



Ringkjøbing Amt
Vandmiljøafdelingen

Vandmiljø overvågning

Ferring sø
1998

Tekstdel

Maj 1999

Indholdsfortegnelse

Forord	1
1. Resume	2
2. Indledning	4
3. Klimatiske forhold	5
4. Oplandsbeskrivelse	9
4.1 Beliggenhed og morfometri	9
4.2 Kilder til næringsstofbelastning	10
4.3 Målsætning og anvendelse	11
5. Vand- og næringsstofbalancer	13
5.1 Vandbalance	14
5.1.1 Vandstand og volumenændringer	14
5.2 Næringsstofbalancer	15
5.2.1 Næringsstofbelastning af Ferring Sø	16
6. De frie vandmasser - fysiske og kemiske forhold	19
7. Plankton	29
7.1 Fytoplankton 1998	29
7.2 Zooplankton 1998	30
7.3 Fytoplanktonets egnethed som føde for zooplanktonet	31
7.3.1 Fytoplanktonets sammensætning	31
7.3.2 Zooplanktonets sammensætning	32
7.3.3 Græsning	32
7.3.4 Vandkemi	34
7.4 Samspil mellem fyto- og zooplankton samt fysisk-kemiske faktorer	34
7.5 Fytoplankton 1987, 1990, 1991, 1992, 1993, 1994, 1995, 1997, 1998	37
7.6 Zooplankton 1987, 1990, 1991, 1992, 1993, 1994, 1995, 1997, 1998	38

13.3 Sedimentkarakteristik	76
13.4 Sedimentkemi	77
13.4.1 Tørvægt og glødetab	77
13.4.2 Jern og calcium	78
13.4.3 Fosfor	78
13.5 Potentiel fosforfrigivelse	81
13.5.1 Beregningsgrundlag	81
13.5.2 Mobil fosforpulje	82
13.6 Vurdering af fosforfrigivelsen og sammenligning med tidligere undersøgelse ...	84
14. Konklusion	85
15. Referencer	86

Forord

Ringkjøbing Amt har i henhold til Miljøbeskyttelsesloven pligt til at føre tilsyn med miljøtilstanden i vandløb, søer og kystnære områder. Derudover har amtet i henhold til Vandmiljøplanens Overvågningsprogram (NOVA 1998-2003) endvidere pligt til hvert år at gennemføre et intensivt tilsyn med de særligt udvalgte søer Ferring Sø og Søby Sø.

Undersøgelserne i Ferring Sø og Søby Sø afrapporteres efter de retningslinier, der er afstukket af Miljøstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser, og undersøgelsesresultater indberettes årligt til Danmarks Miljøundersøgelser, som forestår den landsdækkende afrapportering.

Denne rapport indeholder en præsentation og vurdering af undersøgelsesresultater og data indsamlet for Ferring Sø i 1998. Disse data er endvidere indføjet i de eksisterende tidsserier, og der er foretaget en vurdering af udviklingen i søen frem til og med 1998.

Ferring Sø er i forbindelse med revisionen af Vandmiljøplanens overvågningsprogram indgået som en ny sø i det nationale Overvågningsprogram NOVA 1998-2003.

Effekten af de høje fosforkoncentrationer er høje biomasser af planteplankton, først og fremmest blågrønalger, grønalger og stilkalger. Planteplanktonbiomassen udviser en faldende tendens, hvilket stemmer godt overens med tendensen for fosforkoncentrationen. Planteplanktonbiomassen i sommerperioden er reduceret med 70% i perioden 1994-1998. På trods af den kraftige reduktion er planteplanktonbiomassen i Ferring Sø stadig på et meget højt niveau, ca. 14 mm³/l i sommerperioden.

Dyreplanktonet var domineret af den calanoide vandloppe *Eurytemora affinis*, der på årsbasis havde en gennemsnitlig biomasse på 3,8 mm³/l. Dyreplanktonet var præget af prædationstryk fra hundestejler og mysider og var ikke i stand til at regulere planteplanktonet.

Faldet i planteplanktonbiomassen kan spores i en øget sigtddybe. Den gennemsnitlige sigtddybe i sommerperioden er øget fra 0,22 m i 1994 til 0,4 m i 1998. På trods af forbedringerne i sigtddyben er sigtddyben i Ferring Sø stadig på et meget lavt niveau.

Den ringe sigtddybe er den væsentligste årsag til, at der stort set ikke findes undervandsvegetation i Ferring Sø. Undersøgelsen af vegetationen i Ferring Sø i 1998 har vist, at der findes 4 arter af undervandsvegetation som alle er typiske for brakvandssøer, mens der ingen flydebladsvegetation findes.

Det samlede plantedækkede areal i Ferring Sø er opgjort til 106.677 m², hvilket svarer til en gennemsnitlig dækningsgrad på 3,5%. Over 85% af søens plantedækkede areal findes på det helt lave vand (0.25-0.75 m) hvor 10 til 30% af bundarealet er plantedækket. På dybere vand er vegetationen meget spredt og dækker her, mindre end 5% af søbunden.

Fiskefaunaen i Ferring sø er karakteriseret ved en fuldstændig dominans af *trepigget hundestejle* og mangel på egentlige rovfisk. Der blev registreret 5 arter ved fiskeundersøgelsen i 1998 og fiskebestanden kan på den baggrund betegnes som meget forarmet.

Den totale fosforpulje vurderes i 1998 at udgøre ca. 42-83 ton, og den potentielt frigivelige fosforpulje skønnes at være ca. 21 ton. Den potentielt frigivelige fosforpulje er således relativt høj, svarende til hvad der findes i andre eutrofe søer, der har været belastet med store mængder fosfor-

Ferring Sø er A1/B-målsat og denne målsætning er ikke opfyldt. Ferring Sø opfylder ikke de kvalitetskrav der er opstillet i Regionplanen for Ringkøbing Amt, hverken med hensyn til kravene om et alsidigt plante- og dyreliv eller med hensyn til kravene til sigtddybe og fosforniveau.

2 Indledning

Ferring Sø er i en årrække blevet forurenset med næringsstoffer fra oplandet til søen. Forureningen har betydet at søen fremstår som en meget næringsrig sø, med en stor fytoplanktonbiomasse og lav sigtddybde. I løbet af 1970'erne og 1980'erne skete der en markant reduktion i antallet af fiskearter i søen som følge af den forringede vandkvalitet. Den dårlige vandkvalitet og forekomsten af potentielt giftige alger har desuden medført, at der er indført badeforbud i søen.

For at forbedre miljøtilstanden i søen iværksatte Ringkjøbing Amt i samarbejde med Thyborøn-Harboøre og Lemvig kommuner i 1992 en handlingsplan til nedbringelse af fosforbelastningen fra oplandet til søen.

