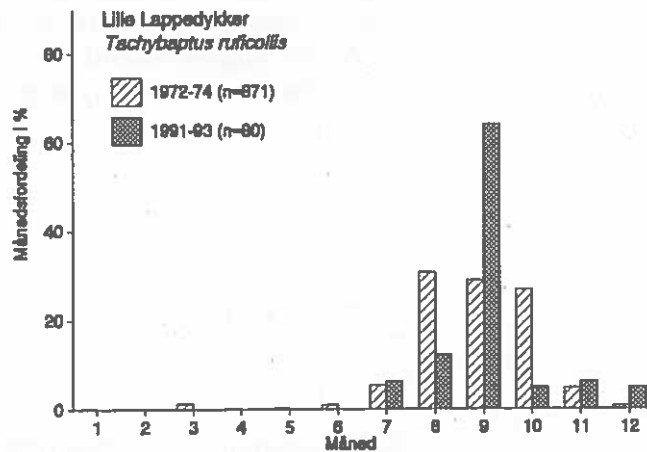
Vinter	de-fe	ma-mj	ju-au	se-no	År
66/67	0	+	+	+	1967
67/68	+	+	+	+	1968
68/69	+	+	+	+	1969
69/70	+	+	+	+	1970
70/71	+	+	+	+	1971
71/72	+	+	+	+	1972
72/73	+	+	+	+	1973
73/74	+	+	+	+	1974
74/75	+	+	+	+	1975
75/76	+	+	+	0	1976
76/77	+	+	+	+	1977
77/78	+	+	+	+	1978
78/79	+	+	+	+	1979
79/80	+	+	+	+	1980
80/81	+	+	+	+	1981
81/82	+	+	+	+	1982
82/83	+	+	+	+	1983
83/84	0	+	+	+	1984
84/85	0	+	+	+	1985
85/86	+	+	+	+	1986
86/87	+	+	+	+	1987
87/88	+	+	+	+	1988
88/89	+	+	+	+	1989
89/90	+	+	+	+	1990
90/91	+	0	+	+	1991
91/92	+	+	+	+	1992
92/93	+	+	+	+	1993

5 Artsgennemgang

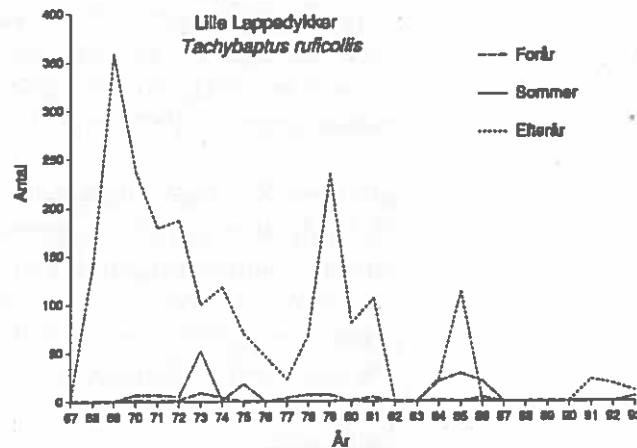
5.1 Lille Lappedykker *Tachybaptus ruficollis*

Habitat og føde

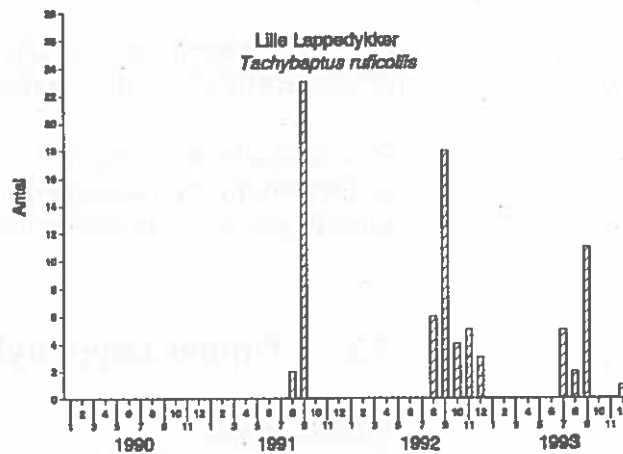
Lille Lappedykker er en udpræget ferskvandsart, som kun i vintersituationer optræder i større antal i saltvand. Føden består primært af insekter, der tages på lavt vand, fra vandoverflade eller vegetation, men også krebsdyr, bløddyr og småfisk tages (Cramp & Simmons 1980, Madsen 1957).



Figur 4. Den relative forekomst året igennem af Lille Lappedykker i 1972-74 sammenlignet med 1991-93. Fordelingen er fremstillet på grundlag af det gennemsnitlige månedlige antal fugle i de to perioder.



Figur 5. Udviklingen i bestanden af Lille Lappedykker i perioden 1967-93 angivet ved maksimale forekomst. Optællingsperioderne fremgår af Tabel 6.



Figur 6. Månedlig forekomst af Lille Lappedykker i perioden 1990-93. Hvor mere end én månedlig tælling foreligger, er gennemsnittet benyttet.

Fænologi

Arten træffes i Hjarbæk Fjord i størst antal i efterårsmånederne (Fig. 4), men kan ses fåtalligt året igennem. Der formodes at være en mindre ynglebestand i fjorden. Det er dog tiltrækkende fugle, som udgør langt hovedparten af fuglene, der tælles i august-september, perioden hvor svingfjerene fældes (Cramp & Simmons 1980).

Bestandsudvikling

Bestanden har gennem undersøgelsesperioden optrådt i meget varierende antal fra år til år (Fig. 5); men målt som årsgennemsnit har den generelle udvikling været en tilbagegang siden 1969 ($r_s = -0,825$; $p < 0,01$).

Efterårsbestanden øgedes formentlig kraftigt i perioden umiddelbart efter etableringen af Virksunddæmningen. Maksimum blev nået allerede i 1969, hvor der blev talt et årstotal på ialt 500 fugle, med månedsmaksimum på 360 fugle i september.

Gennem 1980-erne optrådte arten mere uregelmæssigt end i 1970-erne. En af årsagerne hertil kan være, at mange af tællingerne blev foretaget fra fly, hvorved arten overses (jf. afsnit 4). Men tendensen er stadig en aftagende hyppighed. Tilbagegangen er fortsat gennem 1990-erne (Fig. 6).

Sammenhæng med miljøforhold

På trods af materialets størrelse og inhomogenitet er det muligt at foretage sammenligninger med miljøændringer i fjorden gennem 1980-erne og 1990-erne. Der ses således at være en signifikant positiv sammenhæng med sigtedybden i sommerperioden (Pearson $r = 0,6733$; $p < 0,05$) (Tabel 11).

Diskussion

De høje antal i 1960-erne må primært tilskrives ændringen fra brakvandstilstanden til ferskvandssituationen med etablering af det dertil hørende dyre- og planteliv, som tilgodeser artens fourageringsbetingelser, hvilket understøttedes af opvæksten af beskyttende rørskovsvegetation flere steder langs kysten.

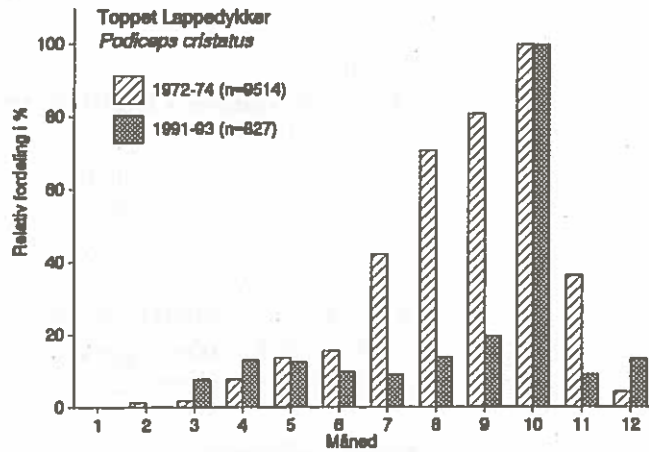
Sammenhængen med sigtedybden kan tilskrives, at arten benytter synet i forbindelse med fødesøgningen.

Den fortsatte nedgang efter ændringen i slusedriften i april 1991 er forventelig ved overgang til saltvandstilstand, da Lille Lappedykker er en typisk ferskvandsart.

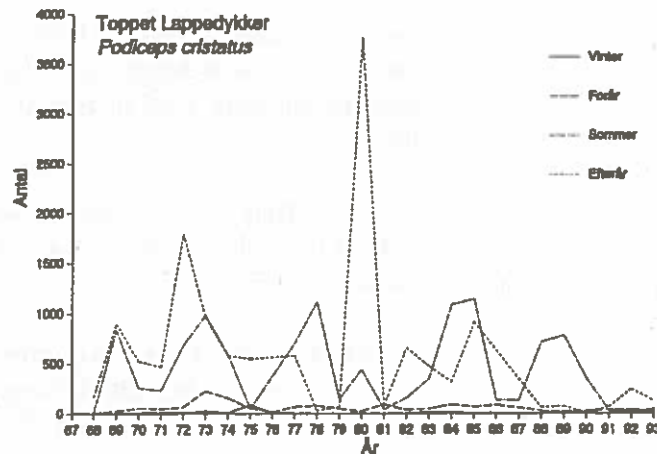
5.2 Toppet Lappedykker *Podiceps cristatus*

Habitat og føde

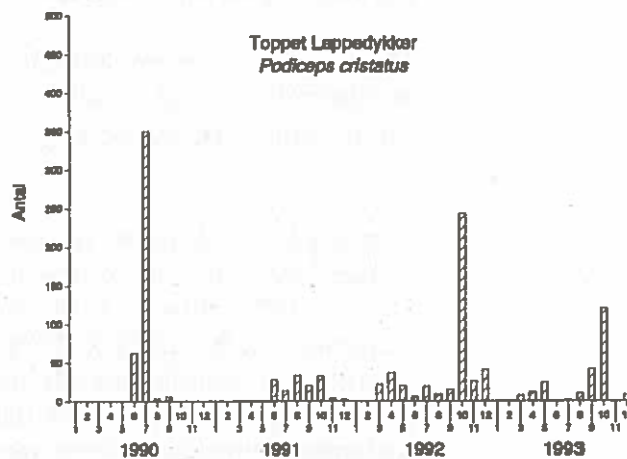
Toppet Lappedykker har i yngletiden sin hovedudbredelse i ferskvandssøer. Under svingfjersfældning træffes den stedvis i beskyttede fjorde, mens den i træktiden optræder overvejende i salt- og brakvand. Føden mest primært af fisk, som tages på relativt



Figur 7. Den relative forekomst året igennem af Toppet Lappedykker i 1972-74 sammenlignet med 1991-93. Fordelingen er fremstillet på grundlag af det gennemsnitlige månedlige antal fugle i de to perioder.



Figur 8. Udviklingen i bestanden af Toppet Lappedykker i perioden 1967-93 angivet ved maksimale forekomst. Optællingsperioderne fremgår af Tabel 6.



Figur 9. Månedlig forekomst af Toppet Lappedykker i perioden 1990-93. Hvor mere end én månedlig tælling foreligger, er gennemsnittet benyttet.

lavt vand (Madsen 1957, Cramp & Simmons 1980, Woolhead 1986).

Fænologi

Arten kan træffes i Hjarbæk Fjord det meste af året, men i kolde vintre forlades området i december-marts (Fig. 7). Nogle få par formodes at yngle i fjorden. Størst antal ses sensommer og efterår, idet der sker en opbygning af bestanden af fældende fugle gennem juli-september. Disse suppleres i efteråret af yderligere tiltrækkende, så det største antal før 1990-erne kunne tælles i oktober. Det mønster er muligvis under forandring, da det ser ud til, at de fældende fugle er udeblevet efter 1991. Materialet er for lille til, at der endnu kan siges noget sikkert herom.

Bestandsudvikling

Der skete tilsyneladende en voldsom øgning i bestanden i de første år efter etableringen af dæmningen, omend opbygningen af bestanden foregik i et langsommere tempo end hos foregående art (Fig. 8).

Dens optræden gennem 1970-erne og første halvdel af 1980-erne, karakteriseres af årlige udsving uden nogen opad- eller nedadgående tendens. Det største antal (3759 fugle) blev set i september 1980.

Siden midten af 1980-erne er bestanden gået voldsomt tilbage. Og samlet for hele perioden har tilbagegangen været signifikant ($r_s = -0,434$; $p < 0,05$).

Tilbagegangen er fortsat gennem 1990-erne (Fig. 9), og antallet er nu det laveste siden etableringen af dæmningen med en årstotal på 150-450 i 1990-erne mod 2500-3500 i 1970-erne.

Sammenhæng med miljøforhold

Der ses at være en signifikant positiv sammenhæng med sigtedybden i sommerperioden (Pearson $r = 0,7017$; $p < 0,05$), ligesom der er en negativ sammenhæng med pH i sommerperioden (Pearson $r = -0,8109$, $p < 0,01$) (Tabel 11).

Der er i 1990-erne en signifikant sammenhæng mellem tætheden af chironomider og antallet af fældende og rastende lappedykkere i juni-oktober ($r_s = 0,977$; $p < 0,05$) (Fig. 10).

Diskussion

Det er påvist, at der er en positiv sammenhæng mellem ynglebestandens størrelse og eutrofieringsgraden i søer (Asbirk & Dybbro 1978, Nilsson 1978, Brøgger-Jensen & Jørgensen 1992). Tilsvarende fandt Utschick (1976) en positiv sammenhæng mellem antallet af rastende lappedykkere og søers produktivitet. Lappedykkerne foretrækker de fiskesamfund, der udvikler sig under sådanne betingelser. De er afhængige af bestande af småfisk (<10 cm) til opfostring af ungerne og lidt større fisk (10-20 cm) til de voksne fugle (Woolhead 1986). Opbygningen i bestanden af rastende lappedykkere er derfor formodentlig sket i takt med den

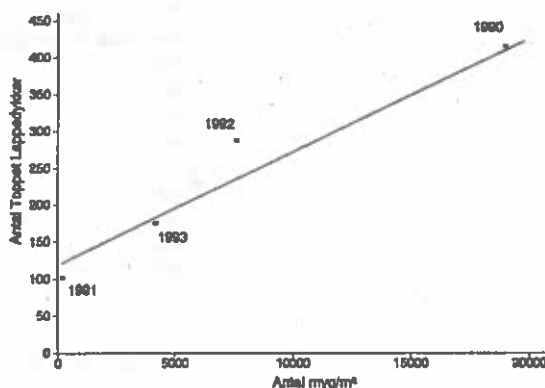
stigende eutrofiering.

Undersøgelser af fiskefaunaen viser, at der er meget store variationer i både artssammensætning og størrelsesfordeling (Viborg Amt 1982f, 1986g, 1993). De store udsving i den årlige forekomst af rastende lappedykkere kan derfor muligvis ses som et udtryk for svingningerne i fødegrundlaget.

Der er sket en ændring i fiskesammensætningen fra at være domineret af hundestejle og skalle i 1980-erne (samt aborre (1980) og hork (1986)), til et samfund domineret af hundestejle og brisling i 1990-erne. Samtidig er mængden reduceret meget (Viborg Amt 1986g, 1993). Usikkerheder og forskellige metoder anvendt ved forsøgsfiskeri i fjorden gør det dog ikke muligt at sætte ændringerne i direkte relation til ændringerne i bestanden af lappedykkere.

I samme periode har føden optrådt ustabil p.g.a. svingende pH og iltmætning. Blandt andet betyder en forhøjet pH fiskeflugt, der blev konstateret i somrene 1981 og 1986 (Viborg Amt 1982c,f; 1986d,g). Både i 1981 og 1986 var der et sammenfald mellem fiskeflugt i sommerperioden og en voldsom nedgang i antallet af rastende lappedykkere i fjorden. Modsat skete stigningerne i lappedykkerbestanden, som registreredes i somrene 1984 og 1985, samtidig med udsætningen af Helt-yngel (med det formål at reducere myggeplagen (Viborg Amt 1986a,b,g)).

Der kan have været en effekt på bestanden i Hjarbæk Fjord af fremgangen i den danske bestand som helhed i 1970-erne (jf. Asbirk & Dybbro 1978). Tilsvarende kan nedgangen siden midten af 1980-erne ses i sammenhæng med den generelle nedgang i den danske yngleb Bestand gennem de senere år (Jacobsen 1993).



Figur 10. Relationen mellem den gennemsnitlige tæthed af myggelarver i sommerperioden og antallet af Toppet Lappedykker i perioden juli-oktober.

At der ses en signifikant sammenhæng mellem tætheden af chironomider og antallet af fældende og rastende lappedykkere i sommerperioden (jf. Fig. 10) formodes at være indirekte, da lappedykkeren hovedsageligt ernærer sig af fisk. Mængden af myggelarver kan være bestemmende for den tilstedeværende fiskemængde.

Selv om bestanden stiger med øget eutrofiering, er der en øvre grænse, hvor sigtbarheden og/eller byttedyrtætheden bliver for ringe (jf. Asbirk & Dybbro 1978). Noget tyder på, at det kan have indflydelse på lappedykkerens optræden i Hjarbæk Fjord, idet der ses at være en signifikant positiv sammenhæng med sigtedybden i sommerperioden (jf. Tabel 11).

Toppet Lappedykker fælder i juli-september. Som det fremgår af Fig. 7 ses der efter 1991 ikke kun antalsmæssigt, men også relativt færre fugle i sommerperioden end det var tilfældet i 1970-erne. Det usikre fødegrundlag har tilsyneladende betydet, at de fældende fugle udebliver.

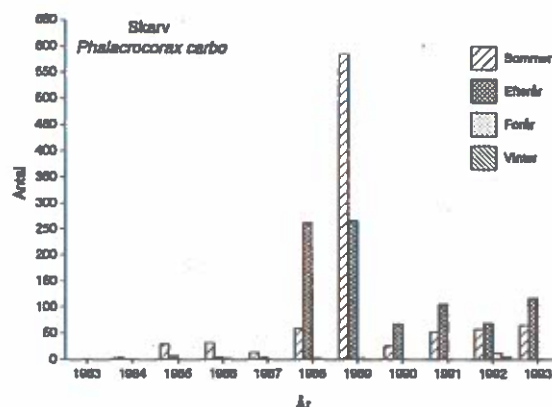
5.3 Skarv *Phalacrocorax carbo*

Habitat og føde

Skarv yngler både ved ferskvand og på småøer i saltvand. Den træffes uden for yngletiden i søer og langs kysterne, hvor den fanger fisk på lavt vand.

Fænologi

Arten træffes sommer og efterår, som regel i et antal af omkring 100 fugle. I foråret ses den i langt lavere antal, og den forekommer kun sjældent om vinteren (Fig. 11).



Figur 11. Den sæsonvise fordeling af Skarv i perioden 1983-93 angivet ved den maksimale forekomst i fire årstider. Optællingsperioderne fremgår af Tabel 6.

Bestandsudvikling

De første 4 fugle i nyere tid blev set i Hjarbæk Fjord i 1979, men først fra 1984 har den været årlig gæst. I begyndelsen kunne den ses i et antal på op til ca. 30 fugle, men i 1988 skete der en voldsom stigning, og det foreløbigt højeste antal på 586 fugle blev set i august 1989. Herefter har bestandsniveauet været væsentligt lavere med et efterårsmaksimum på omkring 100 fugle (Fig. 11). Den ændrede slusedrift har ikke påvirket bestandsniveauet.

Sammenhæng med miljøforhold

Der er for få observationer til at sige noget om sammenhængen med miljøforholdene.

Diskussion

Ynglebestanden har på landsplan generelt været i meget stærk fremgang gennem de senere årtier, hvilket er årsagen til, at den nu også træffes i Hjarbæk Fjord. At stigningen i antallet af fugle i fjorden ikke gennem 1990-erne har fulgt det generelle billede, kan skyldes dårlige fourageringsforhold.

5.4 Knopsvane *Cygnus olor*

Habitat og føde

Knopsvane forekommer uden for yngletiden overvejende i lavvandede brak- og saltvandsområder. Dens føde består primært af submers vegetation, som tages på vanddybder på op til ca. 1 m (Andersen-Harild 1994).

Fænologi

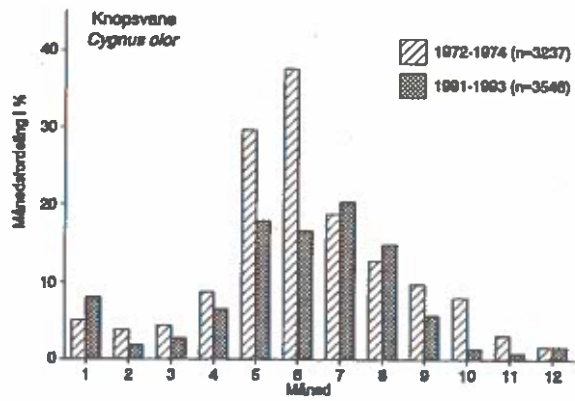
Knopsvanen optræder året rundt i Hjarbæk Fjord (Fig. 12) men forlader området, når fjorden lukker til i isvintre. Talrigst træffes den i maj-august. Uden for denne periode ses normalt højst 100 fugle. Den benytter fjorden som fældningskvarter i juli-september (Jepsen 1978). Den optræder som årlig ynglefugl med nogle få par.

Bestandsudvikling

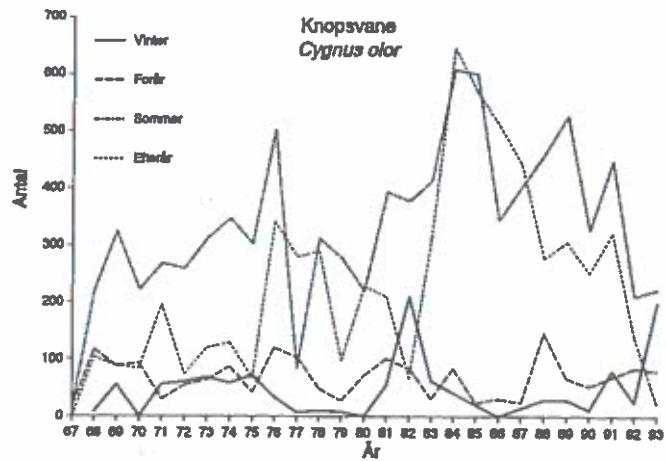
Antallet af Knopsvaner, der fælder og raster i fjorden, steg støt efter etableringen af Virksunddæmningen og frem til midt i 1980-erne, fra omkring 200 fugle til 400 fugle som årsmaksimum. Kun 1976 afveg fra det generelle billede, idet der i juni blev set 500 fældende svaner (Fig. 13).

Fjordens betydeligste perioder var i somrene 1984 og 1985. I 1984 skete en stigning i årsbestanden på ca. 50% i forhold til de foregående år med et sommermaksimum på ca. 700 fugle. Herefter gik bestanden igen tilbage (jf. Tabel 5 og Fig. 13).

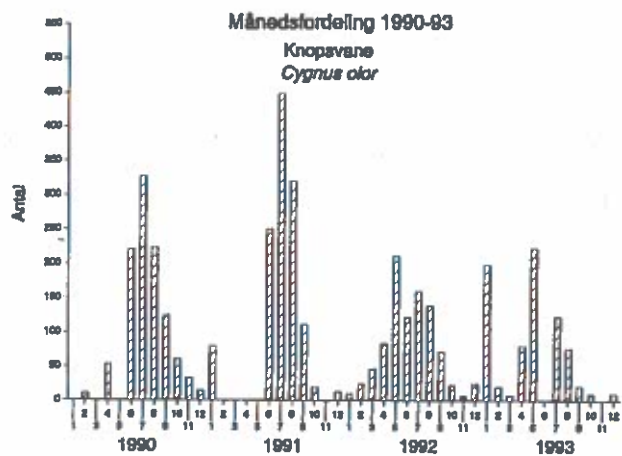
Vintrene midt i 1980-erne efterfulgtes af en periode med et stabilt eller svagt stigende årstotal frem til 1991, hvor der igen indtrådte en nedgang i især sommer- og efterårsbestanden til et bestandsniveau som efter dæmningens etablering i 1966 (Fig. 14).