Som led i handlingsplanen afskar Lemvig Kommune gennem kloakering belastningen fra 4 mindre bysamfund. Derudover påbød Lemvig Kommune nedsivning og forbedret rensning ved en række private spildevandsanlæg i oplandet til søen.

Thyborøn-Harboøre Kommune har som sin del af indsatsen til nedbringelse af fosforbelastningen til Ferring Sø etableret en ny drækanal således at drænvandet fra Vejlbj Enge nord for søen istedet ledes mod nord til Veserne.

Kommunernes samlede indsats i forbindelse med handlingsplanen afsluttedes med udgangen af 1996.

I forbindelse med udarbejdelsen og opfølgningen af handlingsplanen har Ringkjøbing Amt ført tilsyn med miljøtilstanden i Ferring Sø.

I perioden 1992-1994 er der desuden foretaget et biomanipulationsforsøg med udsætning af regnbueørred som rovfisk. Forsøget blev foretaget af Danmarks Fiskeriundersøgelser og Danmarks Miljøundersøgelser i samarbejde med Ringkjøbing Amt.

3 Klimatiske forhold

De klimatiske forhold har stor betydning for vandkvaliteten i søer.

Udvaskningen af næringssalte fra land er i høj grad bestemt af nedbørsmængden. Vindpåvirkningen medfører opblanding af vandmasserne, men er også årsag til stor resuspension af sediment i lavvandede søer

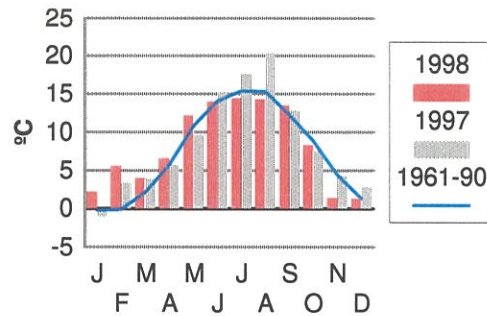
Lufttemperaturen og solindstrålingen medvirkende til opvarmning af vandet og endvidere betydende for de biologiske processer.

Datagrundlaget for dette afsnit er DMI's månedsrapporter fra Karup vejrstation.

Vejret måned for måned i 1998:

Januar:	Lunt og soltimer over normalen
Februar:	Usædvanligt varmt, temperatur 5-6 °C over normalen, men blæsende og solfattigt.
Marts:	Temperatur og soltimer pænt over normalen
April:	Nedbørsrig og solfattig
Maj:	Lunt og sol pænt over normalen, kun lidt nedbør.
Juni, juli, august:	Nedbørsrig, temperaturen tæt på normalen og soltimer lidt under normalen.
September:	Sol, nedbør og vind under normalen.
Oktober:	Ekstremt nedbørsrig, næsten 2½ gange normalen, vind lidt over normalen.
November:	Usædvanlig kold, nedbør ½ gange normalen og vind ligeledes under normalen.
December:	Vind lidt under normalen.

Temperatur. Månedsmiddel.



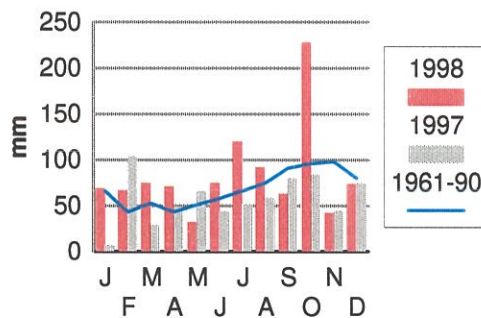
Figur 3.1 Månedsmiddeltemperatur for 1998, 1997 og 1961-90

Nedbør

I følge Danmarks Meteorologiske Institut faldt der i alt 1008 mm nedbør i Ringkjøbing Amt i 1998. Det betyder at 1998 var et vådt år, med en nedbør 32 % større end langtidsnormalen på 759 mm. I forhold til middelnedbøren på 845 mm. for perioden 1983-1996 var nedbøren i 1998 knap 20 % højere.

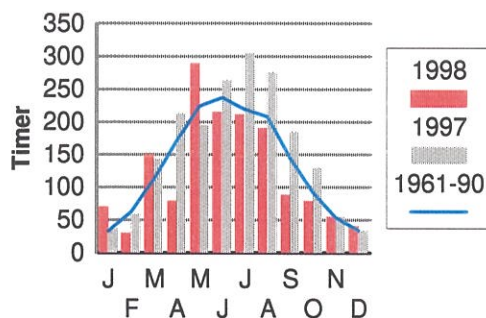
Månedsværdier for nedbør i Ringkjøbing Amt fremgår af figur 3.1. Figuren viser, at i forhold til månedsmiddelnedbøren for perioden 1961-90 ligger 1998-nedbøren en del højere for de fleste måneder; især marts, juli og oktober. Kun september og november har haft nedbørs-mængder lidt under månedsmidlerne.

Nedbør. Månedsmiddel.



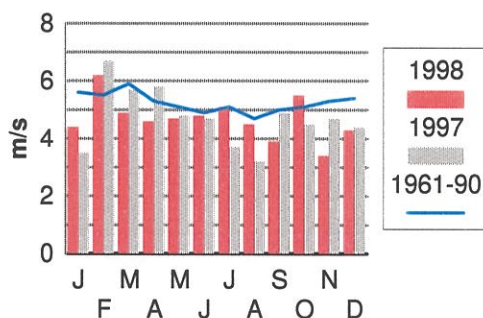
Figur 3.2 Månedsmiddelnedbør for 1998, 1997 og 1961-90.

Soltimer. Månedsmiddel.



Figur 3.3 Gennemsnitlig antal soltimer pr. måned for 1998, 1997 og 1961-90

Vind. Månedsmiddel.



Figur 3.4 Gennemsnitlig vindhastighed pr. måned for 1998, 1997 og 1961-90.

Der er findes ingen lange tidserier for afstrømningen ved målestationer i oplandet til Ferring Sø. Til beskrivelse af årsafstrømningen i forhold til langtidsnormalen er der i det følgende foretaget en beskrivelse af afstrømningen fra oplandene til Nissum og Ringkøbing fjorde.

Afstrømningen fra oplandene til Ringkøbing og Nissum fjorde er karakteriseret ved afstrømningen i stationerne 25.05 Skjern Å, Ahlergårde samt 22.10 Storå, Holstebro. Stationernes oplandsareal er 1055 km² (Skjern Å) og 825 km² (Storå).

Afstrømningen ved Skjern Å, Ahlergårde var i 1998 på 15,7 l/s pr. km², mod normalt 14,2 l/s pr. km² (1923-1990), svarende til 10 % mere end langtidsnormalen. Ved Storå, Holstebro var afstrømningen i 1998 15,2 l/s pr. km², mod 14,2 l/s pr. km² (1975-1990), dvs. 7 % større end langtidsnormalen.

Afstrømningen i både Skjern Å og Storå var i 1998 større end gennemsnittet for perioden 1983-1996. Således var 1998-afstrømningen 3 %

større end gennemsnittet for perioden 1983-1997 og 8 % større for henholdsvis Skjern Å og Storå.

4 Oplandsbeskrivelse

4.1 Beliggenhed og morfometri

Ferring Sø er beliggende umiddelbart vest for Lemvig kun få hundrede meter fra Nordsøen. Søen ligger på det marine forland, der er dannet ved landhævninger efter den sidste istid. Søen er dannet ved afsnøring fra Nordsøen som følge af sandaflejringer.

Ferring Sø er en brakvandssø. Søen afvander til Limfjorde via Veserne og Hygum Nor.

Ferring Sø er lavvandet med en middeldybde på 1,4 meter og en maksimumdybde på 2,4 meter. Søen har et areal på 317 ha, og et volumen på ca. 4,5 mio. m³. Søen er senest opmålt i 1989. De morfometriske data fremgår af tabel 4.1.

Overfladeareal, ha	317
Længde, km	3,6
Bredde, km	1,3
Volumen, mio. m ³	4,46
Gns. dybde, m	1,4
Maks. dybde, m	2,4

Tabel 4.1. Morfometriske data for Ferring Sø ved vandspejlskote 0,21 m. o. DNN.

Opland

Ferring Sø har et topografisk opland på ca. 1700 ha. Oplandet afvandes via 3 mindre vandløb; Grydsbæk, Hestdal Bæk og Gåskærhus Grøft, samt nogle mindre kanalagtige, delvist rørlagte bække ved Gåskær, Sølyst, Nørre Bakhus og Vandborgbjerg (bilag 1). Frem til 1996 blev oplandet nord for søen afvandet via Vejlbj Enge pumpestation til Ferring Sø. Som en del af handlingsplanen til nedbringelse af fosforbelastningen fra oplandet til Ferring Sø, blev Vejlbj Enge pumpestation nedlagt, og vandet blev ledt mod nord, til Veserne, gennem en delvis nygravet kanal.

Jordbunden i oplandet består fortrinsvis af sandede og lerede jordarter (tabel 4.2). Langt den største del af søens opland består af intensivt dyrket landbrugsjord med en del spredt bebyggelse (tabel 4.3). Kun en lille del af oplandet udgøres af naturarealer, der er omfattet af Naturbeskyttelseslovens §3. §3-områderne findes især langs selve søen, samt langt Grydsbæk, Hestdal Bæk og Gåskærhus grøft.

	ha	%
Sandblandet ler	1.231,4	72
Humus	22,1	1,3
Lerblandet sand	195,3	11,4
Grovsandet jord	34,4	2
Lerjord	135,6	7,9
Byzone, søer, skove mm.	3,6	0,2
Ikke klassificeret areal	87,6	5,1
Ialt	1.710	99,9

Tabel 4.2 Jordtypefordelingen i oplandet til Ferring Sø.

	ha	%
Dyrket ikke kunstvandet	1.218	71
Naturlige græsarealer	73	4
Komplekt dyrkningsmønster	419	25
Ialt	1.710	100

Tabel 4.3 Arealanvendelsen i oplandet til Ferring Sø (CORINE-kortlægning)

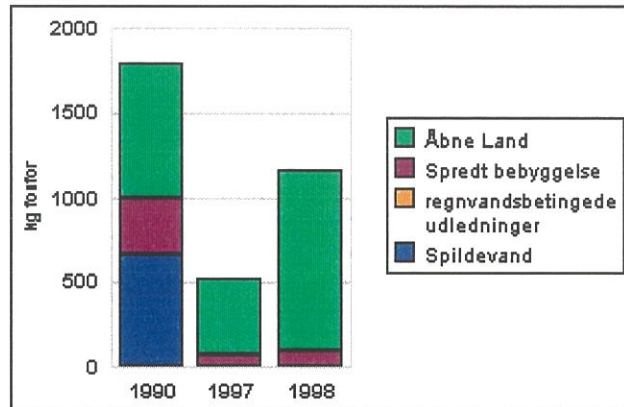
4.2 Kilder til næringsstofbelastning

Ferring Sø er tidligere blevet belastet med næringsstoffer fra flere mindre bysamfund samt et mejeri. I dag er spildevandsbelastningen begrænset til kun at stamme fra et regnvandsbetonet udløb samt spredt bebyggelse. Den primære næringsstofbelastning fra oplandet til Ferring Sø stammede i 1998 fra det åbne land eksklusiv spredt bebyggelse. Bidraget fra det åbne land udgjorde 1074 kg i 1998 svarende til 92% af den samlede belastning fra oplandet. I 1990 udgjorde spildevandsbidraget en væsentlig større del af fosforbelastningen end i 1998. Spildevandsbidraget inklusiv bidraget fra den spredte bebyggelse er således reduceret fra 1000 kg fosfor i 1990 til 97 kg i 1998 (figur 4.1).

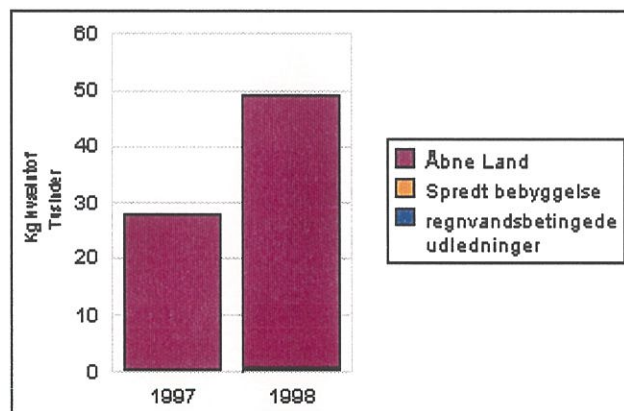
Kvælstofbelastningen fra oplandet til Ferring Sø stammer næsten udelukkende fra det åbne land eksklusiv spredt bebyggelse. I 1998 udgjorde den kvælstofbelastning fra det åbne land 99% af den samlede kvælstofbelastning på 49,3 ton kvælstof fra oplandet til Ferring Sø. Størrelsen af kvælstoftilførelsen fra de enkelte kilder er ikke opgjort for 1990 (figur 4.2).

Den atmosfæriske deposition estimeres til at have bidraget med henholdsvis 32 kg fosfor og 4758 kg kvælstof i 1998. Næringsstofbelastningen gennem landtangen skønnes at udgøre ca. 10 kg fosfor og 100 kg kvælstof (VKI, 1998).