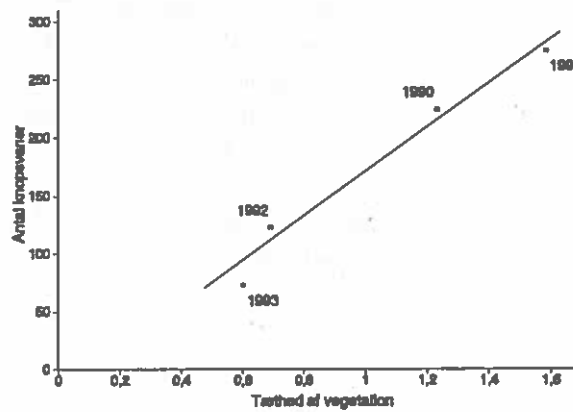
Figur 12. Den relative forekomst året igennem af Knopsvane i 1972-74 sammenlignet med 1991-93. Fordelingen er fremstillet på grundlag af det gennemsnitlige månedlige antal fugle i de to perioder.



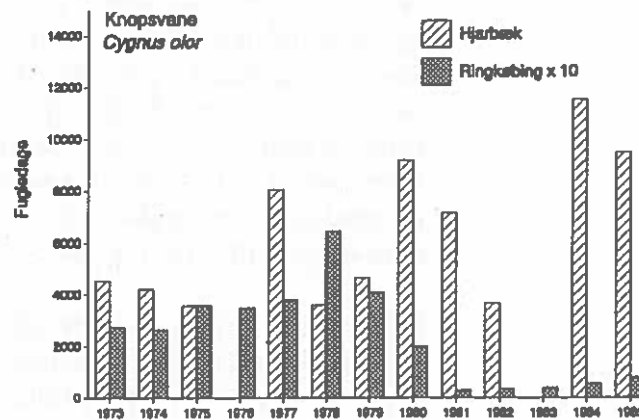
Figur 13. Udviklingen i bestanden af Knopsvane i perioden 1967-93 angivet ved maksimale forekomst. Optællingsperioderne fremgår af Tabel 6.



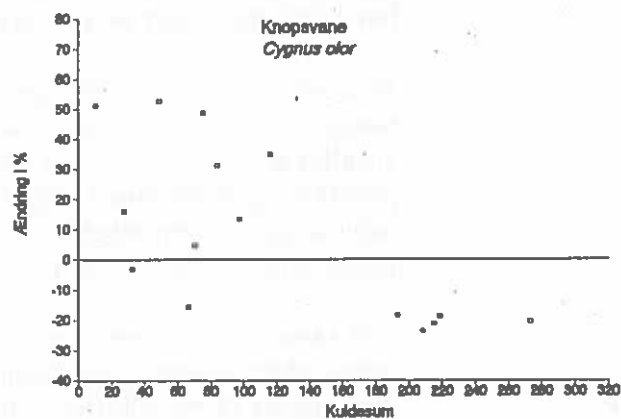
Figur 14. Månedlig forekomst af Knopsvane i perioden 1990-93. Hvor mere end én månedlig tælling foreligger, er gennemsnittet benyttet.



Figur 15. Relationen mellem antallet af knopsvaner i perioden juli-oktober og "tætheden" (udtrykt som dybdegrænse x hyppighed) af submers vegetation.



Figur 16. Ændringer i den årlige forekomst af knopsvaner i Ringkøbing Fjord og Hjarbæk Fjord i september 1973-1985.



Figur 17. Sammenhæng mellem kuldesum (jf. Afsnit 4) og ændring i årstotal (excl. december-februar antal) hos Knopsvane på året før og efter vinterens Middelsummen=100°C.

Sammenhæng med miljøforhold

Der er sammenfald mellem flere miljøparametre og antallet af knopsvaner i fjorden. Det er parametre, som ofte kan relateres til gennemsigtheden i vandet. Der er således en positiv korrelation med sigtddybden i sommerperioden (Pearson $r=0,8477$, $p<0,01$) og negativ sammenhæng med suspenderet materiale (Pearson $r=-0,8170$, $p<0,01$) (jf. Tabel 11)).

Sættes antallet af rastende svaner i perioden juli-oktober i relation til udbredelsen af den submerse vegetation fås en signifikant sammenhæng ($r_s=0,986$; $p<0,05$; jf. Fig. 15 for yderligere detaljer).

Diskussion

Bestande, som året igennem opholder sig i de danske farvande, påvirkes af bl.a. vejret og forhold på andre rastelokaliteter. Det vil i nogen grad sløre billedet af sammenhænge med bl.a. ændringer i det interne miljø på den enkelte rastelokalitet.

Fremgangen i sommer- og efterårsbestanden i begyndelsen af 1980-erne kan således ses i sammenhæng med den nedgang, der skete i de vestjyske fjorde i årene forud. Som følge af den stigende eutrofiering reduceredes den submerse vegetation i Ringkøbing Fjord i perioden 1978-1985 til omkring 20% af, hvad den havde været tidligere (Kjørboe & Jensen 1988). Dette medførte, at blandt andet de efterårsrastende knopsvaner næsten forsvandt. I det samme tidsrum skete der en øgning i antallet af rastende (og fældende) svaner i Hjarbæk Fjord i sommer- og efterårsperioden (jf. Fig 16).

Det er også muligt at sætte udsving i den rastende bestandsstørrelse i relation til den forudgående vinters strenghed. I Fig. 17 er således afbildet vinterens kuldesum mod den procentvise ændring året før og efter vinteren i antallet af knopsvaner i perioden marts-november. Som det fremgår, ligger det efterfølgende års bestand altid lavere efter en hård vinter. Under mildere betingelser har det generelle ellers været, at der er sket en stigning. De konstaterede fald kan, på nær efter vinteren 1971/72 som ikke var specielt kold (jf. Tabel 2), relateres til strenge vintre, hvor de danske farvande har været isdækket, og svanerne derfor har haft vanskeligt ved at finde føde.

På trods af disse udefra kommende forholds indflydelse på bestandsstørrelsen er det muligt også at sætte ændringerne i antallet af rastende svaner i relation til de miljøparametre, som påvirker sigtedybden i fjorden. Sammenhængen kan ses som et udtryk for lysforholdenes påvirkning af vegetationsforholdene. Dette underbygges af data fra 1990-erne.

Der skete i forbindelse med sluseåbningen en forbigående forbedring i sigtbarheden og dermed en opblomstring i bundvegetationen (Tabel 11 og Viborg Amt 1992), hvilket betød en forbedring i fourageringsbetingelserne for svanerne. Det resulterede i et øget antal fugle i 1991, men allerede året efter, hvor bundvegetationen igen var på retur, faldt antallet af svaner til det laveste i

undersøgellesperioden (jf. Fig. 15).

Miljøforholdenes betydning underbygges af, at udviklingen i sidste halvdel af 1980-erne ikke fulgte det mønster, som bestanden gennemløb på landsplan. I årene efter de hårde vintre midt i 1980-erne øgedes bestandsniveauet - udtrykt som antal vinterrastende fugle - igen stærkt (Jacobsen 1992 og DMU upubl.). Det er dog en fremgang, som ikke umiddelbart havde gennemslag i den danske ynglebestand (Jacobsen 1993).

Af Fig. 12 ses, at knopsvanerne opholder sig længere tid i fjorden end i 1970-erne. Årsagen hertil kendes ikke, da fødebetingelserne i perioden jo ikke er blevet bedre. Det kan være forårsaget af, at dens andre rasteplasser i området er udsat for et større forstyrrelsespres i sommerperioden, eller at fødetilgangen også er reduceret disse steder.

5.5 Sangsvane *Cygnus cygnus*

Habitat og føde

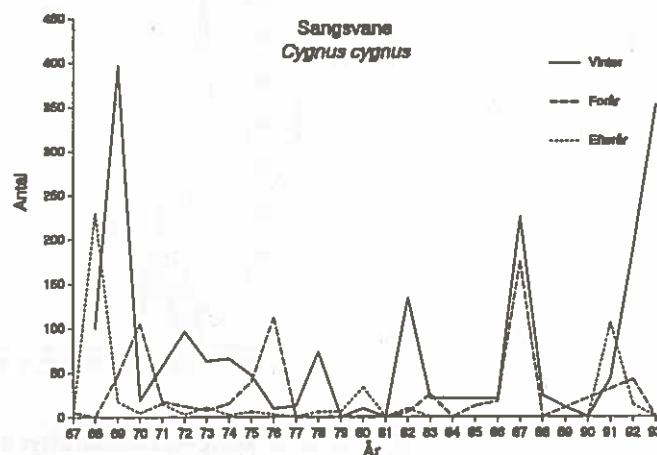
Sangsvane træffes i søer, fjorde og langs beskyttede kyster. Dens føde består til dels af ålegræs og havgræs, som tages på lavt vand, men ofte henter den også en stor del af sin føde på enge og dyrkede marker.

Fænologi

Arten træffes i vinterhalvåret i et meget varierende antal. De første fugle ankommer som regel først i december, og den kan træffes frem til slutningen af april.

Bestandsudvikling

Det højeste antal blev set i vinteren 1968-1969 (400 fugle), hvorefter der skete et brat fald (Fig. 18). Herefter har niveauet ligget på maksimalt 100-130 fugle frem til 1991 med en enkelt undtagelse i vinteren 1986-1987, hvor der i februar-marts kunne tælles 175-225 fugle. Efter ændringen i slusedriften ser det ud til, der er sket en stigning i antal overvintrende fugle.



Figur 18. Udviklingen i bestanden af Sangsvane i perioden 1967-93 angivet ved maksimale forekomst. Optællingsperioderne fremgår af Tabel 6.

Sammenhæng med miljøforhold

Der er for få observationer til at sige noget om sammenhængen med miljøforholdene.

Diskussion

Ændringen i vegetationsforholdene fra marin flora til ferskvandsflora som følge af dæmningen var måske den primære årsag til nedgangen i den overvintrende bestand, men også afvanding og opdyrkning af engene omkring fjorden kan have haft indflydelse herpå.

Arten er følsom over for hårde vintre, hvorfor eftervirkninger heraf kan have haft indflydelse på, at bestandsniveauet gennem undersøgelsesperioden har ligget lavt.

Bestanden af overvintrende sangsvaner har på landsplan været i stærk fremgang gennem de senere år (B. Laubek unpubl.), hvilket kan være årsagen til, at den igen træffes i større tal i Hjarbæk Fjord, men en effekt af tilbagevenden til saltvandstilstanden kan ikke udelukkes.

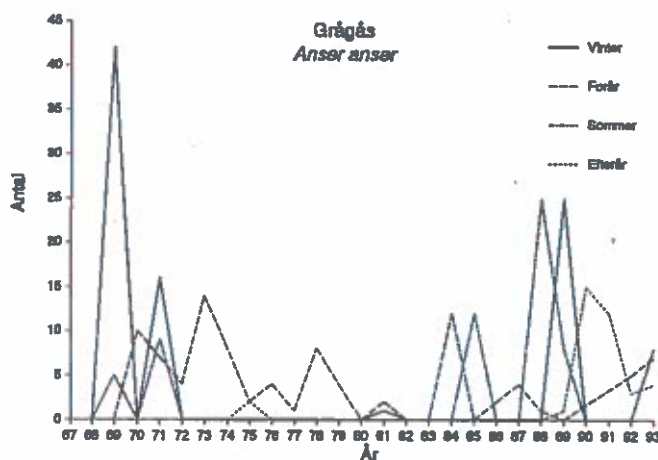
5.6 Grågås *Anser anser*

Habitat og føde

Grågås er tilknyttet ferskvand og forekommer i søer og moser. Føden er vegetabilsk og græsses ofte på omliggende marker.

Fænologi

Arten træffes uregelmæssigt i et antal af 1-25 fugle gennem undersøgelsesperioden, hyppigst udenfor vinterperioden. I milde vintre kan den træffes året rundt. Den eneste gang, der er set mere end 25 fugle, var således i januar 1969, hvor der blev talt 42 individer. Der formodes at være en mindre ynglebestand.



Figur 19. Udviklingen i bestanden af Grågås i perioden 1967-93 angivet ved maksimale forekomst. Optællingsperioderne fremgår af Tabel 6.

Bestandsudvikling

Efter en positiv udvikling i begyndelsen af 1970-erne, hvor der kunne tælles 10-15 fugle, har arten optrådt mere uregelmæssigt frem til midt i 1980-erne (Fig. 19). Derefter er der sket en mindre stigning, så antallet nu ligger på 15-25 fugle.

Sammenhæng med miljøforhold

Der er for få observationer til at sige noget om sammenhængen med miljøforholdene.

Diskussion

Arten har generelt været i stærk fremgang gennem de senere årtier (Olsen 1992), hvilket også ses i Hjarbæk Fjord. Arten er mindre afhængig af miljøforholdene i fjorden, idet den hyppigst søger føde på de omkringliggende marker, men den kræver beskyttende vegetation til redeanbringelsen. Såfremt bestanden primært udgøres af lokale ynglefugle, må det formodes, at de forsvinder igen ved overgangen til saltvand, der forventes at ville reducere bredvegetationen.

5.7 Gravand *Tadorna tadorna*

Habitat og føde

Gravand forekommer hyppigst i produktive lavvandede salt- og brakvandsområder, hvor sand- og mudderbund hyppigst blotlægges. Den forekommer dog også i ferskvand, men i langt ringere antal. Føden består af forskellige invertebrater som snegle, muslinger og insekter, som tages på lavt vand eller fra mudderflader (Cramp & Simmons 1980).

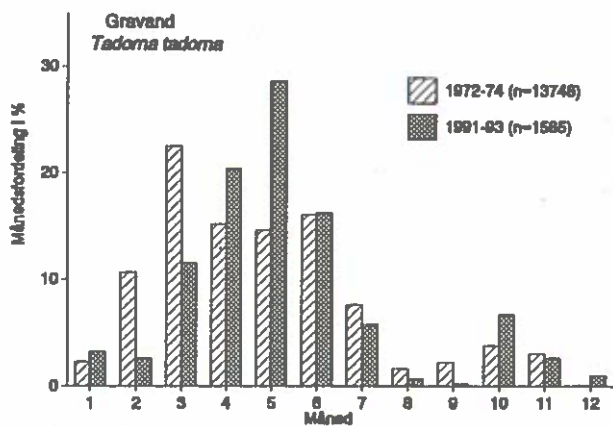
Fænologi

Gravanden kan træffes året rundt i fjorden, med størst antal i foråret og tidligt på sommeren (Fig. 20), hvor de benytter fjorden som rastepads under spredningen fra overvintringsområderne (Joensen 1974). Fugle forlader området i april-maj for at opsøge deres traditionelle ynglepladser, mens ikke-ynglende fugle langsomt forsvinder i løbet af juni-juli. I efteråret og vinteren igennem ses kun få fugle, og i kolde vintre med islæg forlades fjorden helt. Der er en mindre ynglebestand.

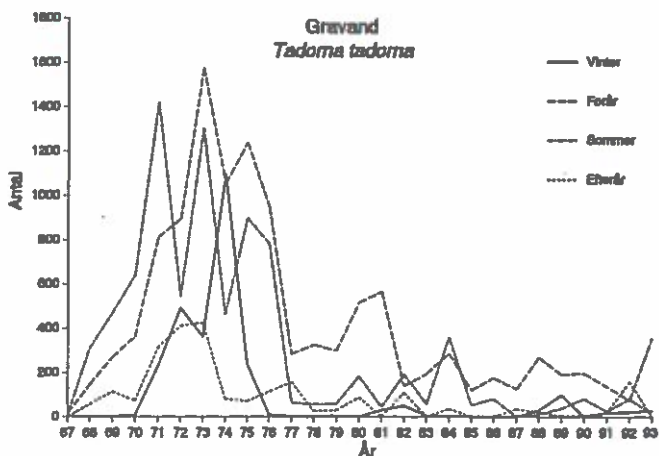
Bestandsudvikling

Efter etableringen af dæmningen der skete frem til midten af 1970-erne mere end en tre-dobling af årsbestanden (Fig. 21), og det maksimale antal på 1575 fugle blev nået i marts 1973. Allerede i 1977 var bestanden tilbage på niveauet fra 1970 på maksimalt 3-400 fugle. I resten af undersøgelsesperioden har den optrådt regelmæssigt men i svagt faldende antal (Fig. 21).

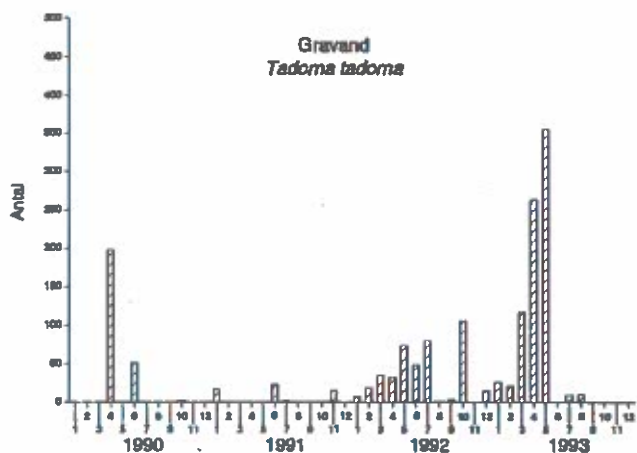
Set over hele perioden er bestanden gået signifikant tilbage ($r_s = -0,637$, $p < 0,01$), men det dækker primært over den voldsomme tilbagegang, der skete i perioden 1973-1977 efter det forhøjede bestandsniveau i begyndelsen af 1970-erne.



Figur 20. Den relative forekomst året igennem af Gravand i 1972-74 sammenlignet med 1991-93. Fordelingen er fremstillet på grundlag af det gennemsnitlige månedlige antal fugle i de to perioder.



Figur 21. Udviklingen i bestanden af Gravand i perioden 1967-93 angivet ved maksimale forekomst. Optællingsperioderne fremgår af Tabel 6.



Figur 22. Månedlig forekomst af Gravand i perioden 1990-93. Hvor mere end én månedlig tælling foreligger, er gennemsnittet benyttet.

Den relativt stabile bestand gennem 1980-erne svarer ret nøje til udviklingen i den danske ynglebestand (Jacobsen 1993).

Efter ændringen i slusedriften har bestanden, efter et mindre dyk, igen rettet sig, og der er sket en mindre stigning både i 1992 og 1993 i antallet af forårsrastende gravænder i fjorden (Fig. 22).

Sammenhæng med miljøforhold

Antallet af gravænder er stærkt korreleret med eutrofieringsgraden, idet der er et faldende antal fugle med stigende kvælstofindhold (Pearson r : -0,9273; $p < 0,001$ for totalkvælstof) (jf. Tabel 11).

Diskussion

Bestandsfremgangen i første halvdel af 1970-erne afspejlede successionen i ferskvandsfaunaen, som skete på grund af de ændrede miljøforhold, der var en følge dels af etableringen af slusen dels på grund af den stigende eutrofiering.

Først udvikledes et artsrigt samfund med talrige invertebrater i form af snegle, insekter o.l., der er gravændernes foretrukne fødeemner (Jepsen 1978). Den stigende eutrofiering medførte, at bundforholdene hurtigt ændredes fra at være sand og skaller til sort ilt- og artsfattig mudderbund med kun få fødeemner.

Faldet i bestanden, som ses umiddelbart efter at man i 1991 ændrede slusedriften (Fig. 22), kan ses som et udtryk for, at de ændrede salinitetsforhold udryddede stort set den eksisterende bundfauna (Viborg Amt 1992) og dermed gravændens fødegrundlag. Det skal dog bemærkes, at der ingen fugletællinger er foretaget umiddelbart efter ændringen i slusedriften.

Stigningen i 1992 og 1993 er muligvis en følge af en positiv udvikling i salt-/brakvandsinvertebratfauna i form af flere snegle og krebsdyr (Viborg Amt 1993).

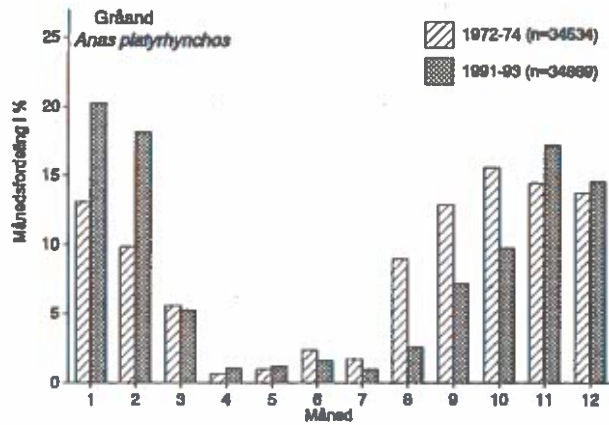
5.8 Gråand *Anas platyrhynchos*

Habitat og føde

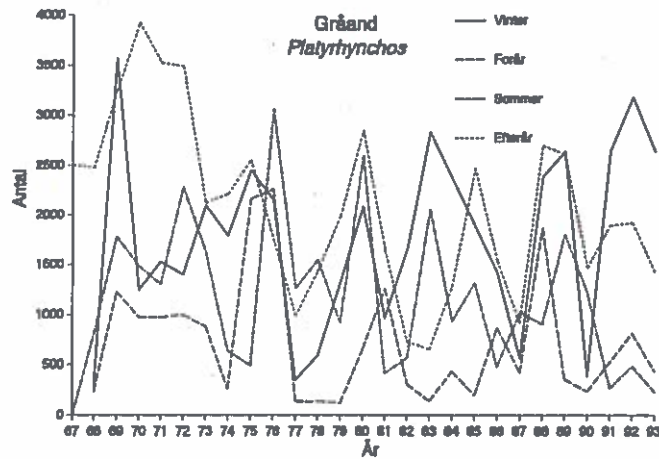
Gråand forekommer talrigt i både ferskvand og beskyttede brak- og saltvandsområder. Foruden at søge føde i fjorden flyver de rastende fugle også på natfouragering til et bredt spektrum af habitater. Dens føde består af et bredt udsnit af planter og smådyr, som samles på mudderflader og lavt vand eller tages fra vandfladen (Cramp & Simmons 1980).

Fænologi

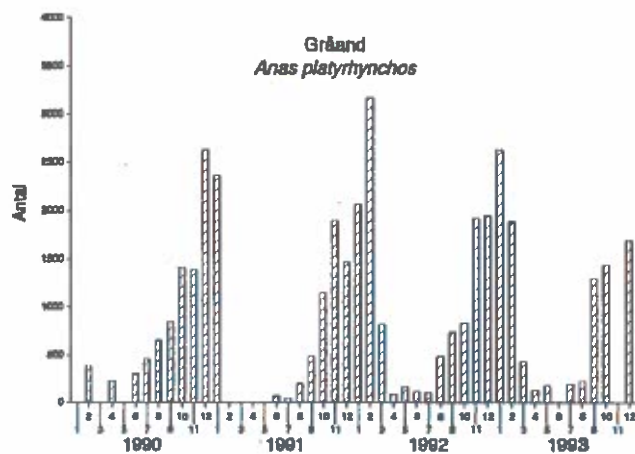
Gråanden er den hyppigst forekommende svømmeand i Hjarbæk Fjord. Den forekommer året rundt, men langt talrigest uden for ynglesæsonen (Fig. 23). Bestandsopbygningen starter sidst på sommeren, og antallet holder sig - bortset fra isvintre - på et relativt højt niveau frem til foråret. Herefter forlader fuglene fjorden. Der er en mindre ynglebestand i fjorden.



Figur 23. Den relative forekomst året igennem af Gråand i 1972-74 sammenlignet med 1991-93. Fordelingen er fremstillet på grundlag af det gennemsnitlige månedlige antal fugle i de to perioder.



Figur 24. Udviklingen i bestanden af Gråand i perioden 1967-93 angivet ved maksimale forekomst. Optællingsperioderne fremgår af Tabel 6.



Figur 25. Månedlig forekomst af Gråand i perioden 1990-93. Hvor mere end én månedlig tælling foreligger, er gennemsnittet benyttet.

Der er sket en ændring i fordelingen i retning af, at flere fugle i 1990-erne ses i januar-februar, mens maksimum i 1970-erne lå i september-november. Ændringen kan være influeret af vejrforholdene.

Bestandsudvikling

Effekten på bestanden af etableringen af dæmningen er vanskelig at afgøre. Umiddelbart konstateredes en mindre fremgang frem til begyndelsen af 1970-erne, primært forårsaget af fremgang i efterårsbestanden. Herefter indtrådte et mindre fald; siden har der som helhed været en relativ stabil men svingende bestand i fjorden (Fig. 24).

Selv om svingningerne i vinterantallet umiddelbart kan sættes i relation til vintertemperaturen i form af kuldesummen ($r_s = -0,715$, $p < 0,01$), har den ingen indflydelse på det efterfølgende års antal.

Målt som årstotal er det stabile men svingende bestandsniveau opretholdt også efter ændringen i slusedriften i 1991 (Fig. 25). Det dækker dog over sæsonvise ændringer, idet antallet af oversommende og ynglende samt efterårsrastende fugle er det laveste i undersøgelsesperioden, mens vinterantallet er øget. Om ændringen er af permanent karakter eller blot udtryk for naturlige udsving, kan ikke siges på nuværende tidspunkt.

Sammenhæng med miljøforhold

Der kan ikke påvises sammenhænge mellem antallet af gråænder og miljødata fra fjorden.

Diskussion

Fremgangen som skete i starten af undersøgelsesperioden skal ses mere i sammenhæng med oprettelsen af vildtreservatet i 1967 end med etableringen af dæmningen. Joensen (1974) kunne således påvise en sammenhæng i fordelingen af især svømmeænder og jagtsæsonens start, idet langt den overvejende del af svømmeænderne (60% af gråænderne og 80% af andre svømmeænder) opholdt sig i reservaterne efter jagtsæsonens start. Tilsvarende kunne Jepsen (1978) påvise, at antallet af gråænder i Hjarbæk Fjord øgedes efter jagtsæsonens start.

Da gråanden formentlig primært benytter fjorden som dagrasteplass, hvorfra den om aftenen flyver på fourageringstogter til omegnens søer og marker, er det ikke overraskende, at en effekt af ændringer i miljøforhold og slusedrift ikke umiddelbart kan registreres. Bestandsudviklingen skal ses i sammenhæng med, at antallet af fugle i fjorden mere bestemmes af de fredelige forhold (vildtreservat) end miljøforholdene.

Bestandsudviklingen afviger ikke fra, hvad der kan konstateres ved de årlige vinterfugletællinger (Jacobsen 1993), hvorimod den kraftige øgning i ynglebestanden i landet som helhed gennem sidste halvdel af 1980-erne (Jacobsen 1992) ikke er slået igennem i materialet fra Hjarbæk Fjord.

5.9 Atlingand *Anas querquedula*

Habitat og føde

Atlingand optræder fåtalligt og spredt i søer, på våde strandenge og beskyttede brakvandsområder. Føden består af smådyr og plantedele, som tages fra vandoverfladen eller på lavt vand.

Fænologi

Ses fåtalligt og uregelmæssigt forår og efterår på gennemtræk i et antal af 2-22 fugle gennem undersøgelsesperioden (se dog nedenfor), hyppigst og talrigest i perioden lige efter etableringen af dæmningen. Siden 1980 foreligger kun 5 observationer. Seneste observation er fra september 1993, hvor undersøgelsesperiodens højeste antal på 52 fugle blev set (Fig. 26).

Bestandsudvikling

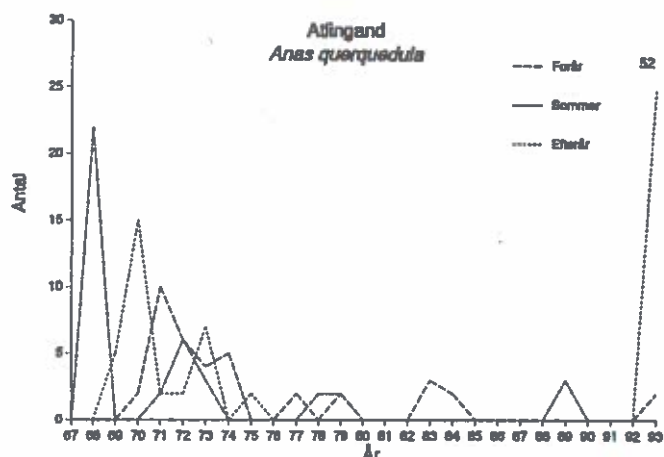
Der skete en opbygning af bestanden umiddelbart efter etableringen af dæmningen, men efter 1975 satte en nedgang ind. Siden er arten set uregelmæssigt i et svingende men lavt antal. At der i september 1992 optræder 52 individer må bero på en tilfældighed.

Sammenhæng med miljøforhold

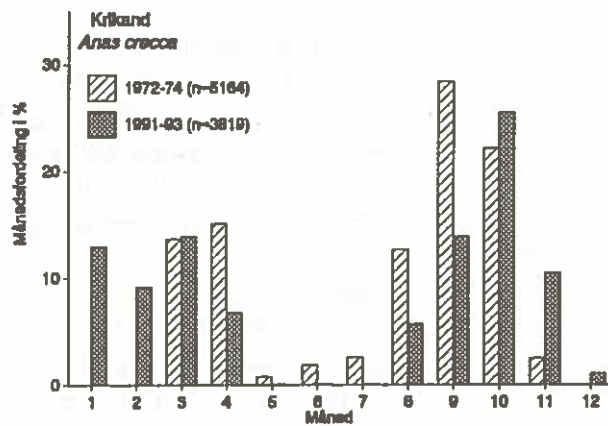
Der er for få observationer til at sige noget om sammenhængen med miljøforholdene.

Diskussion

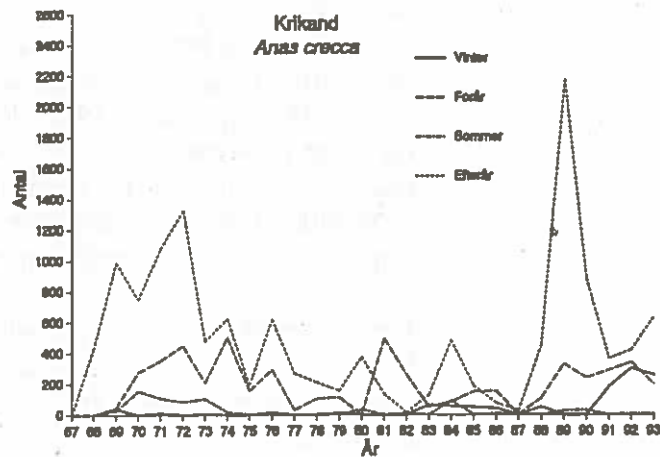
Arten har været i generel tilbagegang i Danmark gennem de sidste årtier, og alene gennem sidste halvdel af 1980-erne er ynglebestanden halveret (Olsen 1992). Fuglene, som træffes i fjorden, kan være fugle på træk til og fra Vejlerne, hvor der findes en mindre ynglebestand.



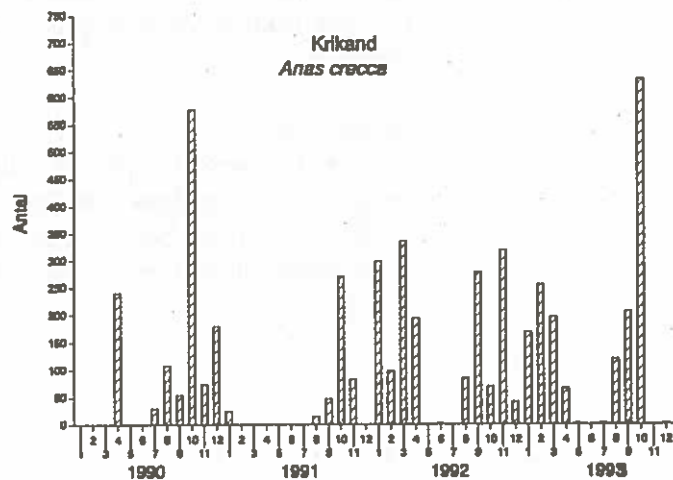
Figur 26. Udviklingen i bestanden af Atlingand i perioden 1967-93 angivet ved maksimale forekomst. Optællingsperioderne fremgår af Tabel 6.



Figur 27. Den relative forekomst året igennem af Krikand i 1972-74 sammenlignet med 1991-93. Fordelingen er fremstillet på grundlag af det gennemsnitlige månedlige antal fugle i de to perioder.



Figur 28. Udviklingen i bestanden af Krikand i perioden 1967-93 angivet ved maksimale forekomst. Optællingsperioderne fremgår af Tabel 6.



Figur 29. Månedlig forekomst af Krikand i perioden 1990-93. Hvor mere end én månedlig tælling foreligger, er gennemsnittet benyttet.

5.10 Krikand *Anas crecca*

Habitat og føde

Krikand forekommer under trækket talrigt i beskyttede brak- og saltvandsområder. Føden består primært af plantedele, men også smådyr som samles på lavt vand under især natlige fourageringstogter (Tamisier 1974, Cramp & Simmons 1980, Fog 1968). Den træffes til tider rastende og fouragerende på oversvømmede enge.

Fænologi

Hjarbæk Fjord besøges årligt af rastende krikænder i lave antal. Flest ses forår og efterår, hvor et antal på omkring 500 fugle træffes (Fig. 27). Den kan i år med milde vintre træffes året rundt.

Der er tilsyneladende sket en ændring i fordelingen, således at den nu opholder sig i fjorden i en længere periode i foråret (januar-april), mens gennemtrækket i 1970-erne foregik koncentreret i marts-april (Fig. 28).

Bestandsudvikling

Bestanden øgedes i den første periode efter etableringen af dæmningen, og nåede sit maksimum i første halvdel af 1970-erne med 1328 i september 1972. Derefter reduceredes bestanden igen, og arten har siden optrådt i meget varierende, men lavere antal. Eneste afvigelse fra det generelle billede er en optælling fra september 1989, hvor der blev talt 2173 fugle, hvilket er det højeste antal i undersøgelsesperioden.

Bestandsniveauet i tiårsperioden 1977-1987 ligger tilsyneladende lavere end i perioden både før og efter, uden at maksimumtallene dog afviger væsentligt fra, hvad der er set i resten af undersøgelsesperioden.

Der er ingen umiddelbar effekt af ændringen i slusedriften (Fig. 29).

Sammenhæng med miljøforhold

Der ses ikke at være nogle klare sammenhænge med miljøfaktorer.

Diskussion

At der ikke ses at være en umiddelbar reaktion på ændringer i miljøforhold og slusedrift kan relateres til, at Krikanden, ligesom Gråand, primært benytter fjorden som dagrasteplass, og søger føde andre steder om natten, ofte i stor afstand fra dagrasteplassen (Fog 1968).

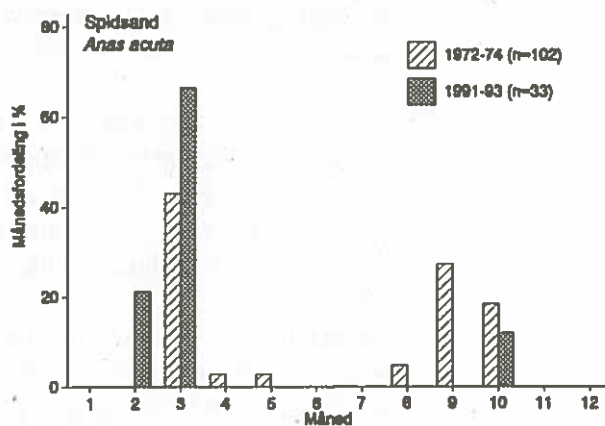
5.11 Spidsand *Anas acuta*

Habitat og føde

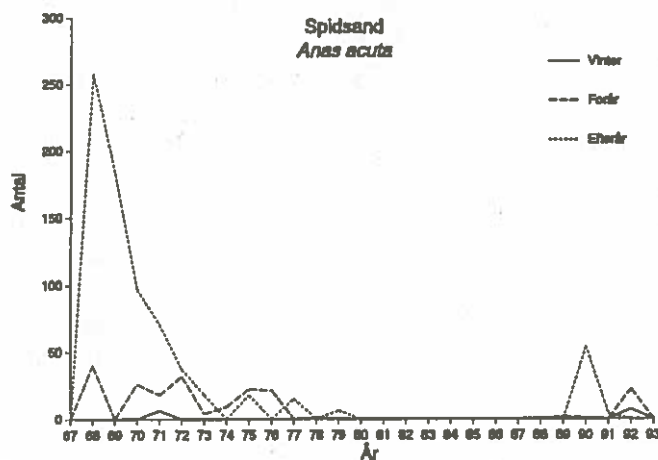
Spidsand opholder sig i og uden for træktiden i brak- og saltvandsfjorde, men træffes derudover især i Vestjylland også i større ferskvandssøer. Føden består af plantedele og smådyr, som tages på lavt vand. Den ses også hyppigt græsse på strandenge (Cramp & Simmons 1980).

Fænologi

Arten træffes fåtalligt på gennemtræk i marts og september-oktober (Fig. 30).



Figur 30. Den relative forekomst året igennem af Spidsand i 1972-74 sammenlignet med 1991-93. Fordelingen er fremstillet på grundlag af det gennemsnitlige månedlige antal fugle i de to perioder.



Figur 31. Udviklingen i bestanden af Spidsand i perioden 1967-93 angivet ved maksimale forekomst. Optællingsperioderne fremgår af Tabel 6.

Bestandsudvikling

Kun i en kort periode efter ændringen til ferskvandstilstanden blev der regelmæssigt set et mindre antal spidsænder i fjorden, når den var på gennemtræk forår og efterår (Fig. 31).

Bestanden nåede sit højeste i 1968-1969 (maksimum 258 fugle i september 1968), hvorefter den gennem 1970-erne reduceredes voldsomt, og stort set ikke blev set gennem 1980-erne.

Umiddelbart efter ændringen i slusens drift i 1990 skete der en mindre fremgang for arten.

Sammenhæng med miljøforhold

Det er på baggrund af det lave antal fugle ikke muligt at foretage sammenligninger med miljøforholdene i fjorden.

Diskussion

Nedgangen i antallet kan sættes i relation til den generelle nedgang, som konstateredes på dens traditionelle rasteplasser for arten i Vestjylland (Meltofte & Fjeldså 1989).

Nedgangen kan også ses i relation til ændringen fra brakvand til ferskvand, idet arten primært er tilknyttet det marine miljø. Faldet i bestanden skete hurtigere end for de fleste andre arter, som er tilknyttet fjorden. Det formodes derfor ikke umiddelbart at være de forringede miljøforhold, der fik arten til at fortrække.

At arten igen dukker op efter ændringen i slusedriften, kan ses som et udtryk for, at den foretrækker saltholdigt vand. Om der er tale om en reel fremgang, er endnu uvist.

5.12 Pibeand *Anas penelope*

Habitat og føde

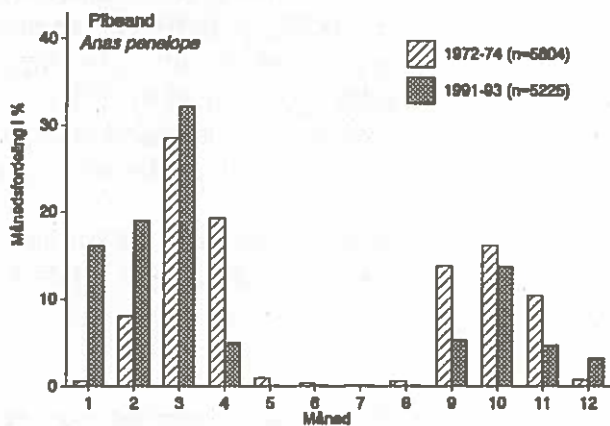
Pibeand forekommer talrigt ved lavvandede kyststrækninger under trækket, ligesom den i store tal træffes græssende på enge i f.eks. Vejlerne og Tøndermarsken. Føden består overvejende af planteføde, der tages fra vandoverfladen og på lavt vand eller som græsses på strandenge.

Fænologi

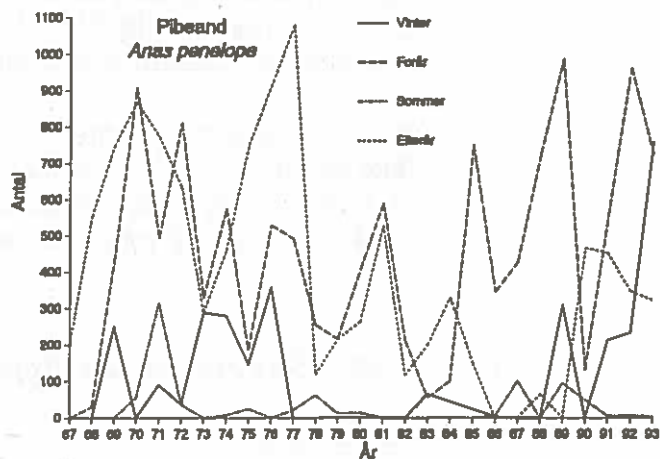
Året igennem kan ses rastende pibeænder i fjorden, men talrigst træffes den på gennemtræk forår og efterår (Fig. 32). Den kan i milde vintre træffes året rundt. Den forekommer i dag tilsyneladende hyppigst under forårstrækket.

Bestandsudvikling

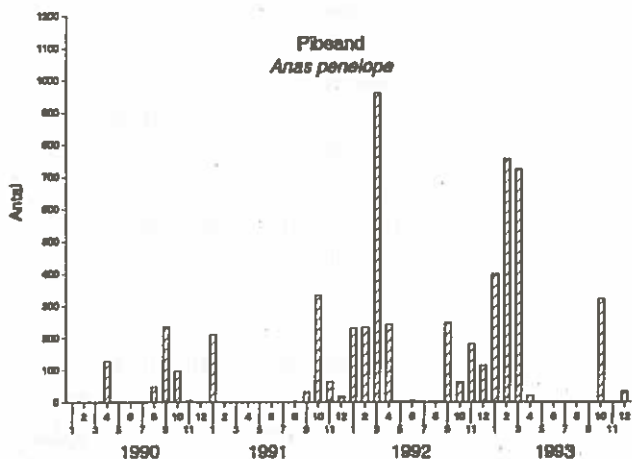
Om der skete ændringer i bestandens tilstedeværelse i fjorden i forbindelse med etableringen af dæmningen er uvist grundet manglende informationer; men som det fremgår af Fig. 33, skete der en øgning i antallet af fugle i årene efter etableringen af dæmningen.



Figur 32. Den relative forekomst året igennem af Pibeand i 1972-74 sammenlignet med 1991-93. Fordelingen er fremstillet på grundlag af det gennemsnitlige månedlige antal fugle i de to perioder.



Figur 33. Udviklingen i bestanden af Pibeand i perioden 1967-93 angivet ved maksimale forekomst. Optællingsperioderne fremgår af Tabel 6.



Figur 34. Månedlig forekomst af Pibeand i perioden 1990-93. Hvor mere end én månedlig tælling foreligger, er gennemsnittet benyttet.

Bestandsstørrelsen toppede i 1970-1972 samtidig med kulminationen af rankegrøden. Siden har bestandsudviklingen været negativ ($r_s = -0,572$; $p < 0,01$), og gennem 1980-erne var det generelle billede et bestandsniveau væsentligt under 1970-ernes, dog med store udsving fra år til år. Efter indførelsen af den ændrede slusedrift i 1991 er der tilsyneladende sket en øgning i bestandsniveauet, primært fordi forårsbestanden er gået frem (Fig. 34).

Sammenhæng med miljøforhold

Der ses ikke at være nogle klare sammenhænge med miljøfaktorer (jf. Tabel 11).

Diskussion

At bestanden øgedes efter etableringen af Virksunddæmningen, skyldtes ikke kun overgangen til ferskvand, men måske i lige så høj grad også oprettelsen af vildtreservatet året efter. Men det ser ud til, at bestandsniveauet toppede samtidig med kulminationen i rankegrøden.

Om den stigning, som skete i forbindelse med ændringen i slusedriften, er midlertidig eller et udtryk for de generelle svingninger, man ser i bestanden, er det endnu for tidligt at udtale sig om.

Men de manglende sammenhænge med miljøfaktorerne tyder ikke på, at pibeanden endnu har udvist respons på vegetationsforandringerne, måske fordi mængden af planter stadig er for lille og ikke kan nås af pibeænderne.

5.13 Skeand *Anas clypeata*

Habitat og føde

Skeand forekommer hyppigst i beskyttede lavvandede salt- og brakvandsområder på gennemtræk forår og efterår. Føden indtages ved at filtrere fytoplankton samt smådyr og frø fra vandilade og mudderbund (Cramp & Simmons 1980). Den træffes ynglende på strandenge og i vegetationsrige søer og brakvandsfjorde.

Fænologi

Skeanden forekommer på gennemtræk i august-november (Fig. 35). Mere uregelmæssigt og mindre talrigt ses den på forårstræk, ligesom den i år med milde vintre kan træffes året rundt. Der har i 1970-erne været en mindre ynglebestand, men status idag er ukendt.

Bestandsudvikling

Bestandsniveauet nåede sit maksimum i første halvdel af 1970-erne med det højeste antal på 1540 fugle i september 1971 (Fig. 35). Derefter skete et voldsomt fald i antallet, og forekomsten blev mere uregelmæssig og med store udsving i det årlige antal men med efterårs- eller sommermaksimum på mindst 400 fugle. Efter midten af 1980-erne reduceredes antallet yderligere, og siden er højst set 86 fugle. Nedgangen har således været signifikant

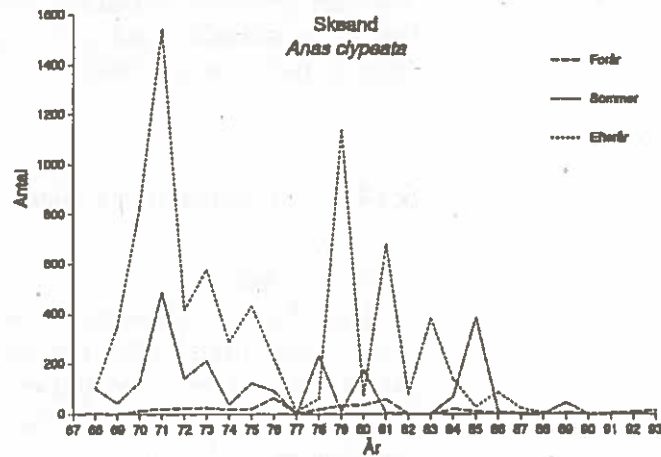
($r_s = -0,487$, $p < 0,05$), og ændringen i slusedriften har ikke forbedret forholdene for skeanden, der nu er det laveste i undersøgelsesperioden (Fig. 36).

Sammenhæng med miljøforhold

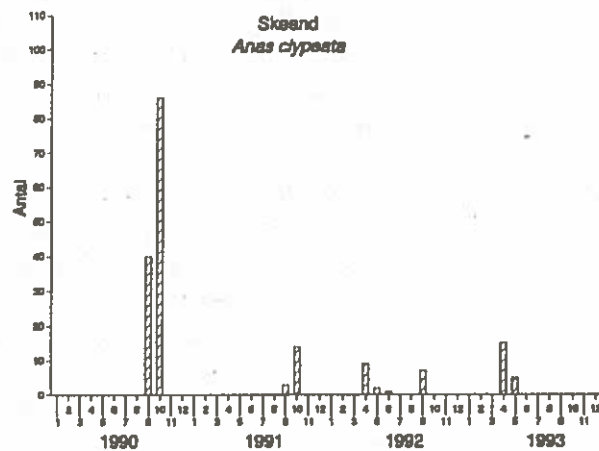
Der ses at være signifikant negativ sammenhæng mellem antallet af skeænder og mængden af suspenderet materiale (Pearson $r = -0,8041$, $p < 0,01$ (suspenderet, årsgennemsnit, se Tabel 11)).