Næringstoftilførslen via grundvand antages at udgøre i størrelsesordenen 250-500 kg fosfor og 7,5-15 ton kvælstof pr. år (VKI, 1998).



Figur 4.1 Fosforbidraget fra oplandet til Ferring Sø fordelt på belastningskilder i årene 1990, 1997 og 1998. I 1990 indgår regnvandsbetingede udledninger i spildevandsbidraget.



Figur 4.2 Kvælstofbidraget fra oplandet til Ferring Sø fordelt på belastningskilder i årene 1990, 1997 og 1998.

4.3 Målsætning og anvendelse

Ferring Sø er i Regionplan 1997-2001 målsat A1/B, dvs. som et naturvidenskabeligt interesseområde med et naturligt og alsidigt plante- og dyreliv. A1-målsætningen henfører til, at der er konstateret odder i søsystemet.

B-målsætningen indebærer at fosforindholdet i søen ikke må overstige 0,075 mg P/l som årgennemsnit, og sommersigtedybden (1. maj-30.september) skal mindst være 1 meter.

Søen anvendes i dag rekreativt til fiskeri og jagt. Der har pga. store

tætheder af potentielt giftige alger været badeforbud i Ferring Sø siden 1982.

Som følge af forureningen med næringsstoffer fra oplandet til søen fremstår Ferring Sø som en meget næringsrig sø. Uklart vand er den mest iøjnefaldende effekt af de omfattende næringsstoffilførsler, og målsætningen kan af denne og adskillige andre årsager ikke betragtes som opfyldt.

5 Vand- og næringsstofbalancer

Grundlaget for opstilling af vand- og stofbalancer for Ferring Sø er de løbende målinger af vandføring og stoffkoncentrationer i de 3 tilløb Grydsbæk, Gåskærhus grøft og Hestdal Bæk.

Målestationerne i tilløbene dækkede i 1998 et oplandsareal på i alt 1204,4 ha, benævnt det målte opland. De resterende 502,9 ha af det samlede opland benævnes det umålte opland. Det umålte opland er i beregningerne opdelt i et dyrket opland på 455,9 ha og et naturopland på 47 ha.

Beregningerne af vand- og næringsstofftilførslen fra den dyrkede del af det umålte opland er gennemført på grundlag af målingerne i Gåskærhus grøft. Det antages i den forbindelse, at den arealspecifikke afstrømning fra det umålte opland svarer til middelfafstrømningen fra Gåskærhus grøft, og at næringsstoffindholdet i det tilstrømmende vand fra det umålte opland kan beskrives ved de vandføringsvægtede gennemsnitsindhold af næringsstoffer i vandet fra Gåskærhus grøft.

Beregningerne af vand- og næringsstofftilførslen fra den udyrkede del af det umålte opland er gennemført på grundlag af målingerne i Hestbæk, som er beliggende i et naturopland i Klosterheden Plantage. Det antages, at den arealspecifikke afstrømning fra det umålte naturopland svarer til middelfafstrømningen fra Hestbæk, og at næringsstoffindholdet i det tilstrømmende vand fra det umålte naturopland kan beskrives ved de vandføringsvægtede gennemsnitsindhold af næringsstoffer i vandet fra Hestbæk.

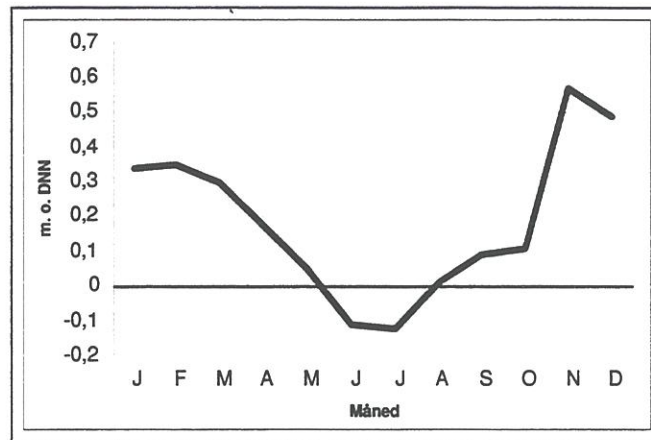
Der kan i perioder strømme vand fra Vesperne til Ferring Sø ved tilbageløb gennem afløbet. Desuden kan der forekomme ind- og udsivning af vand gennem den smalle landtange mellem Vesterhavet og søen. Forsøgt med opstilling af kontinuerte vandføringsmålere i afløbet, som skulle være i stand til at registre både indstrømmende og udstrømmende vandmængder er som følge af tekniske problemer endnu ikke lykkedes. Det har derfor ikke været muligt, at fastlægge størrelsen af vandtransporten gennem afløbet, og dermed har det heller ikke været muligt at estimere grundvandstilstrømningen, vandudvekslingen gennem landtangen og opstille en vandbalance for søen.

På grund af vanskelighederne ved at fastlægge vandbalancen kan der heller ikke opstilles endelige massebalancer for fosfor, kvælstof og jern.

5.1 Vandbalance

5.1.1 Vandstand og volumenændringer

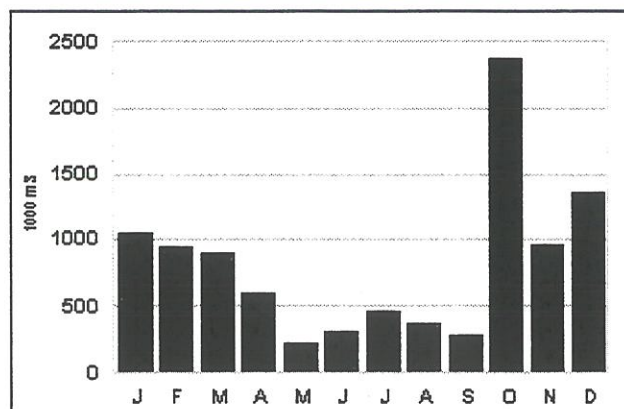
Vandspejlskoten i Ferring Sø varierede i 1998 mellem -0,13 og 0,57 m. o. DNN (fig. 5.1) svarende til en volumenforskel på 2,16 mill. m³. Magasinændringen udgjorde på årsbasis 0,27 mill. m³. Vandstanden blev ikke registreret kontinuert, men blev aflæst på skalapæl i forbindelse med søtilsynene.



Figur 5.1 Årstidsvariation i vandstand i Ferring Sø 1998.

Variationen i de samlede tilførte vandmængder inklusiv nedbør til Ferring Sø i 1998 er vist på figur 5.2. I opgørelsen indgår ikke indsvivning af saltvand gennem landtangen, tilbageløb via afløbet og grundvandsindsvivning.