Diskussion

De store fluktuationer i bestanden kan ses i relation til svingninger i fødegrundlaget, som overvejende består af planktoniske organismer. Viborg amts undersøgelser viser, at der forekommer store svingninger i tætheden af planktoniske dyr og alger (Viborg Amt 1982b, 1982c, 1985, 1986d, 1992, 1993).



Figur 35. Udviklingen i bestanden af Skeand i perioden 1967-93 angivet ved maksimale forekomst. Optællingsperioderne fremgår af Tabel 6.



Figur 36. Månedlig forekomst af Skeand i perioden 1990-93. Hvor mere end én månedlig tælling foreligger, er gennemsnittet benyttet.

Stigningen i bestanden i starten af undersøgelsesperioden skal ses i sammenhæng med dels den gunstige effekt slusen i begyndelsen havde på fjordens miljø, dels oprettelsen af vildtreservatet. Med den øgede eutrofiering ændredes fødegrundlaget igen til ugunst for skeanden, hvilket kan forklare den uregelmæssige forekomst.

Sammenhængen mellem nedgang i suspenderet materiale i sommerperioden (jf. Tabel 11) og et øget antal skeænder har måske været udtryk for en græsningseffekt af dyreplankton. Der er således set flere eksempler på, at store mængder dyreplankton udvikledes efter perioder med iltsvind, der forårsagede at dyreplanktonets naturlige fjender, fiskene, forsvandt (f.eks. Viborg Amt 1986d). Dyreplanktonet blev derved i stand til at nedgræsse de planktoniske alger fuldstændigt og reducerede dermed mængden af suspenderet materiale, men udgjorde samtidig en vigtig fødekilde for skeanden.

Nedgangen i bestanden, som er registreret i Hjarbæk Fjord, følger ikke det generelle udviklingsmønster, der giver indtryk af stabilitet og eventuelt mindre fremgang gennem 1980-erne (Meltofte & Fjeldså 1989, Olsen 1992).

5.14 Taffeland *Aythya ferina*

Habitat og føde

Taffeland er en udpræget ferskvandsdykand, som yngler i søer og moser, men i træktiden træffes den i beskyttede brak- og saltvandsområder. Den har en varieret kost bestående af både submerse planter og animalsk føde i form af muslinger, snegle, insekter m.v., der samles på lavt vand (Madsen 1954, Cramp & Simmons 1980).

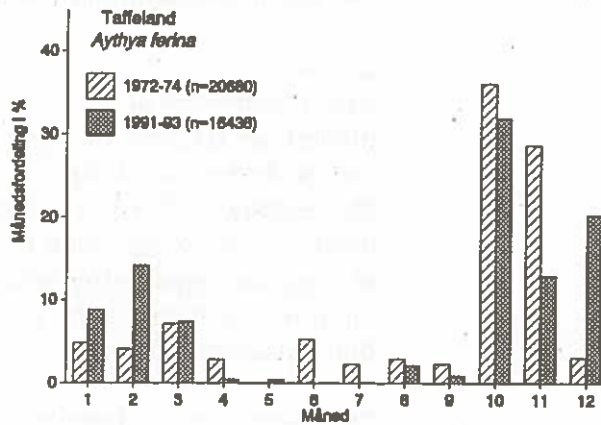
Fænologi

Den kan træffes året rundt i fjorden, men talrigst under efterårstrækket (Fig. 37). Opbygningen i bestanden sker i oktober, og afhængigt af vinterens streghed, ses den, omend i lavere antal, frem til april. Tidligere lå der også fældende fugle i juni-juli (Jepsen 1978), men det ses ikke længere. Arten yngler muligvis uregelmæssigt i fjorden.

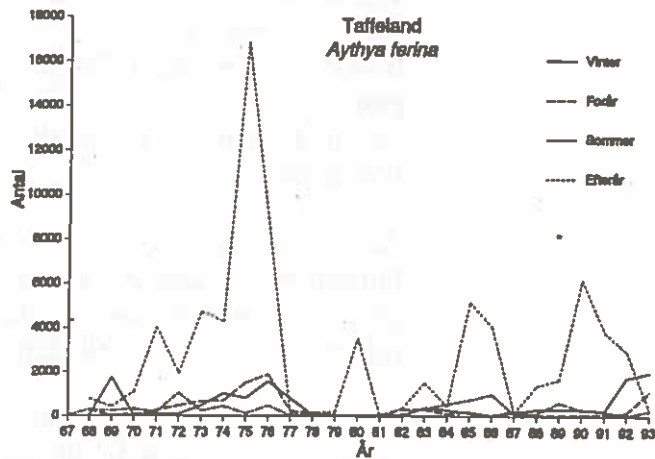
Bestandsudvikling

Arten optræder regelmæssigt, men i et meget svingende antal i undersøgelsesperioden (Fig. 38). Der skete efter etableringen af dæmningen og oprettelsen af vildtreservatet en opbygning af især efterårsbestanden frem til kulminationen på 16900 fugle i oktober 1975. Herefter skete et voldsomt fald, og først i midten af 1980-erne blev der igen set fugle i et antal, som i begyndelsen af 1970-erne.

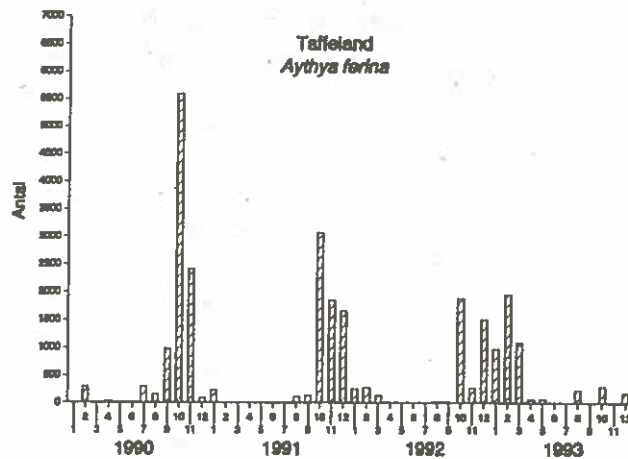
I forbindelse med ændringen i slusedriften i 1991 skete der igen en reduktion i bestandsniveauet (Fig. 39).



Figur 37. Den relative forekomst året igennem af Taffeland i 1972-74 sammenlignet med 1991-93. Fordelingen er fremstillet på grundlag af det gennemsnitlige månedlige antal fugle i de to perioder.



Figur 38. Udviklingen i bestanden af Taffeland i perioden 1967-93 angivet ved maksimale forekomst. Optællingsperioderne fremgår af Tabel 6.



Figur 39. Månedlig forekomst af Taffeland i perioden 1990-93. Hvor mere end én månedlig tælling foreligger, er gennemsnittet benyttet.

Sammenhæng med miljøforhold

Der ses ingen sammenhænge med de foreliggende miljødata.

Diskussion

Arten formodes primært at benytte fjorden som dagrasteplads mellem de natlige fourageringstræk til søer og moser i omegnen. Det er derfor vanskeligt at forklare det voldsomme fald i efterårsbestanden efter midten af 1970-erne som en reaktion på ændrede miljøforhold. Men en forklaring kan være, at den foruden at dagraste, også udnyttede fjordens fødeudbud i form af bl.a. vandaks og snegle, som i efteråret udgør en væsentlig del af føden (Madsen 1954).

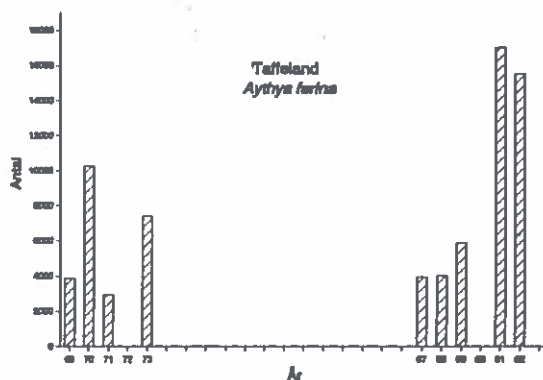
Der skete netop i årene efter etableringen af dæmningen en opblomstring af bundvegetationen, men den accelererende eutrofiering betød, at både artsantal og tæthed af bunddyr og planter igen reduceredes gennem 1970-erne (Viborg Amt 1982e).

Først i midten af 1980-erne blev der igen set fugle i et antal, som i starten af 1970-erne. Reduktionen som igen indtraf derefter, kan være en effekt af de hårde vintre midt i 1980-erne, for siden er bestanden igen øget. Det kan også have været et udtryk for en generel nedgang i bestanden. Koskimies (1993) vurderer således, at ynglebestanden på nordisk plan gennem 1980-erne har været i tilbagegang.

At arten tidligere også, i det mindste periodevis, har benyttet fjorden til fouragering ses af, at der lå fældende fugle i sommerperioden (Fig. 37). Det ses ikke længere, hvilket kan være et udtryk for et for ustabil fødegrundlag til de fældende fugle.

Det er vanskeligt umiddelbart at se ændringen i slusedriften som årsag til den fornyede tilbagegang i 1990-erne, da arten forekommer i et meget varierende antal gennem undersøgelsesperioden.

Midvintertællingerne som er foretaget i 1969-1973 og 1987-1992 (DMU unpubl.) viser da også, at svingningerne i vinterbestanden, der raster i Hjarbæk Fjord, ret nøje følger de svingninger, som bestanden udviser på landsplan (jf. Fig. 38 og Fig. 40).



Figur 40. Antal taffelænder optalt ved midvintertællingerne i hele landet i 1969-73 og 1987-92 (DMU unpubl.).

5.15 Troidand *Aythya fuligula*

Habitat og føde

Troidand er en Ferskvandsdykand, som yngler i næringsrige søer. I træktiden træffes den dagrastende i store tal i søer, hvorfra den flyver ud på natfouragering i marine områder. Den træffes også talrigt i brak- og saltvandsområder langs beskyttede kyster. Føden består hovedsageligt af bundlevende dyr som snegle og muslinger, der tages på lavt vand primært i saltvand (Madsen 1954, Cramp & Simmons 1980).

Fænologi

Troidanden forekommer året igennem i fjorden, men i størst tal om efteråret (Fig. 41). Bestandsopbygningen sker i oktober, og de fleste fugle forlader igen fjorden i løbet af november. Tidligt på foråret træffes den igen på vej tilbage mod ynglepladserne. Der opholder sig et mindre men varierende antal fældende fugle i fjorden sommeren igennem.

Bestandsudvikling

Fordelingen af troidænder i undersøgelsesperioden fremgår af Fig. 42. Allerede før dæmningen etableredes havde troidanden sandsynligvis benyttet fjorden som rastelokalitet i træktiden. Alligevel skete der tilsyneladende en opbygning i efterårsbestanden efter etableringen af dæmningen (maksimale antal på 10600 fugle i november 1969), hvorefter den er forekommet i et meget varierende, men aftagende antal gennem resten af undersøgelsesperioden ($r_s = -0,538$, $p < 0,01$).

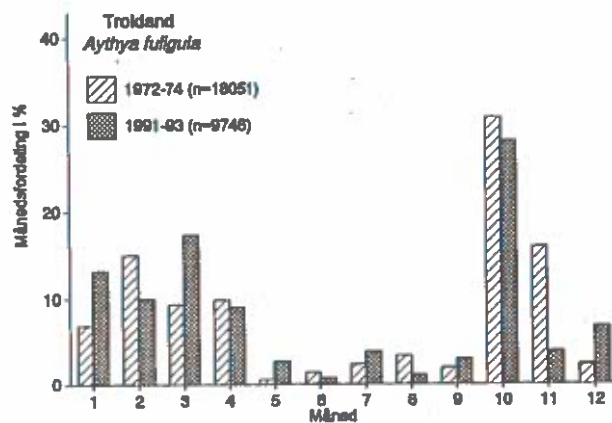
Også de forårsrastende fugle forekommer i varierende antal, men i modsætning til om efteråret er antallet relativt stabilt (Fig. 42).

Der opbyggedes i årene efter opførelsen af dæmningen en mindre bestand af oversomrende, fældende fugle. Den nåede sit maksimum i første halvdel af 1970-erne. Efter en nedgangsperiode gennem sidste halvdel af 1970-erne og begyndelsen af 1980-erne er den tilsyneladende igen blevet hyppigere omend mere ustabil optrædende.

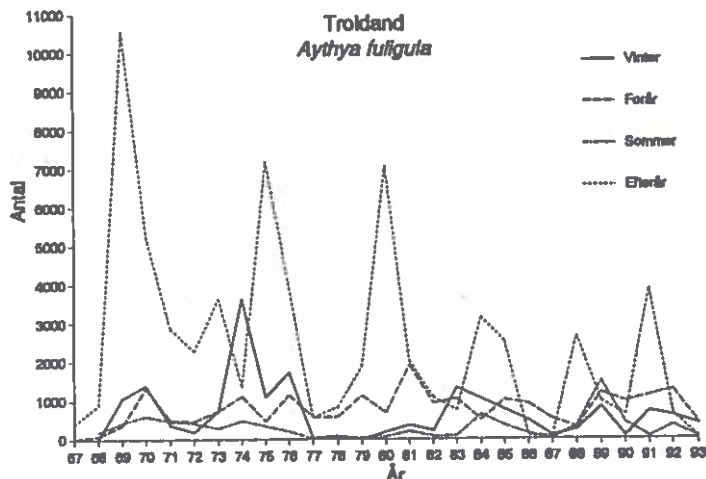
Ændringen af slusedriften ses ikke umiddelbart at have nogen positiv effekt på bestanden, selv om der i efteråret 1991 konstateredes et større antal rastende fugle end i de umiddelbart forudgående år (Fig. 43). Året efter faldt antallet igen, hvilket resulterede i det foreløbigt laveste antal troidænder i undersøgelsesperioden.

Sammenhæng med miljøforhold

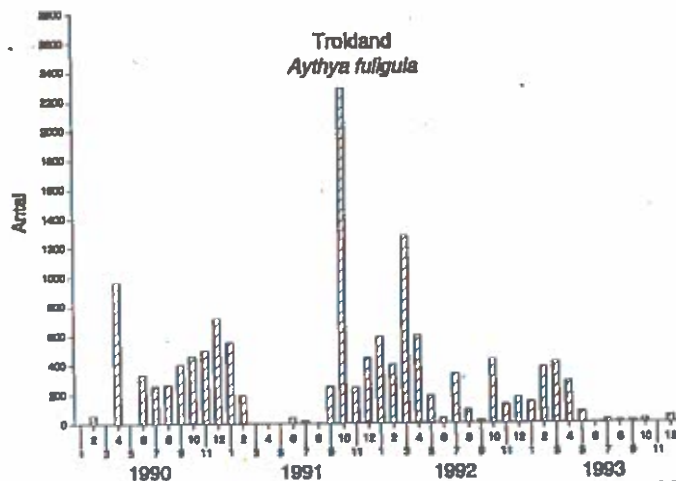
Der er en signifikant sammenhæng mellem gennemsnittigheden i fjorden og antallet af rastende troidænder (Pearson $r = 0,9642$, $p < 0,001$) og flere andre miljøparametre (se Tabel 11).



Figur 41. Den relative forekomst året igennem af Troidand i 1972-74 sammenlignet med 1991-93. Fordelingen er fremstillet på grundlag af det gennemsnitlige månedlige antal fugle i de to perioder.



Figur 42. Udviklingen i bestanden af Troidand i perioden 1967-93 angivet ved maksimale forekomst. Optællingsperioderne fremgår af Tabel 6.



Figur 43. Månedlig forekomst af Troidand i perioden 1990-93. Hvor mere end én månedlig tælling foreligger, er gennemsnittet benyttet.

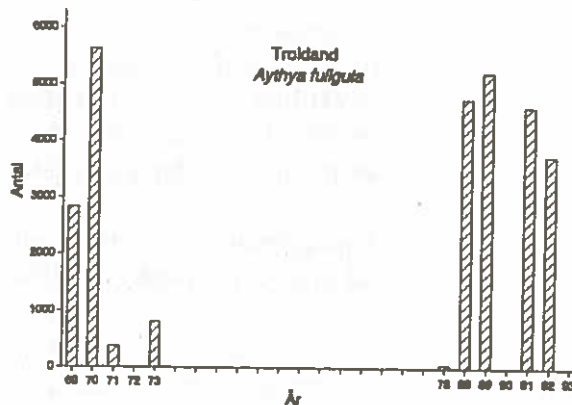
Diskussion

Det var forventet, at troldanden primært benyttede fjorden til dagrasteplads, men sammenhængen mellem miljøforhold og antallet af rastende troldænder (jf. Tabel 11) i fjorden antyder, at den måske også benytter fjorden til fourageringsområde. Alligevel er sammenhængen ikke umiddelbart forklarlig, idet Troldanden primært er natfouragerende og derfor uafhængig af anvendelse af synet.

Ændringen fra salt til ferskt miljø gav fødegrundlag i form af snegle og insekter for fældende troldænder. Den opbygning, som skete frem til midten af 1970-erne, kan være et udtryk herfor. Forholdene er herefter igen blevet forringet, hvorfor arten igen reduceredes i antal og senere har optrådt ustabil.

Årstotalerne i Hjarbæk Fjord er lavere i 1990-erne, end de var i 1970-erne, hvorimod midvintertællingerne fra Limfjorden viser, at der har været en generel stigning i Limfjordens overvintrende bestand (Fig. 44, DMU upubl.).

Udsvingene gennem 1980-erne kan, foruden af de ustabile miljøforhold og fødeudbud, være influeret af de kolde vintre i perioden.



Figur 44. Antal troldænder optalt ved midvintertællingerne i Limfjorden excl. Hjarbæk Fjord i 1969-73 og 1987-92 (DMU upubl.).

5.16 Bjergand *Aythya marila*

Habitat og føde

Bjergand optræder på gennemtræk i Danmark i de indre lavvandede farvande, oftest i store flokke i nogen afstand fra kysten. Dens føde består næsten udelukkende af muslinger og sneglesom, samles på relativt lavt vand (Madsen 1954).

Fænologi

Bjerganden forekommer året igennem, men med størst antal i vinterhalvåret. Flest ses på forårs- og efterårstræk, men i milde vintre kan den optræde talrigt vinteren igennem (Fig. 45). Et mindre antal kunne tidligere ses fældende i sommerperioden (Jepsen 1978), men det ses ikke længere.

Bestandsudvikling

Før etableringen af dæmningen var bjerganden efter sigende den hyppigst forekommende dykand i fjorden om efteråret (Jepsen 1978). Efter etableringen af dæmningen reduceredes antallet, og efter midten af 1970-erne træffes den kun uregelmæssigt og som oftest fåtalligt (Fig. 46). Ændringen i slusedriften i 1991 har ingen umiddelbar effekt på antallet af rastende bjergænder (Fig. 47).

Sammenhæng med miljøforhold

Der er ingen umiddelbart forklarlige sammenhænge med miljøforholdene (se dog Tabel 11).

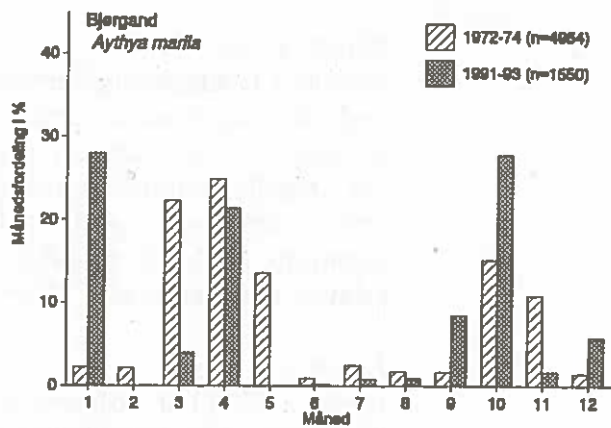
Diskussion

Da bjerganden foretrækker salt- og brakvandsområder (Joensen 1974) bl.a. på grund af dens krav til fødeudbuddet, som primært består af blåmuslinger (Madsen 1954), måtte en nedgang efter ændringen til ferskvandstilstanden forventes.

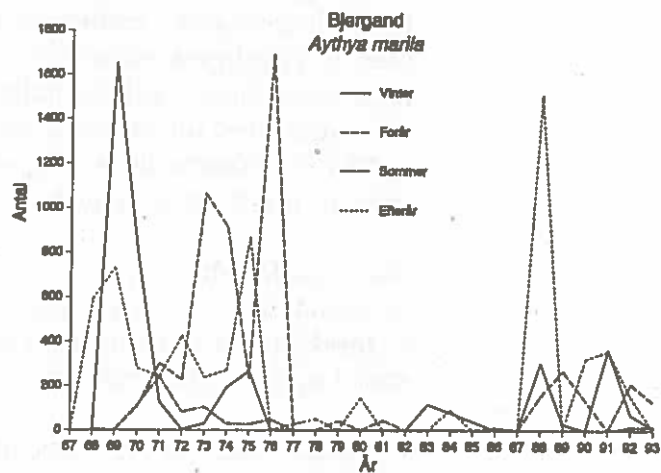
Tilsvarende kunne forventes, at den igen ville indfinde sig i større tal efter ændringen af slusedriften i 1991.

Det har kun til en vis grad været tilfældet. Det så i starten ud til, at den optrådte - omend fåtalligt - mere stabilt end i den forudgående periode (Fig. 46). Men i 1993 er bestanden atter på retur (Fig. 47), måske som følge af et endnu ustabil fjordmiljø.

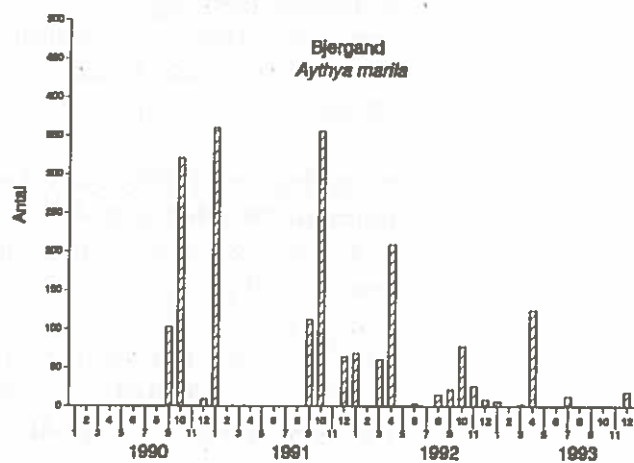
Nedgangen i bestanden kan i nogen grad ses som et udtryk for en generel nedgang i de rastende bestande, hvilket et lavere antal fugle ved midvintertællingerne i 1987-1992 i forhold til 1969-1973 tyder på (DMU upubl.).



Figur 45. Den relative forekomst året igennem af Bjergand i 1972-74 sammenlignet med 1991-93. Fordelingen er fremstillet på grundlag af det gennemsnitlige månedlige antal fugle i de to perioder.



Figur 46. Udviklingen i bestanden af Bjergand i perioden 1967-93 angivet ved maksimale forekomst. Optællingsperioderne fremgår af Tabel 6.



Figur 47. Månedlig forekomst af Bjergand i perioden 1990-93. Hvor mere end én månedlig tælling foreligger, er gennemsnittet benyttet.

5.17 Hvinand *Bucephala clangula*

Habitat og føde

Hvinand forekommer i træktiden udbredt i ferskvand og lavvandede salt- og brakvandsområder, oftest i småflokke. Dens føde er overvejende animalsk og består af en righoldig sammensat menu, der afspejler udbuddet af fødeemner i form af invertebrater og småfisk (bl.a. Madsen 1954, Nilsson 1969, Jepsen 1976, Cramp & Simmons 1980, Bianki 1992 og denne unders.). Føden tages på relativt lavt vand, som oftest på 1-3 m.

Fænologi

Jepsen (1978) har tidligere beskrevet trækkets fænologi. Den forekommer året igennem i fjorden, men kulminerer i august-november og januar-marts (Fig. 48).