På baggrund af salinitetsniveauet i søen antages saltvandsindtrængningen via landtangen at udgøre ca. 0,6 mio. m³ pr. år. Grundvandstilstrømningen antages at ligge i størrelsesordenen 1-2 mio. m³ pr. år.



Figur 5.2 Variationen i den månedlige bruttotilførsel af vand til Ferring Sø inklusiv nedbør, 1998.

I tabel 5.1 er den overfladiske tilstrømning i overvågningsperioden 1989-1998, fordelt på de enkelte tilløb angivet for de år hvor der foreligger data.

Vandtilstrømningen via overfladeafstrømning udgjorde i 1998 6,09 mio m³, hvilket var dobbelt så stor en afstrømning end i det meget tørre år 1997. Afstrømningen i 1998 var således i samme størrelsesorden som afstrømningen i 1989 og 1990.

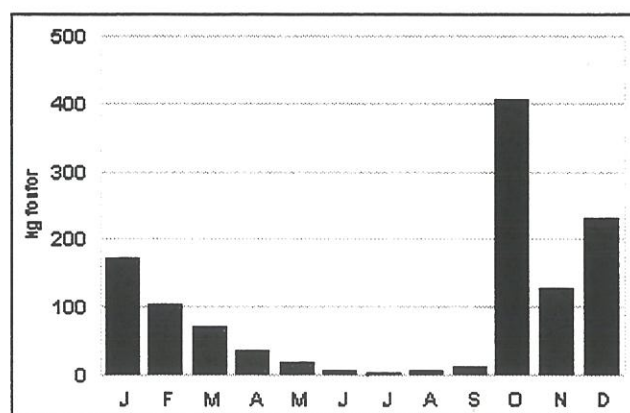
	Oplandsareal, ha				Vand mio. m ³			
	1989	1990	1997	1998	1989	1990	1997	1998
Grydsbæk	810	810	729	729	1,99	2,92	1,54	2,84
Hestdal Bæk	291	291	291	291	1,2	1,01	0,59	0,87
Gåskærhus Grøft	184	184	184	184	0,57	0,77	0,3	0,66
Vejlby Enge		100				0,95		
Målt ialt	1.285	1.385	1.204	1.204	3,76	5,65	2,43	4,37
Umålt dyrket	475	375	456	456	1,47	1,57	0,73	1,64
Umålt natur	47	47	47	47	0,11	0,12	0,06	0,07
Ialt	1.807	1.807	1.707	1.707	5,32	7,34	3,22	6,09

tabel 5.1 Overfladisk vandtilstrømning til Ferring Sø 1989, 1990, 1997 og 1998.

5.2 Næringstofbalancer

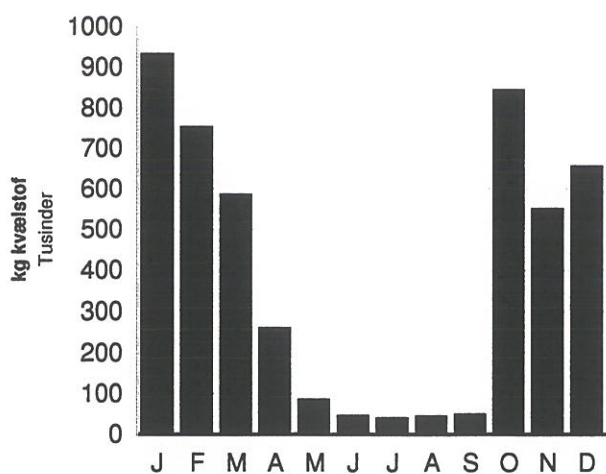
Som det fremgår af ovenstående kan der som følge af afløbsforholdene ikke opstilles sikre næringsstofbalancer for Ferring Sø. I nedenstående er der derfor kun foretaget en beskrivelse af næringsstoffiledningen til søen.

Fosfortilførslen til Ferring Sø i 1998 eksklusiv bidrag fra indsivning gennem landtangen, grundvand og tilbageløb via afløbet, præsenteret på månedsbasis fremgår af figur 5.3. Fosfortilførslen var størst i efteråret i forbindelse med de store afstrømninger/hændelser i primært oktober. I sommerperioden var fosfortilførslen tilsvarende lav som følge af den lave afstrømning.



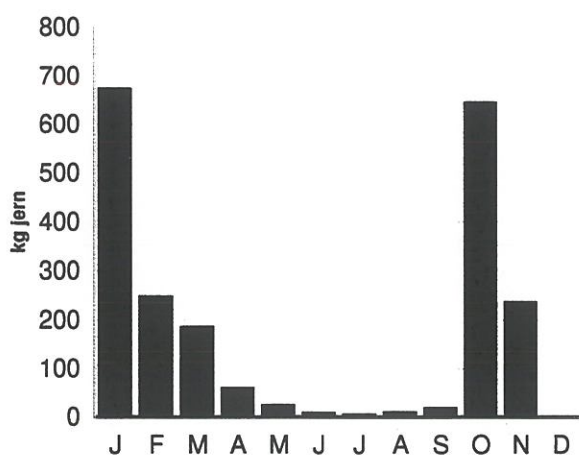
Figur 5.3 Tilførte fosformængder til Ferring Sø på månedsbasis 1998 (inklusive atmosfærisk deposition, eksklusiv indsivning via landtangen og grundvand samt tilbageløb via afløb).

I 1998 var kvælstoftilførslen til Ferring Sø størst i vinterhalvåret. I modsætning til fosfortilførslen som var størst i efterårsperioden var kvælstoftilførslen størst i perioden januar-marts (figur 5.4).



Figur 5.4 Tilførte kvælstofmængder til Ferring Sø på månedsbasis 1998 (inklusive atmosfærisk deposition, eksklusiv indsivning via landtangen og grundvand samt tilbageløb via afløb).

Tilførslen af jern til Ferring Sø er i lighed med tilførslen af kvælstof og fosfor afhængig af afstrømningen. Jerntilførslen har således været størst i januar og oktober i 1998 (figur 5.5).



Figur 5.5 Tilførte jernmængder til Ferring Sø på månedsbasis 1998 (inklusive atmosfærisk deposition, eksklusiv indsivning via landtangen og grundvand samt tilbageløb via afløb).

5.2.1 Næringsstofbelastning af Ferring Sø

Ferring Sø er igennem mange år blevet belastet med næringsstoffer fra bymæssig og spredt bebyggelse, samt diffus afstrømning fra de

intensivt dyrkede landbrugsarealer i oplandet. Tidligere modtog søen desuden spildevand fra et mejeri.

I Tabel 5.2 og 5.3 er der foretaget en belastningsopgørelse for fosfor og kvælstobelastningen i 1989, 1990, 1997 og 1998, fordelt på tilløb, umålt opland, grundvand, indsivning gennem landtangen og atmosfærisk deposition.