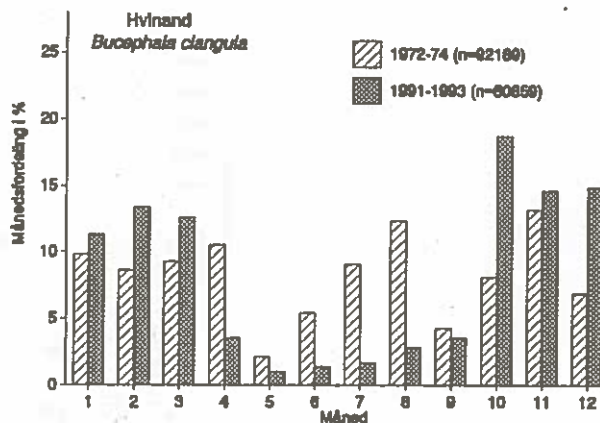
I juli begynder en opbygning i bestanden, når fældefuglene ankommer (Jepsen 1973b, 1976). Tidligere taltes et antal på 2000-4500 fugle, som foretog svingfjersfældning, men det sker nu i langt ringere antal. Fældende fugle ses helt frem til oktober. Der sker en yderligere stigning i antallet af rastende fugle i august, men i september falder antallet for igen at stige i oktober. Arten er følsom over for vinterkulde og ses derfor i meget varierende antal i vintermånederne (Fig. 49), men forbliver ellers i fjorden frem til marts-april måned.

Bestandsudvikling

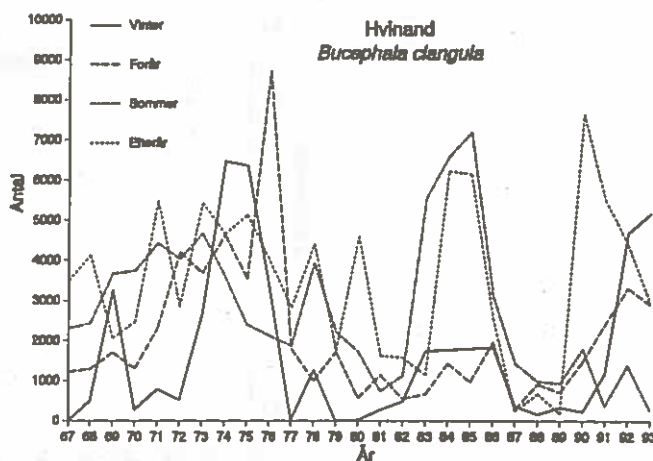
Hvinanden er den hyppigst forekommende dykand i fjorden. Den er forekommet regelmæssigt gennem hele undersøgelsesperioden, men i meget varierende antal.

Der vides kun lidt om dens status i fjorden før etableringen af dæmningen, men Ferdinand (1971) opgiver et antal på 1000 fugle i 1960. Der skete i årene efter etableringen af dæmningen en øgning i årstotalen af rastende hvinænder frem til 1974-1975 (Tabel 5). Herefter skete et fald, der fortsatte frem til 1981-1982, hvorefter det afløstes af en brat stigning. I 1986 reduceredes bestanden igen, og nåede i 1988 det laveste i undersøgelsesperioden. I 1990 var bestandsniveauet igen som sidst i 1970-erne, et niveau, som har holdt sig efter ændringen i slusedriften (Fig. 50); dog ses om sommeren væsentligt færre fugle end dengang.

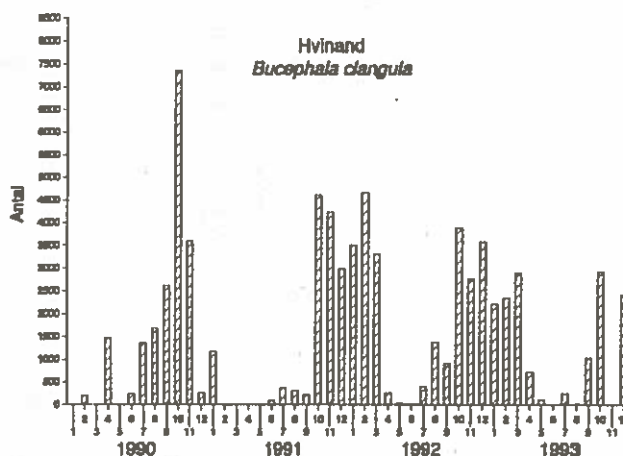
Svingningerne i årstotalen dækker over store variationer i antallet igennem sæsonen (Fig. 49). Efterårsbestanden har i hele perioden undergået meget store udsving fra år til år uden nogen tydelig tendens. Til gengæld er vinter-, forårs- og sommerbestanden reduceret efter 1975. Dog øgedes vinter- og forårsbestanden i 1992-1993 igen mærkbart. Sommerbestanden derimod udviser kun i 1984-1986 en kortvarig voldsom stigning, hvorefter faldet fortsætter gennem resten af undersøgelsesperioden.



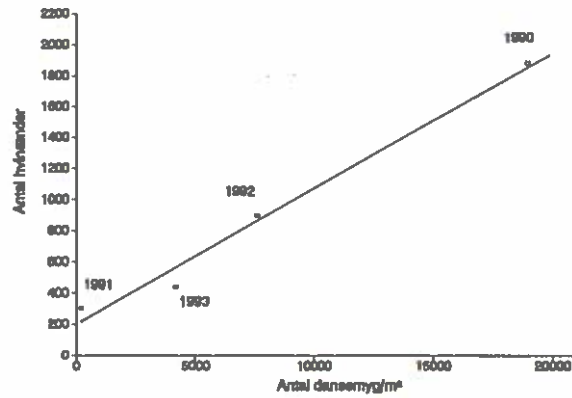
Figur 48. Den relative forekomst året igennem af Hvinand i 1972-74 sammenlignet med 1991-93. Fordelingen er fremstillet på grundlag af det gennemsnitlige månedlige antal fugle i de to perioder.



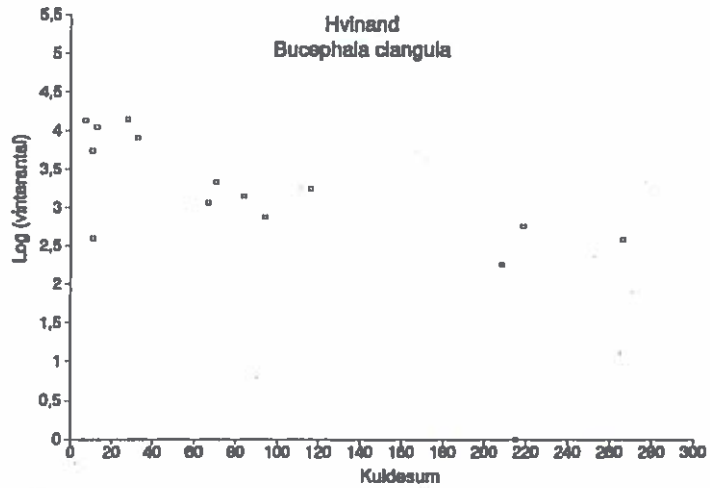
Figur 49. Udviklingen i bestanden af Hvinand i perioden 1967-93 angivet ved maksimale forekomst. Optællingsperioderne fremgår af Tabel 6.



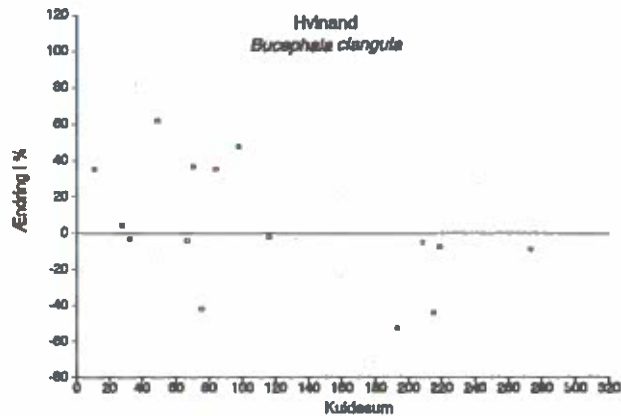
Figur 50. Månedlig forekomst af Hvinand i perioden 1990-93. Hvor mere end én månedlig tælling foreligger, er gennemsnittet benyttet.



Figur 51. Relationen mellem antallet af hvinænder i juli-september 1990-93 og tætheden af myggelarver i sommerperioden.



Figur 52. Vinterkuldens (målt som kuldesummen) indflydelse på antallet af overvintrende Hvinænder i Hjarbæk Fjord.



Figur 53. Sammenhæng mellem kuldesum (jf. Afsnit 4) og ændring i årstotal (excl. december-februar antal) hos Hvinand på året før og efter vinteren. Middelkuldesummen=100°C.

Sammenhæng med miljøforhold

Der ses kun i ringe grad at være sammenhænge mellem antallet af fugle og miljøfaktorerne. Der ses dog en relation til sigtddybden (Pearson $r=0,7425$, $p<0,05$).

Ligeledes ses at være en signifikant sammenhæng mellem tætheden af myggelarver i Hjarbæk Fjord og antallet af hvinænder talt i perioden juli-september 1990-1993 ($r_s=0,992$, $p<0,01$), Fig. 51).

Diskussion

Hjarbæk Fjord er den vigtigste rastelokalitet for hvinanden i Danmark, en status som nu måske er ændret. Selv om arten gennem hele undersøgelsesperioden har forekommet i meget varierende antal, har tendensen været faldende (Fig. 49), hvilket er fortsat gennem 1990-erne efter slusedriftens ændring (Fig. 50).

Det er vanskeligt at udpege enkeltfaktorer som årsag til ændringerne i antallet af rastende hvinænder, men bl.a. de nedenfor nævnte forhold indvirker på forskellig vis.

Oprettelsen af reservatet i 1967 betød, at jagten og dermed en væsentlig forstyrrelseskilde fjernedes fra fjorden i efterårsperioden. I efteråret blev derfor ofte set et influx af fugle i forbindelse med jagtstarten (Jepsen 1978).

Øgningen frem til 1974-1976 må ses som et resultat af overgangen til ferskvandsfauna med større udbud af insekter og snegle, der er hvinandens foretrukne fødeemner i ferskvand. Imidlertid resulterer den øgede næringssaltbelastning i, at fødekædestrukturen bliver ustabil. Det er muligvis forklaringen på den drastiske tilbagegang, som ses i samme periode.

Stigningen i sommer- og efterårsantallet i perioden 1983-1985 skal efter alt at dømme ses i sammenhæng med, at slusen repareres (Viborg Amt 1986g), hvorefter der ikke længere trænger saltvand ind. Miljøet bliver derfor permanent ferskt og måske mere stabilt. Udsætning af fiskeyngel i 1984 og 1985 kan også have haft en gunstig effekt på bestanden (Viborg Amt 1986g), idet den kan have udgjort en ekstra føderessource.

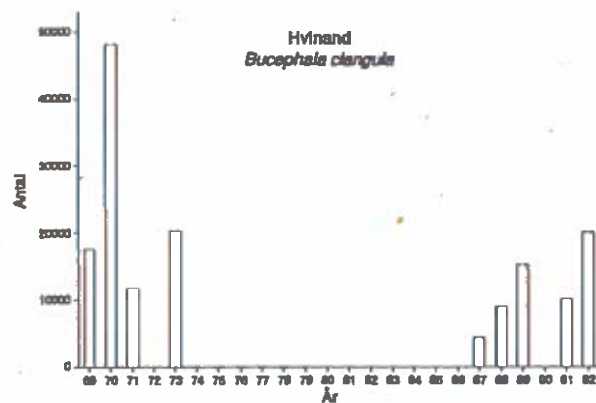
Vejrforholdene spiller ind på antallet af fugle i fjorden. Foruden at påvirke antallet af overvintrende fugle (Fig. 52) ses vinterkulden ligeledes at have en effekt på det efterfølgende års antal (Fig. 53), samme effekt som kunne ses på knopsvanebestanden (se Fig. 17).

Det relativt store fald i årstotalen efter vinteren 1980/81, som ikke var specielt kold (jf. Tabel 2), er ikke umiddelbart forklarlig, men skete i en periode, hvor bestanden gennem længere tid havde været i tilbagegang.

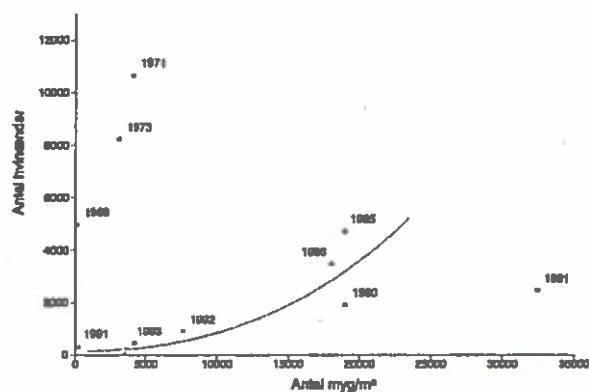
Der ses kun i mindre grad at være overensstemmelse mellem antallet af fugle talt i Limfjorden ved DMUs vinterfugletællinger og antallet i Hjarbæk Fjord (Tabel 5, Fig. 54). Det tyder på, at

arten har alternative rasteplasser i Limfjorden, og intet tyder på, at den er blevet mindre talrig i området i undersøgelsesperioden, selv om den har været til stede i et meget varierende antal.

Efter 1991 ses ikke kun talmæssigt, men også relativt færre fugle i sommerperioden end i 1970-erne (Fig. 48). Årsagen til at fældefuglene udebliver kan være mangel på føde eller for ustabil fødetilgang i perioden, hvor fuglene ikke er i stand til at flyve. Nedgangen i sommerperioden gennem 1990-erne kan relateres direkte til tætheden af chironomider, som gennem de senere år har udgjort artens føde (jf. fig 51; se også afsnittet om maveundersøgelsen). Der har enten ikke indfundet sig egnede eller tilstrækkelige mængder af alternative byttedyr på nuværende tidspunkt efter ændringen fra fersk- til saltvand.



Figur 54. Antal hvinænder optalt ved midvintertællingerne i Limfjorden excl. Hjarbæk Fjord i 1969-73 og 1987-92 (DMU upubl.).



Figur 55. Relationen mellem antal hvinænder og tætheden af myggelarver i perioden 1967-93. Lige efter etableringen af dæmningen var der større uafhængighed af myggelarver (for yderligere forklaring se tekst).

At sammenhængene ikke altid er så enkle, ses af Fig. 55, hvor antallet af hvinænder og tætheden af myggelarver er vist for alle de foreliggende oplysninger i undersøgelsesperioden. At der ikke ses samme relationer i 1970-erne, kan - foruden forskelle ved prøvetagningen (bl.a. ændret sigtestørrelse) - skyldes, at der tidligere fandtes en større variation i mængden af bunddyr og dermed fødeemner for hvinanden (Jepsen 1978, Viborg Amt 1982d). Noget tyder dog på, at hvinanden faktisk har ændret fødevaner gennem undersøgelsesperioden. Den er i takt med forværringen i miljøforholdene blevet stadig mere afhængig af myggelarver. Hvis man alene sammenligner observationer fra 1981-1993, ses der at være en signifikant sammenhæng mellem tætheden af myg og antallet af hvinænder, idet antallet vokser eksponentielt med tætheden af myg ($r_s=0,863$, $p<0,05$; se også næste afsnit).

Den umiddelbare forklaring på sammenhængen mellem antal hvinænder og den gennemsnitlige årlige sigtedybde kan være, at fuglene til dels benytter synet under fødesøgningen. At det kun i et vist omfang er tilfældet, ses af den i øvrigt manglende sammenhæng med miljøfaktorerne. Samtidig ernærer den sig af et bytte, hvis hyppighed er relativt uafhængig af de fleste miljøparametre under ustabile ferskvandsforhold.

Såfremt der indtræder stabile forhold i fjorden igen efter ændringen i slusedriften, må det formodes, at Hvinanden fortsat vil benytte fjorden som rasteplass, omend i et lavere antal end under ferskvandsperiodens kulmination.

5.17.1 Fødevalg hos Hvinand i Hjarbæk Fjord

Af de 131 maver var de 56 (42%) uden indhold af føde. De tomme maver udgjorde 46,7% af maverne, som indsamledes i 1990 og 1992, hvor føden domineredes af chironomider, men kun 25% af maverne, som indsamledes i 1991, hvor føden var domineret af mysider.

Indholdet af de resterende fremgår af Tabel 8. Som det ses, består føden i 1990 og 1992 næsten udelukkende af chironomider, mens den i 1991 består af mysider.

Et mål for forskelle på fuglenes kondition årene imellem er deres vægt. Da flere af fuglene var delvist ædt af måger ved indsamlingen eller var våde, var det ikke muligt at få en korrekt vægt på alle fuglene. Men på baggrund af de fugle der kunne vejes, viste det sig muligt at sætte kråsens vægt i relation til fuglens vægt ($r_s=0,784$, $p<<0,001$, $n=82$). Det blev derved inddirekte muligt at sammenligne fuglenes kondition.

Fugle fanget i november 1991 har signifikant lavere kråsevægt ($p<0,01$, $t=4,57$) end fugle fanget i samme periode 1990. Derimod var der ikke forskel på fugle fanget i perioden august-oktober 1992 og fugle fanget i samme periode i 1990.

Tabel 7. Fordeling af antal af Hvinænder undersøgt for fødevalg.

	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dec.	I alt
1990	30	8	4	18		60
1991				23	2	25
1992	33	6	10		49	
Sum	63	14	14	41	2	134

Tabel 8. Antal og %-fordeling af fødeemner i spiserøret fra 95 Hvinænder. Yderligere 46 maver indeholdt ingen føde.

	Dansemyg	Mysider	Musling	Snegl	Vårflue	Dafnie	Muslkreb	Frø	Blomknop	Andet	I ALT
1990 n	2003		1	11	10		1	1		2	2029
%	98,72	0,00	0,05	0,54	0,49	0,00	0,05	0,05	0,00	0,1	
1991 n	0	992	1	1			2	2			998
%	0,00	99,4	0,1	0,1	0,00	0,00	0,2	0,2	0,0	0,00	
1992 n	2544		28	49	12	2	14	17	1	10	2677
%	95,03	0,00	1,05	1,83	0,45	0,07	0,52	0,64	0,04	0,37	

Der blev ialt fundet 5704 fødeemner fordelt på mindst 10 forskellige fødeemner i de 75 spiserør, hvori der var føde, (Tabel 8). I 1990 og 1992 var chironomider den helt dominerende føde med henholdsvis mere end 98% og 95% af byttedyrene, mens det vægtmæssigt ligger på mere end 99%. Til føden er også medregnet enkelte snegle og muslinger, af arterne *Potamopyrgus jenkinsi*, *Hydrobia ulvae* og *Pisidium* sp., selv om nogle af dem sandsynligvis er indtaget som tomme skaller sammen med anden føde, idet flere af dem indeholdt sand. De udgør under alle omstændigheder både antalsmæssigt og volumenmæssigt en forsvindende lille del af føden. Alligevel ser der ud til at være flere forskellige arter i føden i 1992 i forhold til 1990, måske et udtryk for, at bundfaunaen er under bedring.

Diskussion

Der var forholdsvis mange tomme maver, hvilket kan skyldes indsamlingsmetoden. Ænderne kan være druknet i deres første forsøg på fødesøgning ved dagry efter at have ligget stille og rastet natten igennem. Det formodes, at chironomider er let fordøjelige og kun efterlader meget få og små ufordøjelige rester. Det underbygges af, at der i 1991 var forholdsvis færre maver uden føde. Men ofte kunne føden alene konstateres i form af, at der var hovedplade og øjne tilbage efter mysiderne.

At maverne var tomme, siger derfor intet om, at fuglene måske ikke kunne finde tilstrækkeligt med føde. Påfaldende var det dog, at Jepsen (1976) kun havde 9 tomme maver ud af 119 undersøgte fra Hjarbæk Fjord. Det kan skyldes, at fuglene dengang også indtog større byttedyr i form af fisk og større vandinsekter, der omsættes langsomt.

Foruden føde indeholdt maverne, hvad også Jepsen (1976) fandt, en varierende mængde af småsten, sand, silt o.l., som er blevet indtaget sammen med føden eller specifikt som kråseflint. Jepsens (1976) undersøgelse af fugle fra Hjarbæk Fjord blev gjort i perioden 1969-1973 og viste, at Hvinanden dengang havde en mere varieret kost end i dag. Det skal taget som udtryk for, at der dengang også var en rigere fauna i fjorden (jf. Jepsen 1978).

Sammenlignes fødens sammensætning dengang og nu, er der væsentlige forskelle. Der fandtes 0,6% fisk, 3,3% muslinger og snegle, 66,9% insekter og 2,7% plantedele. Men også dengang blev der fundet store forskelle i fødens kvantitative sammensætning fra år til år med insekter som det talrigeste fødeemne, mens vandlopper i 1972-1973 udgjorde et næsten lige så vigtigt bytte. Kvantitativt (vægt og volumen) havde fisk dog i perioden 1969-1973 en stadig større betydning på bekostning af især insekter, og udgjorde i 1973 ca 70% af fødens vægt.

I 1991 skete der et dramatisk skifte i føden, idet ændringen i slusedriften medførte et skifte fra en ferskvandssø til en brakvandsfjord med de deraf følgende ændringer i faunaens sammensætning. Det betød, at bundfaunaen blev stærkt reduceret (Viborg amt 1992), hvorfor Hvinanden det efterår hovedsageligt måtte ernære sig af krebsdyr. Mysider udgjorde ikke mindre end 99% af føden. Da mysider ikke var særligt udbredt i fjorden (Viborg Amt 1991), må hvinænderne enten have opsøgt dem aktivt, eller også må mysiderne have været talrige de steder, hvor de indsamlede hvinænder søgte deres føde.

At mysider til gengæld måske ikke var et profitabelt fødeemne, kan ses af det ringe antal fugle, som var i fjorden på det tidspunkt. Antagelsen underbygges af relationen mellem antallet af chironomider og antallet af hvinænder (jf. Fig. 51), samt af det forhold at fuglene i 1991 tilsyneladende var i en dårligere kondition end i de to andre år.

Sammenlignes indholdet af maverne med amtets undersøgelser af faunaen i Hjarbæk Fjord de pågældende år, ses kun en delvis overensstemmelse. De hyppigt forekommende arter af bunddyr genfindes i maverne på Hvinanden. Det mønster genkendes ikke i 1991, hvor mængden af bunddyr er reduceret voldsomt. I stedet findes mysider (*Neomysis*), som periodisk optræder hyppigt og udbredt i fjorden (Viborg Amt 1991).

Der er tidligere foretaget undersøgelser af Hvinandens fødevalg (f.eks. Madsen 1954, Olney & Mills 1963, Nilsson 1972 og Bianki 1992). De viser samstemmende, at Hvinanden er generalist og i

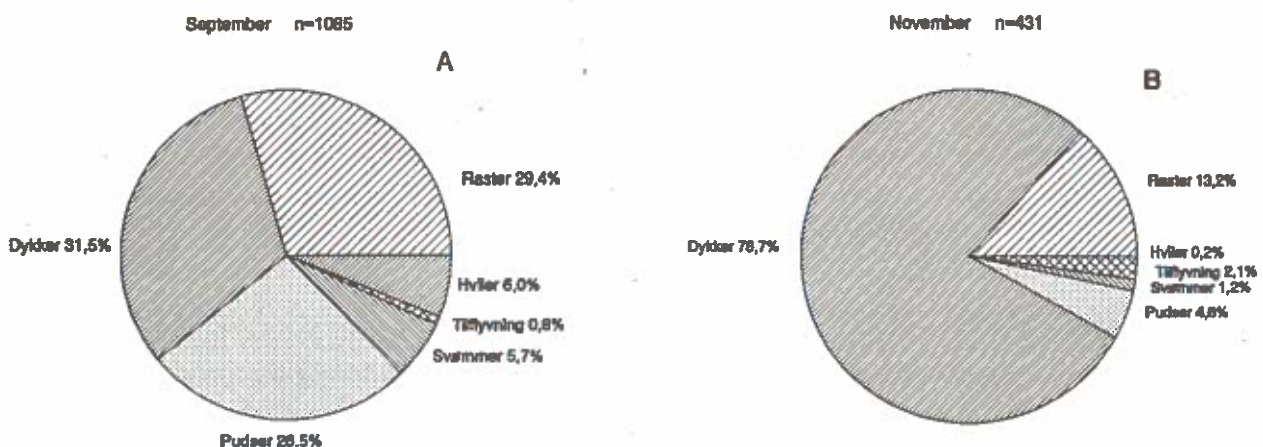
høj grad i stand til at tilpasse sit fødevalg til skiftende forhold. Den tager, hvad der til enhver tid er lettest tilgængeligt. Altså det samme mønster som ses i Hjarbæk Fjord.

At konditionen tilsyneladende er dårligere hos fuglene i 1991 end i året før og efter, kan have flere årsager. Mysider har måske ikke samme næringsværdi som chironomider, der har måske ikke været tilstrækkelig føde tilgængelig på grund af forskellig tæthed, eller måske kræver det mere energi at fange mysider. Der er den forskel på de to byttedyr, at mysiderne er aktivt svømmende, mens chironomiderne er mindre aktive. En dårligere fødesituation kan få den følge, at hvinænderne - i det mindste i en periode - må skifte fædningskvarter, indtil der indfinder sig en bedre egnet fødekilde.

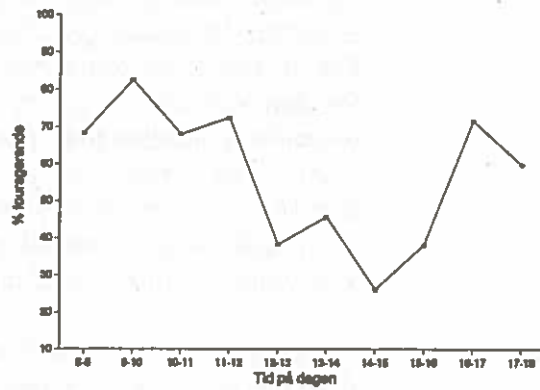
5.17.2 Tidsbudget for Hvinand i Hjarbæk Fjord

Aktivitetsmønstret blev undersøgt i henholdsvis september 1992 og 1993 (Fig. 56a) og november 1992 (Fig. 56b). Som det ses, benytter fuglene en signifikant større del af tiden til fødesøgning (dykning) i november end i september. Den øgede aktivitet med fødesøgning betød, at de andre reduceredes tilsvarende.

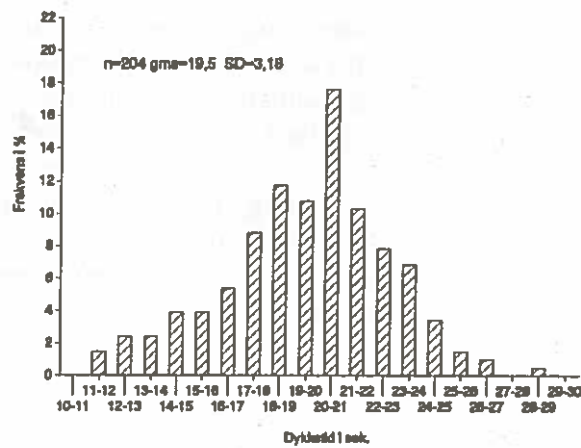
Fuglene i Hjarbæk Fjord udviste forskel i fourageringsaktiviteten gennem dagen (Fig. 57). Aktiviteten var størst om formiddagen og eftermiddagen, mens aktiviteten lå på et lavere niveau klokken 12-16. Den gennemsnitlige dykketid var på 19,5 sek., varierende fra 10 til 28 sek. (Fig. 58). Der ses ikke at være sammenhæng mellem længden af de mellemliggende pauser og dykkenes varighed (Fig. 59).



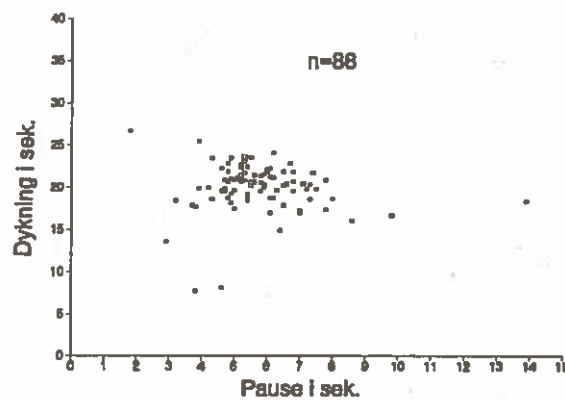
Figur 56. Aktivitetsbudget for Hvinand i henholdsvis september (A) og november (B).



Figur 57. Hvinandens fødesøgningsaktivitet i forhold til tidspunktet på dagen.



Figur 58. Dyketidens varighed hos Hvinand i Hjarbæk Fjord, september 1992.



Figur 59. Relation mellem dyketiden og den mellemliggende pause hos Hvinand i Hjarbæk Fjord.

Diskussion

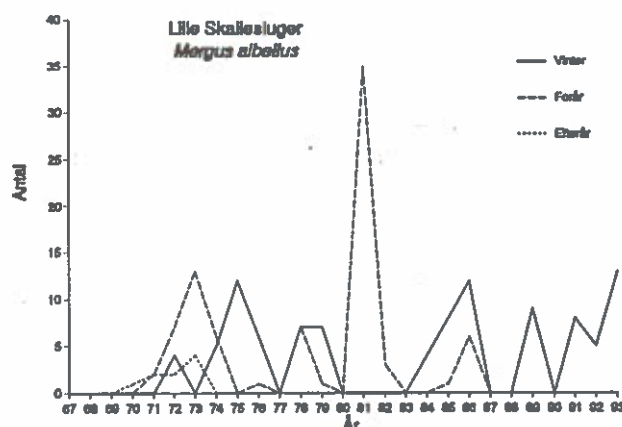
Da hvinanden er dagfouragerende, er den sandsynligvis mere eller mindre afhængig af synet i forbindelse med fourageringen. For at dække sit fødebehov, er den derfor nødt til at kompensere for den kortere dag gennem et højere aktivitetsniveau, hvilket er i overensstemmelse med observationer fra Sydsverige (Nilsson 1970). Han kunne også påvise, at der var en sammenhæng mellem faldende temperaturer og stigende fødesøgningsaktivitet. Men også ringere tæthed af byttedyr i november end i september kan være en mulig forklaring på den højere aktivitet.

Campbell & Milne (1977) kunne ved en undersøgelse i England ikke påvise forskel i fødesøgningsaktiviteten gennem året. Men her var der heller ingen begrænsning i fødemængden.

I modsætning til hvad der blev fundet af Nilsson (1970) og Campbell & Milne (1977), så var fourageringsaktiviteten i Hjarbæk Fjord størst om formiddagen og eftermiddagen og mindst midt på dagen.

Mester og Prünke (1966) fandt, at Hvinanden dykkede i gennemsnit 28 sekunder. Hunnerne dykkede i kortere tid (25,9 sek. i gennemsnit) end hannerne (29,9 sek. i gennemsnit). Dykketiden i Hjarbæk Fjord var således noget lavere.

Ydenberg (1988) kunne påvise, at længere dykninger efterfulgtes af længere pauser. At det ikke ses i Hjarbæk Fjord, kan skyldes, at dykketiden er relativ kort og derfor fysiologisk set ikke påvirker fuglene.



Figur 60. Udviklingen i bestanden af Lille Skallesluger i perioden 1967-93 angivet ved maksimale forekomst. Optællingsperioderne fremgår af Tabel 6.

5.18 Lille Skallesluger *Mergus albellus*

Habitat og føde

Lille Skallesluger optræder fåtalligt og spredt i søer og i beskyttede saltvandsområder. Føden består overvejende af småfisk (Cramp & Simmons 1980).

Fænologi

Ses fåtalligt og uregelmæssigt vinter og forår på gennemtræk i et antal af 1-13 fugle gennem undersøgelsesperioden med en enkelt undtagelse i marts 1981, hvor der blev talt 35.

Bestandsudvikling

Der skete en langsom opbygning af bestanden efter etableringen af dæmningen, men efter 1973 er arten blevet set uregelmæssigt men i et konstant antal (Fig. 60).

Sammenhæng med miljøforhold

Der er for få observationer til at sige noget om sammenhængen med miljøforholdene.

Diskussion

Der vides kun lidt om artens status gennem de senere år, men den ses oftest spredt i småflokke på maksimalt 20 fugle.

Ændringen i slusedriften vurderes ikke at få nævneværdig indflydelse på den overvintrende bestand.

5.19 Stor Skallesluger *Mergus merganser*

Habitat og føde

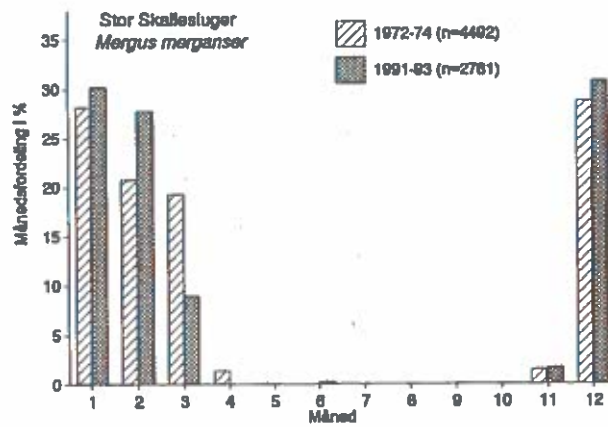
Stor Skallesluger forekommer udbredt i fersk- og brakvand i vinterhalvåret og søger først i issituationer ud til fjorde og beskyttede kyster. Føden består udelukkende af fisk og ofte af ål, som fanges på vanddybder på op til 4 m (Madsen 1957, Cramp & Simmons 1980).

Fænologi

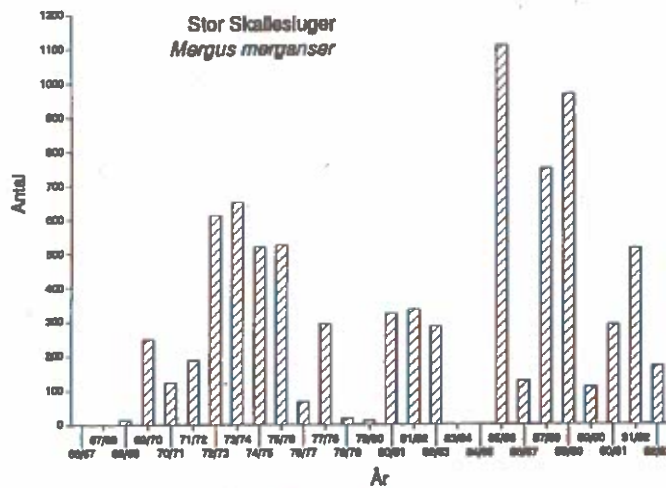
De første skalleslugere ses i december (Fig. 61), og i milde vintre forlades fjorden igen i marts måned. I perioden med isvintre fortrækker den dog i den koldeste tid, når fjorden er islagt.

Bestandsudvikling

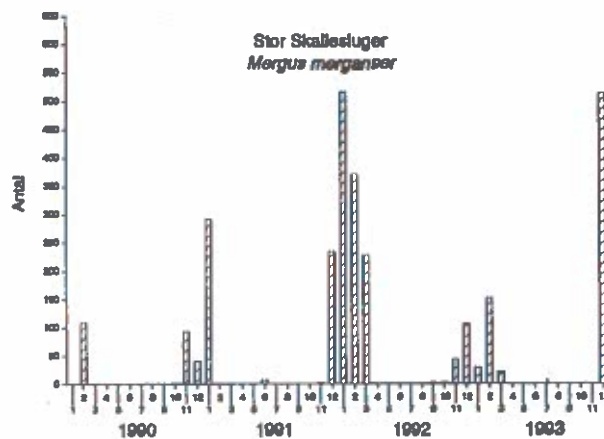
Arten forekommer årligt, men i meget varierende antal i undersøgelsesperioden (Fig. 62). Der skete i årene efter etableringen af dæmningen en opbygning i bestanden, som kulminerede i 1974-1976, og de højeste antal blev set i december 1975 (526 fugle) og marts 1976 (792 fugle). Herefter skete en brat nedgang i antallet, som derefter lå på et relativt stabilt, men lavt niveau frem til 1984. Herefter har den igen optrådt i et antal som midt i 1970-erne, og periodens højeste antal på 1109 fugle taltes i december 1985. Ændringen i slusedriften har ikke haft umiddelbare konsekvenser for bestanden (Fig. 63).



Figur 61. Den relative forekomst året igennem af Stor Skallesluger i 1972-74 sammenlignet med 1991-93. Fordelingen er fremstillet på grundlag af det gennemsnitlige månedlige antal fugle i de to perioder.



Figur 62. Vinterforekomsten af Stor Skallesluger i undersøgelsesperioden.



Figur 63. Månedlig forekomst af Stor Skallesluger i perioden 1990-93. Hvor mere end én månedlig tælling foreligger, er gennemsnittet benyttet.

Sammenhæng med miljøforhold

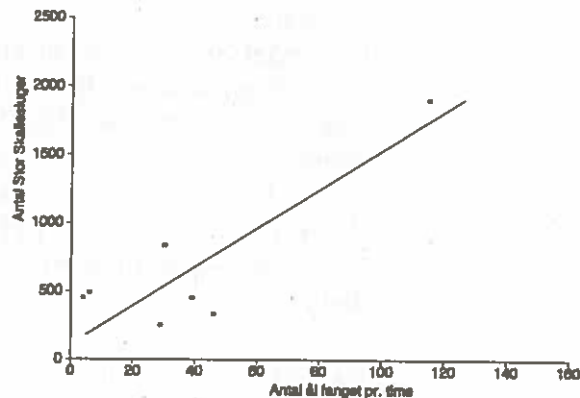
Der er ingen sammenhænge med miljøforholdene (Tabel 11), men på baggrund af de foreliggende oplysninger har det været muligt at relatere antallet af Stor Skallesluger til den ved forsøgsfiskeri fangne mængde ål (Fig. 64). Det ses heraf, at der er en signifikant sammenhæng mellem det antal Stor Skallesluger, som opsøgte fjorden for at raste, og den mængde ål - skalleslugerens hovedernæring - der var tilstede ($r_s=0,843$; $p<0,05$).

Diskussion

Opbygningen i bestanden skete i forbindelse med overgangen fra marint til ferskt miljø, som Stor Skallesluger foretrækker. I samme periode (1969-1973) sker der en øgning i bestanden af bl.a. ål (Jepsen 1978). Da skalleslugerens hovedernæring er ål (Madsen 1957), var det nærliggende at antage, at der var en sammenhæng her.

Fra 1980-erne foreligger kun sporadiske oplysninger af kvantitativ art om mængden af ål, men befiskninger viste dog, at der skete en voldsom reduktion i bestanden (Viborg Amt 1982f, 1986b og g).

Antagelsen underbygges af den voldsomme stigning, som kunne konstateres i bestanden efter 1984 (Fig. 62). Den kan ses i direkte sammenhæng med Viborg Amts udsætning af ål, idet man i 1984 udsatte 36000 og i 1985 15000 stk (Viborg Amt 1985, 1986a,g).



Figur 64. Relationen mellem årstotalen af Stor Skallesluger og dens primære fødeemne, Ål, fanget ved forsøgsfiskeri i Hjarbæk Fjord.

5.20 Toppet Skallesluger *Mergus serrator*

Habitat og føde

Toppet Skallesluger opholder sig året igennem primært i brak- og saltvandsområder i de indre danske farvande. Føden består af småfisk (primært kutling) og rejer, som tages på vanddybder på op til 3-5 m (Madsen 1957, Cramp & Simmons 1980).

Fænologi

Toppet Skallesluger kan træffes fåtalligt året rundt i fjorden. Hyppigst ses den om foråret (Fig. 65), mens den forekommer mere uregelmæssigt om efteråret. Enkelte par yngler ved fjorden.

Bestandsudvikling

Den optrådte talrigt i fjorden i starten af undersøgelsesperioden, men kulminerede allerede i 1968, hvor 320 fugle taltes i december (Fig. 66), hvorefter der indtrådte en voldsom nedgang. Efter midten af 1970-erne og frem til midten af 1980-erne blev den kun set spredt og meget fåtalligt.

I perioden 1986-1990 sker der en midlertidig opblomstring i bestanden med observationer på maksimum 300 fugle i august 1986. Den har ikke holdt sig efter ændringen i slusedriften, hvor niveauet igen er tilbage som omkring 1980 (Fig. 67).

Sammenhæng med miljøforhold

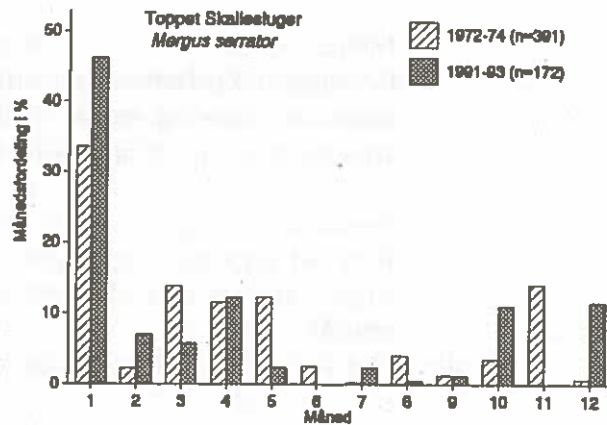
Der er ingen umiddelbart forklarlige sammenhænge med miljøforholdene (jf. Tabel 11).

Diskussion

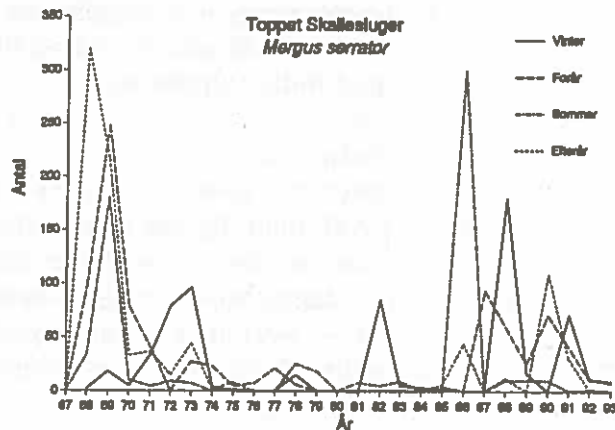
Da Toppet Skallesluger er en udpræget saltvandsart, er det sandsynligt, at den allerede før etableringen af dæmningen er forekommet i Hjarbæk Fjord. Derfor var fremgangen, som tilsyneladende skete efter etableringen af dæmningen, næppe reel. Derimod var nedgangen i bestanden umiddelbart herefter et udtryk for den ændring, der skete med bl.a. fiskefaunaen til ugunst for skalleslugeren som følge af overgangen til ferskvandstilstanden.

Der kan ikke umiddelbart gives nogen forklaring på fremgangen i bestanden i sidste halvdel af 1980-erne, men den kan måske skyldes, at det var en periode med et stort antal fisk under opvækst (Viborg Amt 1985, 1986a).

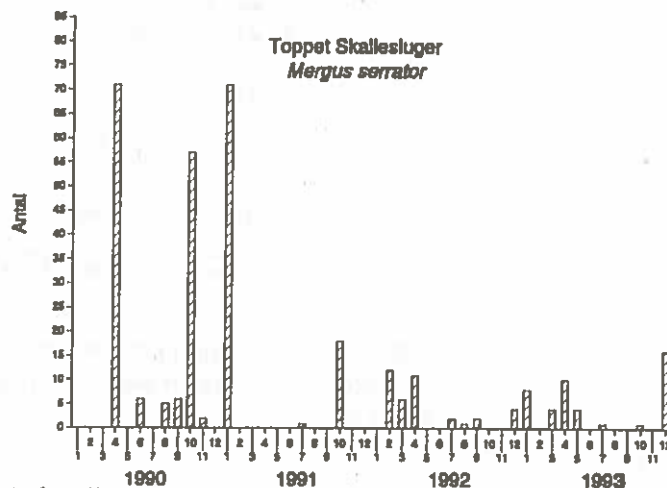
På trods af nedgangen efter ændringen i slusedriften i 1991 må det forventes, at skalleslugeren igen vil dukke op i takt med den allerede påbegyndte genindvandringen af kutling (Viborg Amt 1993).



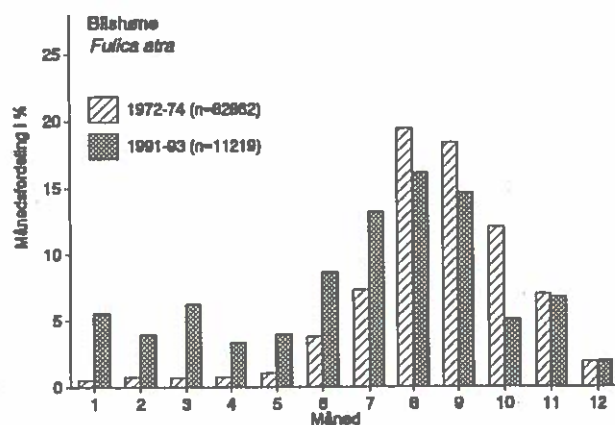
Figur 65. Den relative forekomst året igennem af Toppet Skallesluger i 1972-74 sammenlignet med 1991-93. Fordelingen er fremstillet på grundlag af det gennemsnitlige månedlige antal fugle i de to perioder.



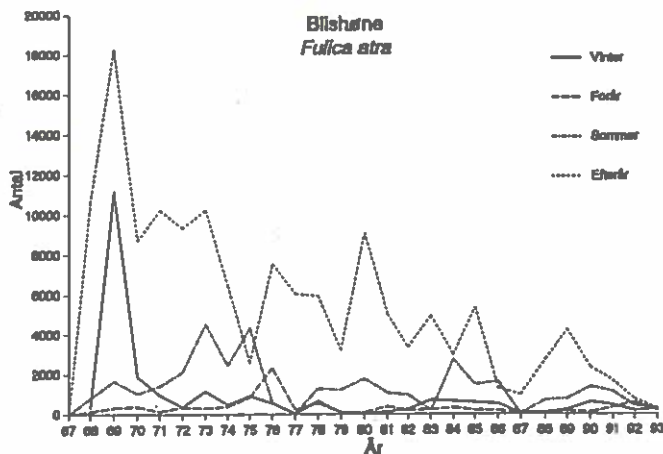
Figur 66. Udviklingen i bestanden af Toppet Skallesluger i perioden 1967-93 angivet ved maksimale forekomst. Optællingsperioderne fremgår af Tabel 6.



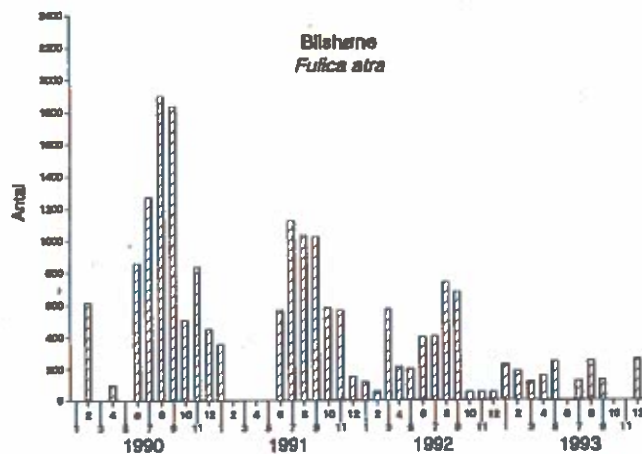
Figur 67. Månedlig forekomst af Toppet Skallesluger i perioden 1990-93. Hvor mere end én månedlig tælling foreligger, er gennemsnittet benyttet.