	Fosfor ton/år			
	1989	1990	1997	1998
Grydsbæk	0,48	0,71	0,25	0,53
Hestdal Bæk	0,35	0,29	0,11	0,15
Gåskærhus grøft	0,13	0,17	0,04	0,14
Vejlby Enge		0,29		
Umålt (dyrket)	0,34	0,34	0,12	0,34
Umålt (natur)	0	0	0	0
Opland i alt	1,31	1,8	0,53	1,17
Atm. deposition	0,03	0,03	0,03	0,03
Saltvandsindtrængning *	0,01	0,01	0,01	0,01
Grundvandstilførsel *	0,25-0,50	0,25-0,50	0,25-0,50	0,25-0,50
Total tilførsel	1,6-1,8	2,1-2,3	0,8-1,0	1,4-1,7

Tabel 5.2 Fosforbelastningen til Ferring Sø 1989, 1990, 1997 og 1998.
(* skønnet værdi)

	Kvælstof ton/år			
	1989	1990	1997	1998
Grydsbæk	16,5	35,6	15,2	23,2
Hestdal Bæk	7,6	8,3	3,9	5,6
Gåskærhus Grøft	6,7	9,9	2,5	5,7
Vejlby Enge		2,2		
Umålt (dyrket)	17,3	20,2	6,2	14,1
Umålt (natur)	0,07	0,04	0,01	0,02
Opland i alt	48,2	76,2	27,8	48,7
Atm. deposition	3,7	3,7	3,7	3,7
Saltvandsindtrængning *	0,1	0,1	0,1	0,1
Grundvandstilførsel *	7,5-15	7,5-15	7,5-15	7,5-15
Total tilført	59,5-67,5	87,5-95	39,1-46,6	60-67,5

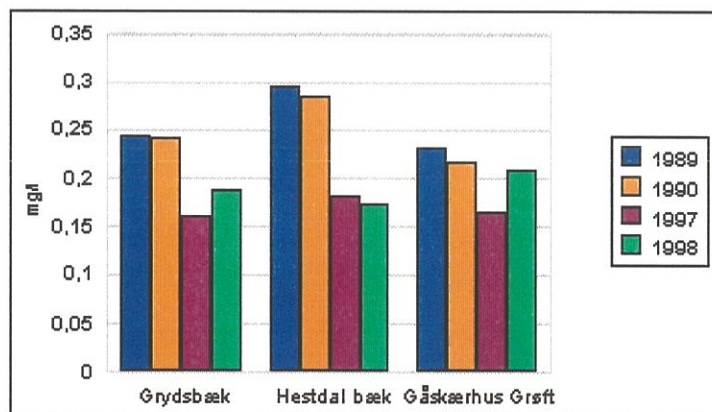
Tabel 5.3 Fosforbelastningen til Ferring Sø 1989, 1990, 1997 og 1998.
(* skønnet værdi)

Nærings saltbelastningen til Ferring Sø er i høj grad styret af afstrømningsforholdene. I 1997 hvor afstrømningen kun udgjorde omkring 60% af den normale afstrømning var belastningen af både fosfor og kvælstof således væsentlig mindre end i 1998, hvor afstrømningen var 32% større end normalen for perioden 1961-1990.

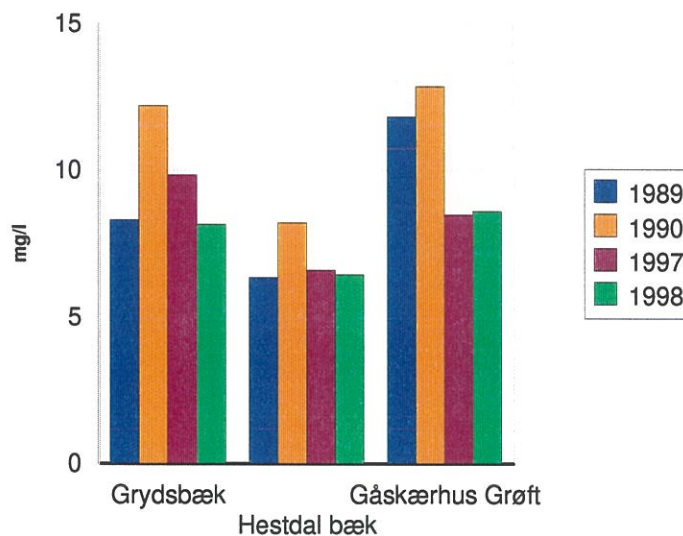
Der kan ikke spores nogen større effekt af de gennemførte reduktioner i spildevandstilledningen på den samlede næringsstofbelastning til Ferring Sø. Der kan anes et svagt fald i fosforbelastningen fra 1989-90 til 1997-98, hvorimod der ikke kan spores nogen udvikling i

kvælstofbelastningen. Denne tendens afspejler sig også i udviklingen i de vandføringsvægtede næringssaltkoncentrationer i tilløbene til søen (Figur 5.6 og 5.7). De vandføringsvægtede fosforkoncentrationer har således været markant lavere i 1997 og 1998 end i 1989 og 1990 i Grydsbæk og Hestdal Bæk, mens faldet i Gåskærhus Grøft har været mindre markant.

Der kan kun spores en faldende tendens i den vandføringvægtede kvælstofkoncentration i Gåskærhus Grøft. I Hestdal Bæk og Grydsbæk har kvælstofkoncentrationen i 1998 været i samme størrelsesorden som i 1989.



Figur 5.6 Udviklingen i den vandføringsvægtede fosforkoncentration i tilløbene til Ferring Sø.



Figur 5.6 Udviklingen i den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration i tilløbene til Ferring Sø.

6 De frie vandmasser - fysiske og kemiske forhold

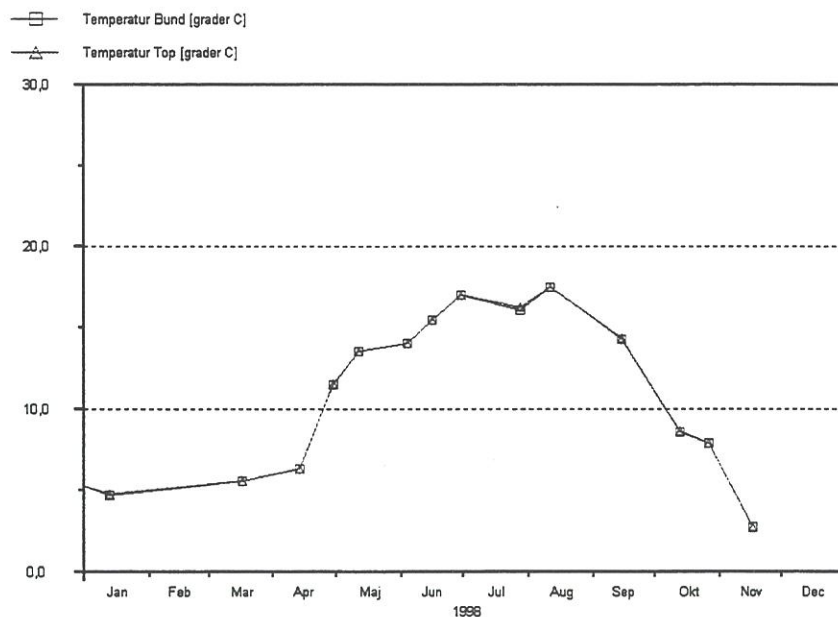
Til beskrivelse af de fysiske og kemiske forhold i de frie vandmasser i Ferring Sø 1998 blev der taget vandprøver og foretaget felt målinger 17 gange i løbet af 1998. Der blev som følge af sygdom kun foretaget ét tilsyn i juli og tilsynet i december blev forhindret pga. is.

I det følgende er de vigtigste målte variabler i 1998 præsenteret grafisk og kort kommenteret, mens bilag 3 indeholder en samlet oversigt over de målte værdier i perioden 1978-1998. Til belysning af udviklingen i perioden 1990-1998 er der for de vigtigste variabler foretaget en præsentation af års- og sommermiddelværdierne.

Kort over Ferring Sø med indtegnede prøvetagningsstationer fremgår af bilag 1.

Temperatur og ilt

Årstidsvariationen af vandtemperaturen i overfladen og ved bunden er vist i figur 6.1. Vandtemperaturen i Ferring Sø varierede i 1998 mellem 2,8 grader i november og 17,5 grader i midten af august. Hele året har der været ens temperaturer i hele vandsøjlen, hvilket er ensbetydende med, at vandmasserne ikke var temperaturlagdelte.

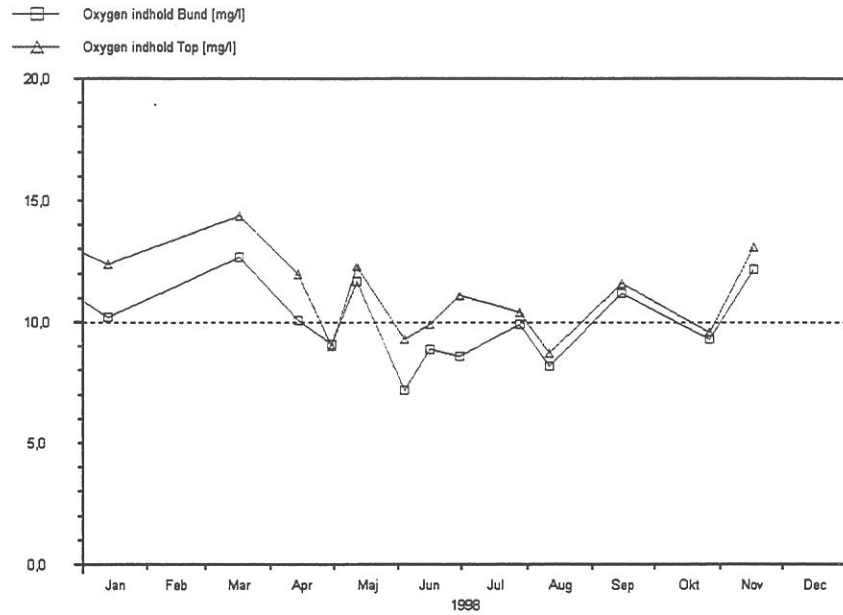


Figur 6.1 Søvandets temperatur i Ferring Sø 1998.

Ilt

Som følge af fuld opblanding af vandmassen gennem hele året har iltindholdet i bundvandet stort set fulgt iltindholdet i overfladevandet.

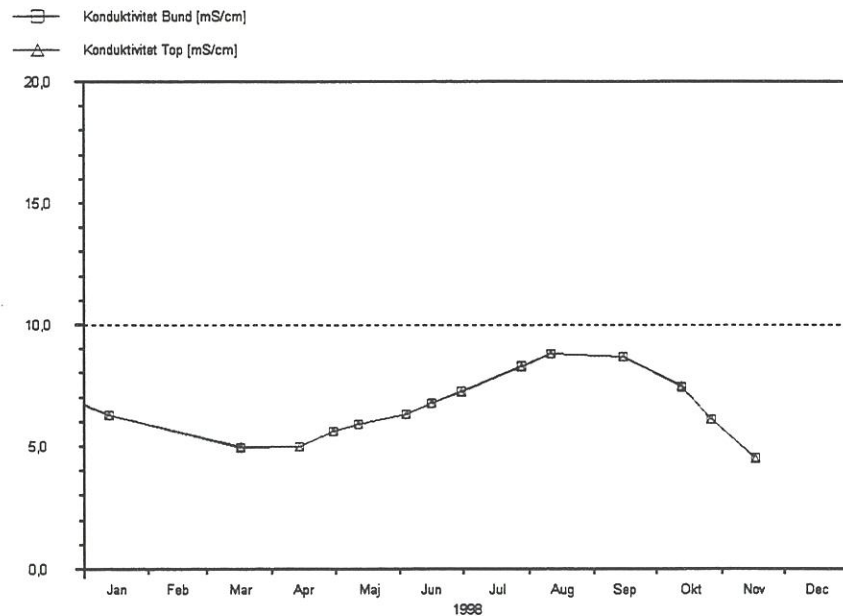
Således har iltindholdet i bundvandet ikke været mindre end 7,2 mg O₂/l i 1998 (fig.6.2).



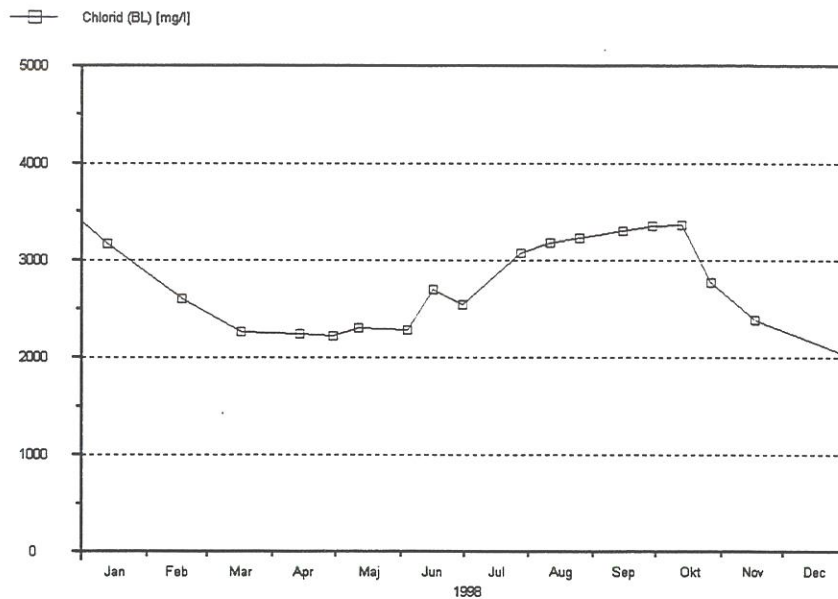
Figur 6.2 Søvandets iltkoncentration i Ferring Sø 1998.