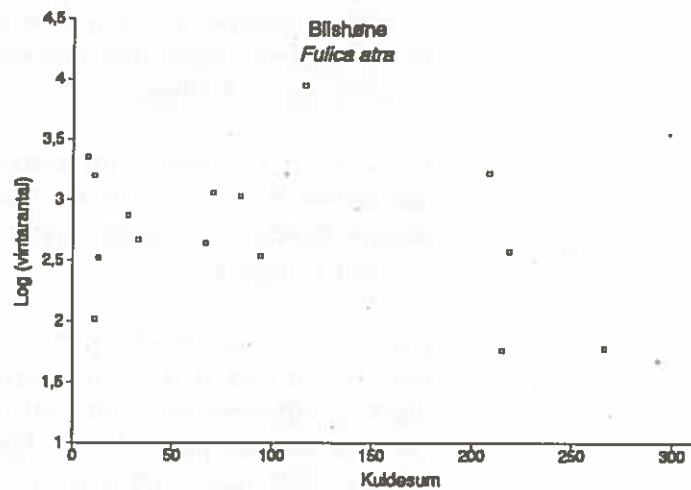
Figur 69. Den relative forekomst året igennem af Blyshøne i 1972-74 sammenlignet med 1991-93. Fordelingen er fremstillet på grundlag af det gennemsnitlige månedlige antal fugle i de to perioder.



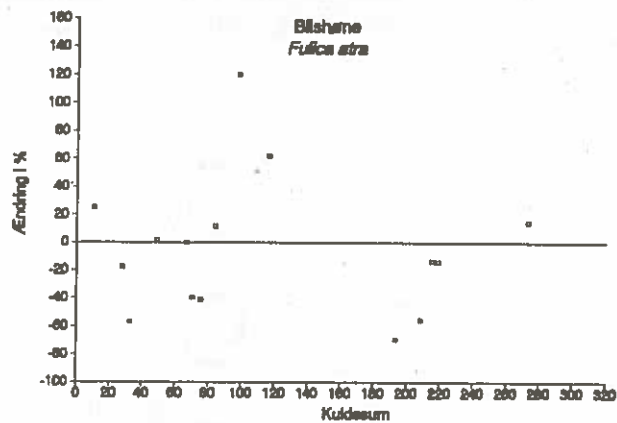
Figur 70. Udviklingen i bestanden af Blyshøne i perioden 1967-93 angivet ved maksimale forekomst. Optællingsperioderne fremgår af Tabel 6.



Figur 71. Månedlig forekomst af Blyshøne i perioden 1990-93. Hvor mere end én månedlig tælling foreligger, er gennemsnittet benyttet.



Figur 72. Vinterkuldens (målt som kuldesummen) indflydelse på antallet af overvintrende Blisshøns i Hjarbæk Fjord.



Figur 73. Sammenhæng mellem kuldesum (jf. Afsnit 4) og ændring i årstotal (excl. december-februar antal) hos Blisshøne på året før og efter vinteren. Middelkuldesummen=100°C.

Diskussion

Efter en hård vinter ses ofte en nedgang i det følgende års bestandsstørrelser, sandsynligvis som følge af en øget vinterdødelighed (Fig. 73). Effekten har ikke været så udpræget, som det blev konstateret for fjordens rastende knopsvaner (jf. Fig. 17) og på landsplan for Blisshønen. Midvintertællingerne viser således, at arten er meget følsom over for vinterkulde (DMU upubl.). I modsætning til, hvad har været tilfældet i Hjarbæk Fjord, skete der en hurtig genopretning af bestanden både i Limfjorden (Fig. 74) og på landsplan efter de hårde vintre i 1960-erne og 1980-erne.

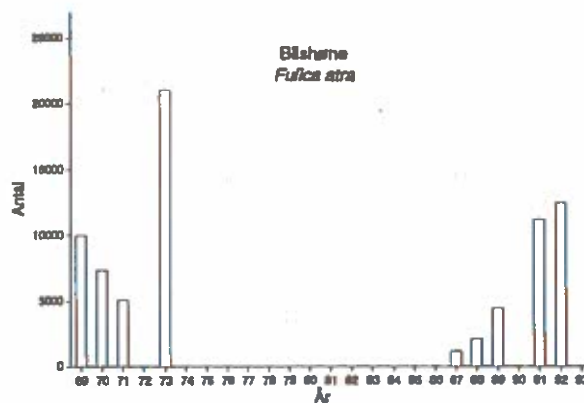
Den samme tendens viser DOFs ynglefugletællinger, hvoraf det ligeledes fremgår, at bestanden på landsplan har været stigende gennem 1970-erne og 1980-erne på trods af tilbageslag i forbindelse med kolde vintre (Jacobsen 1993).

Som det fremgår af Fig. 70 er det især efterårsbestanden, som har udvist nedgang. Det kommer til udtryk ved, at der idag forekommer relativt flere fugle i årets første halvdel (Fig. 69). Samtidig ser det ud til, at arten opholder sig kortere tid i fjorden, idet antallet

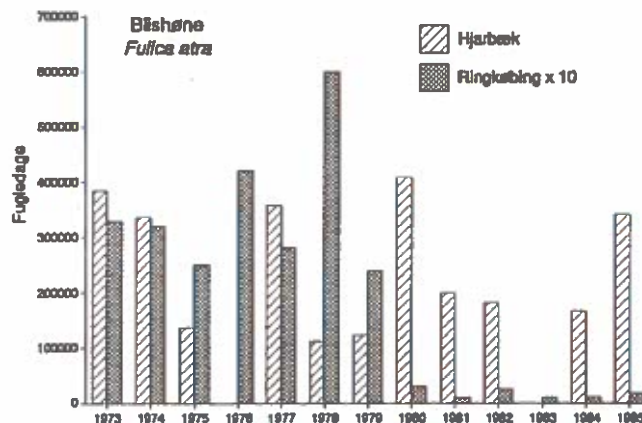
allerede i oktober er reduceret til under 40% af det maksimale antal i august, mens der tilsvarende i 1970-erne endnu lå over 60% tilbage i oktober.

Foruden den generelle miljøforringelse, kan en øget konkurrence om føden med Knopsvaner være en medvirkende årsag til et sådant skifte, idet Knopsvanen nu opholder sig i fjorden i længere tid end tidligere.

Ligesom bestanden af knopsvaner påvirkedes muligvis også blishønebestanden af forandringerne som skete i Ringkøbing Fjord sidst i 1970-erne. Som følge af den stigende eutrofiering reduceredes den submerse vegetation i årene efter 1978 (Kiørboe & Jensen 1988). Det medførte en voldsom nedgang i efterårsbestanden af Blishøns i 1978-1979 i fjorden. En - omend kortvarig - fremgang i efterårsbestanden i Hjarbæk Fjord i perioden umiddelbart herefter kan måske tilskrives disse ændringer i Ringkøbing Fjord (Fig. 75).



Figur 74. Antal Blishøns optalt ved midvintertællingerne i Limfjorden excl. Hjarbæk Fjord i 1969-73 og 1987-92 (DMU upubl.).



Figur 75. Ændringer i den årlige forekomst af Blishøns i Ringkøbing Fjord og Hjarbæk Fjord i september-oktober 1973-1985.

Sådanne udefra kommende påvirkninger er med til at sløre billedet af effekten af de miljøændringer, som er sket i fjorden. Men det generelle indtryk har været, at bestanden i fjorden ikke har fulgt svingningerne i resten af den danske bestand. Det tyder på, at forholdene i fjorden ikke har været optimale for blishønen.

Den negative udvikling har foreløbigt resulteret i, at 1993 blev året med det færreste antal Blishøns siden dæmningen blev etableret i 1966. De miljømæssige forhold må anses for at være den primære årsag hertil. Endnu er der ikke etableret hverken stabil flora eller fauna i fjorden (Viborg Amt 1993). Den korte opblomstring af bundvegetationen i 1991 giver sig ikke udslag i en populationsforøgelse. Det må dog forventes, at etablering af vegetation i fjorden vil have en gunstig effekt på bestanden.

6 Principal Komponent Analyse og korrelationsanalyse

I et forsøg på at undersøge fuglenes anvendelighed som bioindikatorer er foretaget en Principal Komponent Analyse (PCA) af de indsamlede fugledata. Med denne metode kan man analysere store mængder oplysninger med mange variabler ved at reducere strukturen i sine data til nogle få nye variable uden væsentlig informationstab, og samtidig tydeliggøre sammenhænge mellem de forskellige variabel (se f.eks. Gauch 1986). Analysen kan underbygges med en korrelationsanalyse.

6.1 Materiale

Fugletællingerne fra Tabel 5 indgår i analysen. Kun årgange hvor fugletællinger er foretaget regelmæssigt er medtaget, ligesom der er sket korrektioner for eventuelt manglende månedstællinger af de regelmæssigt og hyppigst forekommende arter (jf. Afsnit 4). PCA er baseret på artskorrelationsmatricen i Tabel 9. Miljødata fra Tabel 2 benyttes i den efterfølgende korrelationsanalyse til at understøtte informationerne fra Principal Komponent Analysen. Miljøoplysningerne (Tabel 2) indgår som gennemsnitlige sommer og/eller årsværdier, da de er indsamlet i et varierende antal af 1-23 pr. år.

6.2 Resultater

Resultatet af analysen ses af Tabel 10, hvor "loadings" af de første 5 principale akser fremgår. Som det fremgår heraf, kan de to

Tabel 9. Matirx af korrelationskoefficienter mellem arterne.

	LLAP	TLAP	KNOP	GRAV	GRAA	KRIK	PIB	SKE	TAF	TRO	BJERG	HVIN	SKA	TSK	BLIS
LLAP		0,1849	-0,5595	0,5144	0,4406	0,5281	0,6683	0,3478	0,0015	0,3168	0,3818	0,2293	0,1070	0,5310	0,7652
TLAP			0,1442	0,5158	0,2194	0,1689	0,1721	0,7274	0,1047	0,5603	0,1403	0,4999	0,1058	-0,2181	0,4192
KNOP				-0,2755	-0,2833	-0,4159	-0,4909	-0,1618	0,0315	0,0810	-0,2203	0,1648	0,0686	-0,3656	-0,3539
GRAV					,1510	0,6351	0,4746	0,5827	0,2769	0,0842	0,6639	0,4987	0,2235	-0,0551	0,4952
GRAA						0,4311	0,2533	0,3616	-0,0245	0,5181	0,3544	-0,1906	0,6199	0,2546	0,3072
KRIK							0,7158	0,3189	0,2370	0,0407	0,6107	0,2493	0,5064	-0,0170	0,2104
PIB								0,2866	-0,0117	0,1259	0,3652	0,2029	0,1851	0,1132	0,4669
SKE									0,2038	0,6402	0,2006	0,3269	-0,0032	-0,1387	0,4285
TAF										-0,0826	0,3734	0,4804	0,0342	-0,0215	-0,0927
TRO											-0,0341	0,1310	0,0055	0,1163	0,4194
BJERG												0,2588	0,6208	0,0944	0,3167
HVIN													-0,1245	-0,0339	0,3260
SKA														-0,0917	-0,0433
TSK															0,6369
BLIS															

Tabel 10. Principal Komponent "loadings" af de 5 første akser i Principal Komponent Analysen.

	FAKTOR1	FAKTOR2	FAKTOR3	FAKTOR4	FAKTOR5
Lille Lappedykker	0,80498	-0,36687	-0,23607	-0,16434	0,00792
Top. Lappedykker	0,53120	0,67699	-0,25951	0,18150	-0,07521
Knopsvane	-0,4555	0,59461	0,04886	0,23003	0,31397
Gravand	0,78972	0,25986	0,23307	-0,23928	-0,12515
Gråand	0,56679	-0,25856	-0,02193	0,68233	0,19245
Krikand	0,74409	-0,12547	0,48587	0,01484	-0,22452
Pibeand	0,70452	-0,25298	0,08981	-0,15653	-0,41817
Skeand	0,65674	0,49073	-0,28072	0,16303	-0,19757
Taffeland	0,21814	0,36745	0,39379	-0,34865	0,44175
Troldand	0,42886	0,28486	-0,59454	0,47374	0,08362
Bjergand	0,65544	-0,05198	0,55966	-0,00217	0,28681
Hvinand	0,41724	0,58298	0,01985	-0,50171	0,20971
Stor Skallesluger	0,35294	-0,12453	0,59788	0,60532	0,20806
Top. Skallesluger	0,26162	-0,60275	-0,41931	-0,21961	0,54124
Blishøne	0,72522	-0,15539	-0,50921	-0,18959	0,18616
% variation	34,12%	15,75%	14,12%	11,57%	7,47%

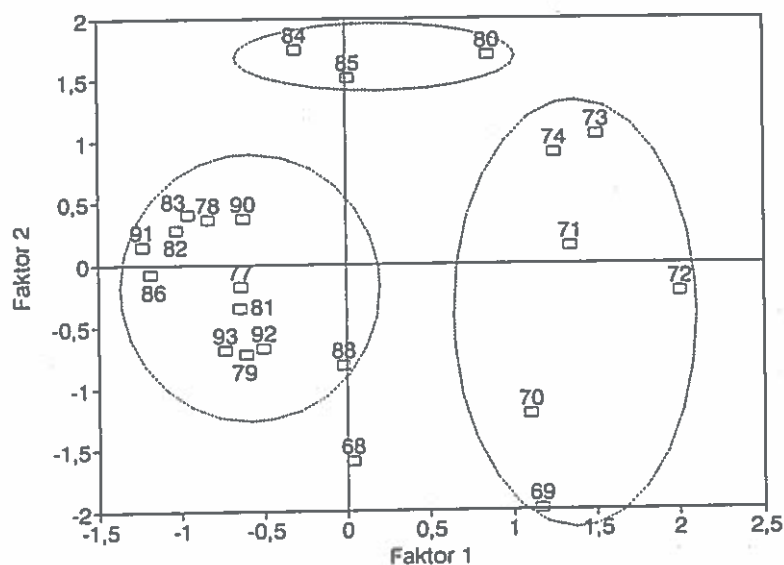
første principale akser forklare ca. 50% af variationen i materialet.

Den første principale akse repræsenterer en kontrast i antallet mellem især Lille Lappedykker, Gravand, Krikand, Pibeand og Blishøne på den ene side og Knopsvane på den anden (giver forklaring på knap 35% af den totale variation), mens den anden principale akse repræsenterer variationen i især antallet af Toppet Lappedykker, Knopsvane og Hvinand (forklarer ca. 15% af den totale variation) (jf. Tabel 10).

I Fig. 76 er de to første principale aksers komponenter afbildet. Som det ses, kan materialet inddeles i 3 grupper: perioden 1969-1974 og 1978-1993 og 1980, 1984-1985, der danner tredje gruppe.

Tabel 11. Sammenhængen mellem miljøforhold og antallet af fugle i Hjarbæk Fjord 1968-93. Pearson korrelationskoefficienter: $p < 0,05$: *; $p < 0,01$: **; $p < 0,001$: ***

ART	År	TotN _{sm}	NH ₄ /NH ₃	NO ₂₋₃ Ar	pH _{sm}	Susp _{sm}	Sigt _{sm}	Sigt _{4r}	OrtoP _{4r}
Total	-0,6847***		0,8071**		-0,8647***		0,7827**	0,7949**	
Lille Løp.	-0,7976***		0,8029**	-0,6978*			0,6733*		
Toppet Løp.	0,4744*		0,7290*		-0,8109**		0,7017*		
Knopsvane	-0,5535**		0,7351*		-0,7284*	-0,8170**	0,8477**		0,6118*
Gravand		-0,7101*	0,6307*	-0,7566**					
Gråand									
Krikand									
Pibeand	-0,5618**			-0,6708*					
Skeand		-0,7373**	0,6950*			-0,6699*			
Taffeland									
Troldand			0,9208***		-0,6939*		0,9242***	0,7269*	
Bjergand				-0,6893					
Hvinand									0,7425*
Stor Skal.	-0,4509*								
Top Skal.	-0,8619***	-0,7505**	0,7646**		-0,7416*				
Blishøne						-0,7144*		0,7473*	



Figur 76. Resultatet af principal komponent for fordelingen af antallet af fugle på første og anden faktor.

Kun 1968 afviger fra dette billede, men det kan antagelig forklares ved den korte tid, der er gået siden sluseændringen. Både miljøforhold og fuglebestande var endnu under kraftig forandring.

I et forsøg på at udrede forklaringer på det billede, som PCA viser (jf. Fig. 76), er resultaterne herfra, sammen med de foreliggende miljødata, inddraget i en korrelationsanalyse med det formål at finde plausible sammenhænge.

Analysen viser, at der er høj korrelation mellem 10 af de 15 mest talrige arter og mindst én miljøfaktor (Tabel 11). Ligeledes ses der at være stor overensstemmelse mellem de to første principale akser og flere af miljøparameterne (Tabel 12).

Tabel 12. Sammenhængen mellem miljøforhold i Hjarbæk Fjord og Principal Komponent Analysens akser. Vedrørende definition af "Tæthed", se teksten. Pearson korrelationskoefficienter. $p < 0,05$:*; $p < 0,01$:**; $p < 0,001$:***

	PRIN1	PRIN2	PRIN3	PRIN4	PRIN5
TotN _{kr}	-0,7578**				
NO ₂ /NO _{3kr}	-0,7523**				
NH ₄ /NH _{3kr}		0,7406*			
pH _{som}		-0,7050*			
Susp _{kr}			0,6758*		
Sigt _{som}		0,7883**			
Sigt _{kr}		0,6334*			
"Tæthed"	-0,8126*				0,8707*

6.3 Diskussion

Forklaringen på at materialet falder i 3 adskilte grupperinger, skal sandsynligvis søges i ændringer i miljøforholdene, der spiller en stor rolle for fuglebestandenes sammensætning og struktur (f.eks. Utschick 1976).

Fuglebestandene udviklede sig hurtigt efter etableringen af slusen, og lå frem til midt i 1970-erne på en årstotal på 65.000-90.000 fugle, hvorefter der skete et voldsomt fald, og årstotalen i 1977 er reduceret til ca. halvdelen af, hvad den var før 1975 (jf. Tabel 5). Faldets præcise forløb kan ikke nøjere beskrives, da der netop fra denne periode kun foreligger få tællinger af fugle (Tabel 1). I hele den efterfølgende periode forbliver antallet af fugle - med undtagelse i 1980 og 1984-1985 - lavere end i begyndelsen af 1970-erne.

Frem til midten af 1970-erne var Hjarbæk Fjord karakteriseret som en ferskvandssø under udvikling. Den var kun svagt eutrofieret og med en righoldig flora og fauna. Derefter skete en ændring af bundfloraen, og det blev i 1981 konstateret, at den var reduceret meget i forhold til tidligere. I samme periode var eutrofieringen stærkt stigende (Viborg Amt 1982b,e). Den forsvindende vegetation havde også indflydelse på faunaen, idet vandplanter generelt giver basis for både en større artsdiversitet og et højere antal af invertebrater, som danner fødegrundlag for arter på højere trofiske niveauer (Søndergaard et al. 1993). Udviklingen afspejles i Fig. 76 ved et skift mod venstre.

Det er kendt fra tidligere undersøgelser, at der er en sammenhæng mellem fugle og søers miljøtilstand. Således fandt Asbirk & Dybbro (1978) en signifikant sammenhæng mellem eutrofieringsgraden i form af sigtddybde og ynglebestanden af Toppet Lappedykker. Tilsvarende fandt Nilsson (1978) en signifikant sammenhæng mellem søers indhold af kvælstof og fosfor og bestanden af Toppet Lappedykker, mens Utschick (1976) fandt et lignende forhold, idet han kunne påvise en eksponentiel sammenhæng mellem antallet af overvintrende lappedykkere og en stigende eutrofiering af søer i Sydtykland.

For andre arter er påvist lignende forhold, f.eks. en relation mellem kvælstofkoncentration og ynglebestanden af Blishøne (Nilsson 1978) samt eutrofieringsgraden og overvintrende knopsvanebestand (Utschick 1976). Sidstnævnte konkluderede, at sammenhængen måtte være et udtryk for øget produktivitet i søer med stigende eutrofieringsgrad. Han fandt samtidig, at artsdiversiteten havde sit optimum i de middeleutrofierede søer.

Mængden af næringsstoffer er bestemmende for primærproduktionen. Store mængder næringsstoffer giver således basis for høj primærproduktion, der igen påvirker sigtddybden i negativ retning. Når stor sigtddybde (og lav klorofylmængde) alligevel forekommer under situationer med høj eutrofieringsgrad, kan det være forårsaget af den græsning, som zooplankton udøver.

Dafnier o.l. er i stand til i perioder helt at kontrollere mængden af alger. Det var tilfældet i både 1984 og 1985 (Viborg Amt 1985, 1986a) og til dels også i 1980 (Viborg Amt 1982b).

De samme år udskilles i PCA-analysen. Det er år karakteriseret ved et højt antal af især Toppet Lappedykkere, Troldand og Hvinand (jf. Tabel 5). Det skal nævnes, at der i 1984-1985 blev foretaget udsætning af yngel af Helt med henblik på at få kontrol med mængden af chironomider (Viborg Amt 1986a), hvilket kan have været medvirkende til det øgede antal af lappedykkere (udpræget fiskeæder) og måske Hvinænder.

Korrelationerne mellem miljøparametrene og fuglebestanden (Tabel 11) viser, at fuglemængden især er relateret til parametre med betydning for vandets gennemsigtighed.

Der er en stærk negativ korrelation mellem første principale akse og total kvælstof, mens den anden akse er stærkt korreleret med sigtddybden (Tabel 12). Årene 1980 og 1984-1985 er altså klart-vandsperioder, mens gruppen 1977-1993 er karakteriseret ved høj grad af eutrofiering. Perioden 1969-1974 er karakteriseret ved lav eutrofiering med tiltagende sigtddybde frem til 1974. Det kan være et udtryk for tiltagende vegetationsmængde, som reducerer mængden af suspenderet materiale i vandfasen.

Situationen gennem 1990-erne har endnu ikke ændret sig afgørende i forhold til 1980-erne. Det ses af, at PCA-analysen ikke er i stand til at adskille de to perioder (Fig. 76). Sluseændringen har altså (ihvertfald endnu) ikke haft den ønskede effekt i retning af at få fuglebestandene til at nærme sig niveauet fra først i 1970-erne.

I forbindelse med en undersøgelse af fuglebestandene i Krankesjön i Sverige fandt Andersson et al. (1990), at fuglebestanden tidligt i 1970-erne og sidst i 1980-erne afveg fra den mellemliggende periodes. De to perioder kunne forklares ved, at de bestod af to alternative, men stabile økosystemer. Det ene repræsenterede situationen med righoldig submers vegetation og deraf følgende variation i invertebratfaunaen og den øvrige fødekæde. Dette gav basis for en varieret fuglefauna. Den anden repræsenterede et samfund domineret af planteplankton og dermed ringe gennemsigtighed til fordel for et "tusindbrødesamfund" af småfisk, der kun gav mulighed for et ringe antal fugle.

En lignende situation kan til dels genkendes i Hjarbæk Fjord. Situationen i perioden efter etableringen af slusen i 1966 og frem til midten af 1970-erne var netop karakteriseret af en righoldig vegetation, mens situationen siden har været præget af overeutrofiering og deraf følgende fytoplanktondominans.

PCA resultaterne kan ses som en understøttelse af en sådan argumentation (jf. Fig. 76). Tilstanden er gennem 1990-erne endnu ikke ændret, hvorfor fuglene endnu ikke har reageret på ændringerne i slusedriften.

Spørgsmålet er, om den tilstand vil blive nået, da slutsituationen er en anden. Resultatet er blevet en tilbagevenden til brak-/saltvandstilstanden, som naturligt har en anden fuglefauna-sammensætning.

Hvordan miljøfaktorerne spiller ind på bestandene i lavvandede brak- og saltvandsområder, er ikke helt så afklaret som for de ferske områder, men sammenhænge mellem udbredelsen af vandplanter (og dermed indirekte en eutrofiering) og bestandene af rastende vandfugle ses i bl.a. Ringkøbing Fjord (Køirboe & Jensen 1988). Her skete sidst i 1970-erne et dramatisk fald i antallet rastende Knopsvaner, Blishøns og Pibeænder som følge af reduktioner i bundvegetationen.

Relationerne mellem miljøfaktorerne (Tabel 13) viser, at der gennem 1980-erne og 1990-erne har været en stigende eutrofiering målt i form af øget mængde uorganisk og total kvælstof samt suspenderet materiale. De samme faktorer kan relateres til nogle af fuglearterne, idet Pibeand er negativt korreleret til mængden uorganisk kvælstof, Lille Lappedykker og Gravand er negativt korreleret med mængden af uorganisk og total kvælstof mens Blishøne er negativt korreleret med total kvælstof og suspenderet materiale. De samme arter har været i tilbagegang gennem undersøgelsesperioden.

7. Generel diskussion

Den lange tidsserie af både fugletællinger og miljøoplysninger fra Hjarbæk Fjord giver enestående muligheder for at følge langtids-effekter på fuglebestandene af bl.a. ændringer i miljøforholdene og sætter udviklingen efter ændringen af slusepraksis i 1990 i et større perspektiv.

Selv om der kun foreligger sparsomme oplysninger om fuglelivet i Hjarbæk Fjord fra før etableringen af dæmningen i 1966, kan der for visse arter ses tendenser i bestandsudviklingen, som er sket efter ændringen til ferskvandstilstand (Ferdinand 1971, Jepsen 1978). Således medførte slusebygningen gennem påvirkning af fjordmiljøet både kvantitativt og kvalitativt en ændring i fuglebestandenes antal og sammensætning.

Udviklingen fulgte i begyndelsen det velkendte mønster, som gennemløbes ved dannelse af nye søer (Danell & Sjöberg 1982, Nøhr 1990, Søndergaard & Jeppesen 1991), nemlig en hurtig øgning i fuglebestandene, der følger opblomstringen i den submerse vegetation og fauna. Afhængigt af om der sker en stabilisering, eller hvor hurtigt stabiliseringen indtræder i det akvatiske miljø, påvirkes udviklingen i fuglebestandene. Nøhr

(1990) kunne påvise en fremgang i antallet gennem de fire første sæsoner efter etablering af sø i Alsønderup Enge på Sjælland. Danell & Sjöberg (1982) viste, at der efter 5-6 års forløb kunne tælles det maksimale antal fugle i en nyetableret sø i det nordlige Sverige, hvorefter der indtrådte en nedgang, som primært var forårsaget af ændringer i fødegrundlaget.

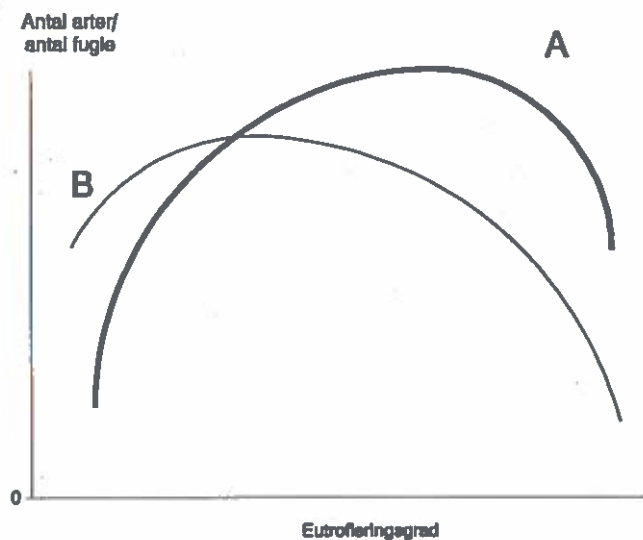
Den gunstige effekt, som ses på fuglebestandene efter etableringen af slusen, skyldtes muligvis ikke alene overgangen fra saltvandstilstand til ferskvand, men kan også være influeret af den samtidige oprettelse af vildtreservatet, der bl.a. betød, at fuglene fik fred i jagttiden. Joensen (1974) kunne på landsplan påvise en sammenhæng i fordelingen af især svømmeænder og jagtsæsonens start, idet langt den overvejende del af svømmeænderne (60% af gråænder og 80% af andre svømmeænder) opholdt sig i reservater efter jagtsæsonens start. Tilsvarende påviste Jepsen (1978), at antallet af især svømmeænder i Hjarbæk Fjord øgedes ved jagtsæsonens start i august, resultater som underbygges af erfaringerne fra forsøgsreservaterne i Nibe Bredning (Madsen et al. 1992a,c) og ved Nyord (Madsen et al. 1992b,d).

Størst effekt havde reservatoprettelsen tilsyneladende på Gråænderne, hvis efterårsbestand allerede kulminerede i 1969-1970, mens forårsbestanden kun langsomt øgedes og først kulminerede samtidig med bundvegetationen i midten af 1970-erne. For de øvrige arter var effekten ikke nær så udpræget, idet de største efterårsantal typisk først sås i perioden omkring kulminationen i vegetationsforholdene i 1974-1976. Det må derfor formodes at være etableringen af Virksunddæmningen, som har haft den største effekt på udviklingen i de fleste af fuglebestandene.

Fuglebestandene i Hjarbæk Fjord har generelt været i tilbagegang siden midten af 1970-erne. Årsagen hertil må primært tilskrives den tiltagende eutrofiering af vandmiljøet, en eutrofiering som i begyndelsen af ferskvandsperioden ellers havde en gunstig effekt på bestandene af vandfugle. Viborg Amt konstaterede en stigning på 50% i tilledningen af næringssalte i perioden 1974-1981 (Viborg Amt 1982b). Det tyder altså på, at den øvre grænse for eutrofi-eringens positive effekt blev overskredet.

Undtaget fra tilbagegang var arter, som primært benytter fjorden til dagrast mellem de natlige fourageringstogter uden for fjorden: Gråand, Krikand og Taffeland, d.v.s. arter, som er relativt uafhængige af miljøfaktorerne i fjorden.

Udviklingen i knopsvanebestanden fulgte heller ikke det generelle mønster, idet den først kulminerede midt i 1980-erne. Det skal sandsynligvis ses som en effekt af, at der skete omfordelinger i de regionale bestande, dels som følge af vegetationsnedgangen i de øvrige vestjyske fjorde, dels forårsaget af et øget rekreativt pres på dens øvrige rasteplasser i området.



Figur 77. Illustration af effekten på antallet af fugle (A) af arter (B) af vandfugle i ferskvandssøer, som udsættes for en stigende eutrofiering (arbitrære akser).

For de fleste øvrige arter ses en udvikling, der enten kan relateres til ændringer i miljøparametre eller direkte til ændringer i føderessourcerne. Resultatet viser, at de fleste arter, som er afhængige af føden i fjorden, er velegnede som indikatorer for miljøtilstanden. PCA-analysen viste endvidere, at fuglesamfundets sammensætning yderligere styrker fuglenes anvendelighed som indikatorer.

Nilsson (1978) og Utschick (1976) fandt samstemmende, at der var en positiv effekt af en stigende eutrofiering på bestanden af vandfugle. Det samme konstaterede Asbirk og Dybbro (1978) på ynglebestanden af lappedykkere i Danmark, ligesom Ederfuglens fremgang i Danmark formodes at kunne tilskrives den stigende eutrofiering af de danske farvande (Olsen 1992). Årsagen til de positive effekter på fuglene er, at den stigende næringsstofftilførsel til vandmiljøet giver basis for en større fødetilgang.

Nilsson (1978) og Utschick (1976) kunne dog samtidig påvise, at selv om antallet af fugle øgedes ved stigende eutrofiering, kunne der registreres en nedgang i diversiteten, allerede når en moderat forureningsgrad (mesotrof) blev overskredet. Udviklingen i Hjarbæk Fjords fugleliv viser de samme tendenser: først en fremgang som følge af stigende eutrofiering, efterfulgt af en tilbagegang som følge af hypereutrofiering.

En generel model, der beskriver sammenhængen mellem fuglesamfund og eutrofiingsgrad, er foreslået i Fig. 77. Indtil et ret højt eutrofieringsniveau vil antallet af fugle vokse. Kulminationen formodes at ligge i området "stærkt eutroft" miljø, men før grænsen hvor iltvindperioder indtræder. Herefter vil der ske en hurtig reduktion i antallet. Artsdiversiteten vil derimod allerede

begynde at aftage ved en moderat eutrofiering.

Ændringen i slusedriften, som blev gennemført i april 1991, havde primært til formål at forbedre de miljømæssige forhold i fjorden. Ændringen har endnu ikke haft den ønskede effekt på miljøtilstanden (Viborg Amt 1993).

Åbningen af slusen havde en umiddelbar negativ effekt på de fleste fuglearter på grund af den drastiske ændring i fødegrundlaget ved overgangen til saltvandssituationen, og på lidt længere sigt vil åbningen sandsynligvis få de konsekvenser, at nogle arter vil forsvinde eller reduceres i antal, mens andre vil gå frem efter overgangen til brakvandstilstand. Det må forventes, at lappedykkerne vil reduceres i antal, mens bl.a. Toppet Skallesluger, Gravand og Pibeand vil blive begunstiget. Hvordan de øvrige arter vil reagere, er det for tidligt at udtale sig om, da der endnu er gået relativt kort tid, siden ændringen af slusens drift blev gennemført.

Situationen i dag er en anden, end den var før etableringen af dæmningen. Forstyrrelsespresset er mindsket på grund af jagtfredningen og restriktioner i sejladsen, men samtidig er miljøforholdene forringede på grund af den ophobede fosformængde i fjordens dybere dele. Det vil derfor blive afgørende, om vegetationen vil kunne genetableres. Den har stor indflydelse på vandkvaliteten, idet den ikke blot vil være iltproducerende, men også vil virke dæmpende på mængden af suspenderet stof til gavn for sigtgybden. Samtidig er vandplanterne også i høj grad bestemmende for, hvilken fauna der vil udvikle sig. Et større fødegrundlag vil selvfølgelig medvirke til at forbedre forholdene for fuglene (f.eks. Andersson et al. 1990).

Ved ændringer i form af overgang fra ferskt til marint miljø må det formodes, at successionen vil forløbe på tilsvarende måde, som hvis der var tale om at etablere et nyt brakvandsområde. Der kan - med erfaringer fra oprettelse af nye søer - efter en årrække forventes et optimum, hvorefter der indfinder sig en form for ligevægt med et lavere antal fugle.

De påviste sammenhænge mellem flere af miljøparametrene og antallet af fugle er gældende for ferske miljøer, men om de også er gældende for det salte miljø, kan ikke umiddelbart vurderes. Sandsynligt er det dog, at sigtgybden også i fremtiden vil være en vigtig parameter og vil være bestemmende for, hvilke og hvor mange fugle der vil kunne ses i fjorden.

8 Konklusion og anbefalinger

Med udgangspunkt i problemstillingen om effekten af slusedrifter på fuglelivet og spørgsmålet om fuglenes egnethed som bioindikatorer, kan følgende uddrages af undersøgelsen:

Der ses for perioden 1967-1993 at være korrelationer mellem 10 af de 15 behandlede fuglearter og miljøfaktorer, som kan relateres til sigtdybden. Bestanden af Knopsvane, Hvinand, Stor Skallesluger og til dels Toppet Lappedykker kan relateres direkte til fødegrundlaget.

Der er således flest fugle og størst diversitet i år med god sigtdybde i sommerperioden, hvilket sandsynligvis reflekterer gode vegetationsforhold (f.eks. i 1991).

Antallet af vandfugle og artsdiversiteten har været faldende i Hjarbæk Fjord siden 1970-erne, og denne tendens er fortsat gennem 1990-erne, til trods for ændret slusedrift.

På grund af den korte tid, som er forløbet siden ændringen i slusepraksis, er det endnu for tidligt at forudsige, hvordan fuglebestandene vil udvikle sig på længere sigt, efter at fjorden har fået karakter af et brakvandsområde.

Vegetationsforholdene bliver afgørende for, hvordan udviklingen i fuglebestanden kommer til at forløbe. Efter en bedring i 1991, er vegetationen igen meget sparsom, primært som følge af svingningerne i saltkoncentrationen, men også på grund af næringssaltbelastningen bl.a. i form af intern fosforbelastning.

Bunddyrfaunaen er under indvandring, men den er stadig arts- og individfattig, dels på grund af manglende vegetation, dels forårsaget af svingende salt- og iltforhold. Først når der sker en forbedring i disse forhold, kan der forventes at ske en positiv udvikling i fuglebestandene.

Af speciel interesse vil det derfor være at få fulgt vegetationsudviklingen og successionen i bundfaunaen.

For at få bedre viden om sammenhængene mellem miljøforhold, succession og fuglebestande er det vigtigt, at Viborg Amt fortsætter miljøundersøgelserne, for så vidt angår vandkemiske data, vegetationsudvikling og bundfaunaforhold, samt at Skov- og Naturstyrelsens igangværende månedlige fugleregistreringer fortsættes i endnu en årrække.

9 Referencer

Andersen-Harild, P. (1994): Svaner. Natur og Museum 33 nr. 1. Naturhistorisk Museum, Århus.

Andersson, G., Blindow, I., Hargeby, A. & Johansson, S. (1990): Det Våras för Krankesjön. Anser 29: 53-62.

Asbirk, S. & Dybbro, T. (1978): Bestandsstørrelse og habitatvalg hos Toppet Lappedykker *Podiceps cristatus* i Danmark 1975. Dansk orn. Foren. Tidsskr. 72: 1-13.

Bell, M. (1992): Topics in trends analysis. Report, Wildfowl & Wetlands Trust. Slimbridge.

Bianki, V. (1992): Seaducks of the White Sea. IWRB Seaduck Bulletin no 2.

Brøgger-Jensen, S. & Jørgensen, H.E. (1992): Vandfugle og søers miljøtilstand. Miljøprojekt nr. 200. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.

Campbell L.H. & Milne, H. (1977): Goldeneye feeding close to sewer outfalls in winter. Wildfowl 28: 81-85.

Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (1980): Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa. Vol. 1: Ostrich-Ducks. Oxford.

Ferdinand, L. (1971): Større danske fuglelokaliteter, 1. del. Dansk Ornitologisk Forening.

Fog, J. (1968): Krikandens (*Anas crecca*) spredning under fourageringstogter fra en rasteplass (Albuebugten vildtreservat, Fanø). Dansk orn. Foren. Tidsskr. 62: 32-36.

Gauch, H.G. Jr. (1986): Multivariate analyses in community ecology. Cambridge University Press.

Gyrsting, L. & Jørgensen, P.N. (1983): EF-Fuglebeskyttelsesområder - Kortlægning og foreløbig udpegning i henhold til EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. Fredningsstyrelsen.

Jacobsen, E.M. (1992): Populationsindeks for danske vinterfugle 1975-1990. Dansk orn. Foren. Tidsskr. 86: 243-252.

Jacobsen, E.M. (1993): Ynglefuglerapport 1992. Skov- og Naturstyrelsen.

Jepsen, P.U. (1970): Vegetationsændringer i Hjarbæk Fjord i perioden 1967-69. Flora og Fauna 76: 99-108.

Jepsen, P.U. (1973a): Hjarbæk Fjord - fra brak- til ferskvandslokalitet. Dansk Vildtforskning 1972-73. Vildtbiologisk Station.

Jepsen, P.U. (1973b): Studies of the moult Migration and Wing-feather Moulting of the Goldeneye (*Bucephala clangula*) in Denmark. Dan. Rev. Game Biol. 8 (8): 1-23.

Jepsen, P.U. (1976): Feeding Ecology of Goldeneye (*Bucephala clangula*) during the Wing-feather Moulting in Denmark. Dan. Rev. Game Biol. 10 (4): 1-23.

Jepsen, P.U. (1978): Vildtreservatet Hjarbæk Fjord. Danske Vildtundersøgelser 30.

Joensen, A.H. (1974): Waterfowl Populations in Denmark 1965-73. Dan. Rev. Game Biol. 9 (1).

Komdeur, J., Bertelsen, J. & Cracknell, G. (red.) (1992): Manual for Aeroplane and Ship Surveys of Waterfowl and Serbirds. IWRB Spec. Publ. No. 19, Slimbridge, UK, 37pp.

Koskimies, P. (1993): Population sizes and recent trends of breeding birds in the Nordic Countries. Publications of Water and Environment Administration - series A 144. 43p. Helsinki.

Køirboe, T. & Jensen, J.S. (1988): Vegetationen og planteædende svømmefugle på Tippergrunden i Ringkøbing Fjord. I: Naturpejlinger. Skov- og Naturstyrelsen. Pp 25-35.

Laursen, K., Pihl, S., Hansen, M. & Frikke, J. (1989): Landsdækkende optællinger af vandfugle fra flyvemaskine, august 1989. Rapport fra Vildtbiologisk station. Miljøministeriets Vildtforvaltning.

Madsen, F.J. (1954): Food Habits of Fish-Eating Birds in Denmark. Dan. Rev. Game Biol. 2 (3): 157-266.

Madsen, F.J. (1957): Food Habits of Fish-Eating Birds in Denmark. Dan. Rev. Game Biol. 3 (2): 19-83.

Madsen, J., Frikke, J., Bøgebjerg, E., Kristensen, J.B. & Hounisen, J.P. (1992a): Forsøgsreservat Nibe Bredning: Baggrundsundersøgelser efteråret 1985 til foråret 1989. Danmarks Miljøundersøgelser. 50 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 46.

Madsen, J., Bøgebjerg, E., Kristensen, J.B., Frikke, J. & Hounisen, J.P. (1992b): Forsøgsreservat Ulvshale-Nyord: Baggrundsundersøgelser efteråret 1985 til foråret 1989. Danmarks Miljøundersøgelser. 57s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 47.

Madsen, J., Hounisen, J.P., Bøgebjerg, E. & Frikke, J. (1992c): Forsøgsreservat Nibe Bredning: Resultater af eksperimenter 1989-1991. Danmarks Miljøundersøgelser. 43s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 53.

Madsen, J., Bøgebjerg, E., Hounisen, J.P., Kristensen, J.B. & Frikke, J. (1992d): Forsøgsreservat Ulvshale-Nyord: Resultater af eksperimenter 1989-1991. Danmarks Miljøundersøgelser. 61 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 55.

Meltofte, H. & Fjeldså, J. (red.) (1989): Fuglene i Danmark. I: Gyldendal.

Mester, H. & Prünke, W. (1966): Beobachtungen über die Tauchdauer der Schellente. *Anthus* 3: 46-49.

Nilsson, L. (1970): Food-seeking activity of south Swedish diving ducks in the non breeding season. *Oikos* 21: 145-154.

Nilsson, L. (1978): Breeding waterfowl in eutrophicated lakes in south Sweden. *Wildfowl* 29: 101-110.

Nilsson, L. (1979): Kuipans (*Bucephala clangula*) betende under vinterhalvåret. *Vår Fågelvärld* 28: 199-210.

Nøhr, H. (1990): Alsønderup Enge 1986-89. Erfaringer fra et naturgenopretningsprojekt. Miljøministeriet. Skov- og Naturstyrelsen.

Olney, P. & Mills, D.H. (1963): The food and feeding habits of Goldeneye (*Bucephala clangula*) in Great Britain. *Ibis* 105: 293-300.

Olsen K.M. (1992): Danmarks Fugle - en oversigt. Dansk Ornitologisk Forening.

Søfartsstyrelsen (1993): Is- og besejlingsforholdene i de danske farvande i vinteren 1992-93.

Søgaard, B. (1985): Vildtreservaterne og fuglene. Landbrugsministeriets Vildtforvaltning.

Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (1991): Retablerede søer - udvikling og overvågning. Danmarks Miljøundersøgelser. 88 s. Faglig rapport fra DMU nr. 25.

Søndergaard, M., Bøgestrand, J., Schriver, P., Lauridsen, T., Jeppesen, E., Berg, S. & Møller, P.H. (1993): Betydningen af fisk, fugle og undervandsplanter for vandkvaliteten. Biomanipulationsforsøg i Stigsholm Sø. Danmarks Miljøundersøgelser. 68 s. Faglig rapport fra DMU nr. 77.

Tamisier, A. (1974): Etho-ecological studies of Teal wintering in the Camargue (Rhône Delta, France). *Wildfowl* 25: 123-133.

Underhill, L.G. (1989): Indices for waterbird populations. BTO Research Report 52.

Utschick, H. (1976): Die Wasservögel als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Seen. Verh. orn. Ges. Bayern 22: 395-438.

Viborg Amt (1982a): Hjarbæk Fjord Undersøgelse 1981-82. Samlerapport. Rapport 2.

Viborg Amt (1982b): Hjarbæk Fjord Undersøgelse 1981-82. Vandkemi, sediment og primærproduktion. Rapport 3.

Viborg Amt (1982c): Hjarbæk Fjord Undersøgelse 1981-82. Phyto- og zooplankton. Rapport 5.

Viborg Amt (1982d): Hjarbæk Fjord Undersøgelse 1981-82. Bundfauna. Rapport 6.

Viborg Amt (1982e): Hjarbæk Fjord Undersøgelse 1981-82. Bundvegetation. Rapport 7.

Viborg Amt (1982f): Hjarbæk Fjord Undersøgelse 1981-82. Fiskeøkologiske forhold. Rapport 8.

Viborg Amt (1985): Hjarbæk Fjord. Tilsyn 1982, 1983 og 1984. Vand- og miljøvesenets rapport nr. 40.

Viborg Amt (1986a): Hjarbæk Fjord. Tilsyn 1985. Vand- og miljøvesenets rapport nr. 52.

Viborg Amt (1986b): Hjarbæk Fjord Undersøgelse 1986-87. Samlerapport. Rapport 54.

Viborg Amt (1986c): Hjarbæk Fjord Undersøgelse 1986-87. Vandkemi - Belastning. Rapport 55.

Viborg Amt (1986d): Hjarbæk Fjord Undersøgelse 1986-87. Phyto- og zooplankton. Rapport 57.

Viborg Amt (1986e): Hjarbæk Fjord Undersøgelse 1986-87. Bundfauna. Rapport 58.

Viborg Amt (1986f): Hjarbæk Fjord Undersøgelse 1986-87. Bundvegetation. Rapport 59.

Viborg Amt (1986g): Hjarbæk Fjord Undersøgelse 1986-87. Fiskebiologiske undersøgelser. Rapport 60.

Viborg Amt (1991): Hjarbæk Fjord og Lovns Bredning. Bundfauna 1991. Intern rapport.

Viborg Amt (1992): Miljøtilstanden i Hjarbæk Fjord 1991. Rapport nr. 112 i miljøserien.

Viborg Amt (1993): Miljøtilstanden i Hjarbæk Fjord, 1992. Rapport nr. 115 i miljøserien.

Woolhead, J. (1986): Ecology of bird communities in eutrophicated lakes in northern Zealand, Denmark, with special emphasis on Fish-eating birds. Specialrapport, Københavns Universitet.

Ydenberg R.C. (1988): Foraging by Diving Birds. Proc. Int. Ornithol. Congr. 19: 1831-42.

Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

Danmarks Miljøundersøgelser *Direktion og Sekretariat*
Postboks 358 *Forsknings- og Udviklingssekretariat*
Frederiksborgvej 399 *Afd. for Forureningskilder og*
4000 Roskilde *Luftforurening*
Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi
Tlf. 46 30 12 00 *Afd. for Miljøkemi*
Fax 46 30 11 14 *Afd. for Systemanalyse*

Danmarks Miljøundersøgelser *Afd. for Ferskvandsøkologi*
Postboks 314 *Afd. for Terrestrisk Økologi*
Vejlsøvej 25
8600 Silkeborg

Tlf. 89 20 14 00
Fax 89 20 14 14

Danmarks Miljøundersøgelser *Afd. for Flora- og Faunaøkologi*
Grenåvej 12, Kalø
8410 Rønde

Tlf. 89 20 14 00
Fax 89 20 15 14

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, særtryk af videnskabelige og faglige artikler, Danish Review of Game Biology samt årsberetninger.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer. Årsberetning samt en opdateret oversigt over årets publikationer fås ved henvendelse til telefon: 46 30 12 00.

Fugle i Hjarbæk Fjord 1967-1993

ISBN: 87-2772-166-2
ISSN: 0905-815X