**Konduktivitet
Klorid**

og Konduktiviteten og kloridkoncentrationen i Ferring Sø varierer over året med de laveste værdier i vinterhalvåret og de højeste værdier i sensommeren og efteråret (fig. 6.3 og fig. 6.4).



Figur 6.3 Konduktiviteten i søvandet i Ferring Sø 1998



Figur 6.4 Søvandets kloridkoncentration i Ferring Sø 1998.

Det gennemsnitlige kloridindhold i søvandet i Ferring Sø har i perioden 1990-1998 været forholdsvis konstant med koncentrationer mellem ca. 1700 mg/l og ca. 3200 mg/l (tabel).

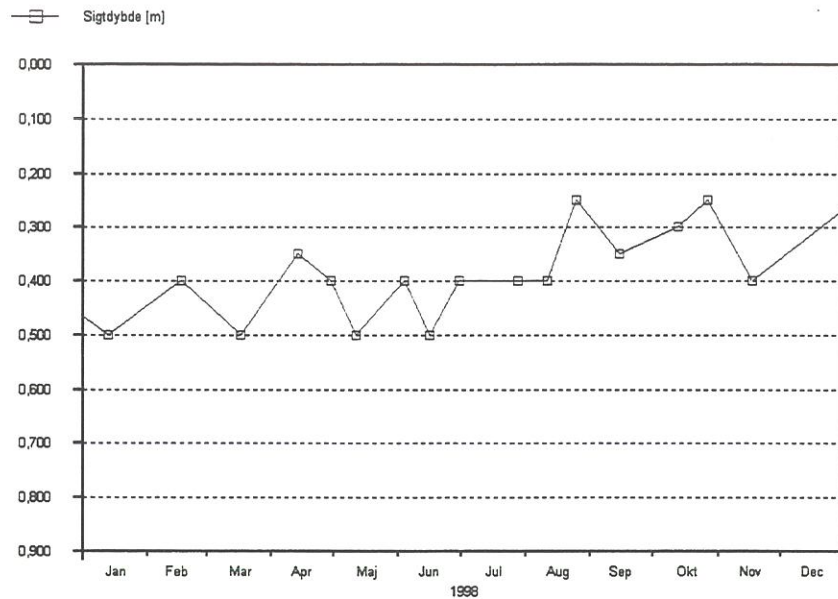
Variationen over årene er forårsaget af den årstidsbetingede variation i vejr-, nedbørs- og afstrømningsforholdene.

	År (mg/l)	Sommer (mg/l)
1990	2.261	2.499
1991	1.806	1.793
1992	2.458	2.544
1993	2.735	3.075
1994	1.843	1.869
1997	3.209	3.224
1997	2.680	2.829

Tabel 6.1 Tidsvægtede års- og sommermiddelkloridkoncentrationer i Ferring Sø 1990-1998.

Sigt dybde

Sigt dybden i Ferring Sø er lav og varierede i 1998 fra 0,50 m i januar, marts og maj-juni til 0,25 m i november (fig. 6.5).



Figur. 6.6 Årstidsvariationen i sigtdybden i Ferring Sø 1998.

De tidsvægtede års- og sommermiddelsigtdybder har varieret fra 0,14 m i 1992 til 0,43 m i 1997. I årene 1990-1994 lå den tidsvægtede gennemsnitlige sigtdybde i intervallet 0,14-0,24 m mens den siden 1995 er steget til et niveau på 0,36-0,43 m (tabel 6.2)

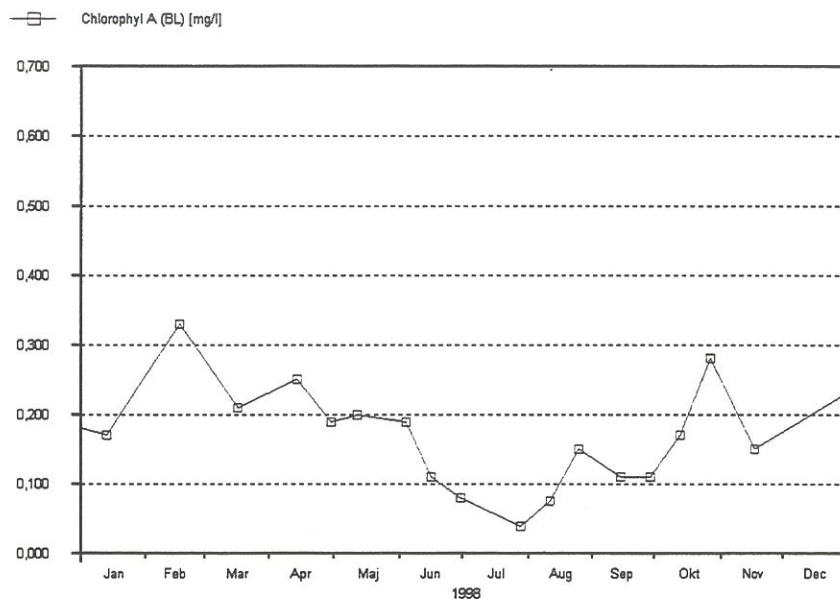
	År (m)	Sommer (m)
1990	0,23	0,22
1991	0,2	0,16
1992	0,18	0,14
1993	0,22	0,25
1994	0,22	0,24
1995	0,36	0,38
1997	0,39	0,43
1998	0,4	0,39

Tabel 6.2 Tidsvægtede gennemsnitlige sigtdybder i Ferring Sø 1990-1995, 1997-1998.

Klorofyl-a

Koncentrationen af klorofyl-a har i perioden 1990-1998 ligget på et temmelig højt niveau. I 1997 og 1998 har der været tendens til faldende gennemsnitlige års- og sommerkoncentrationer. Desuden har årsgennemsnittet siden 1992 været højere end sommergennemsnittet.

Der er ikke fundet nogen tydelig sammenhæng mellem chl.a niveauet og sigtdybden, og mellem chl.a niveauet og mængden af suspenderet stof.



Figur. 6.7 Årstidsvariation for chl.a koncentrationen i Ferring Sø 1998.

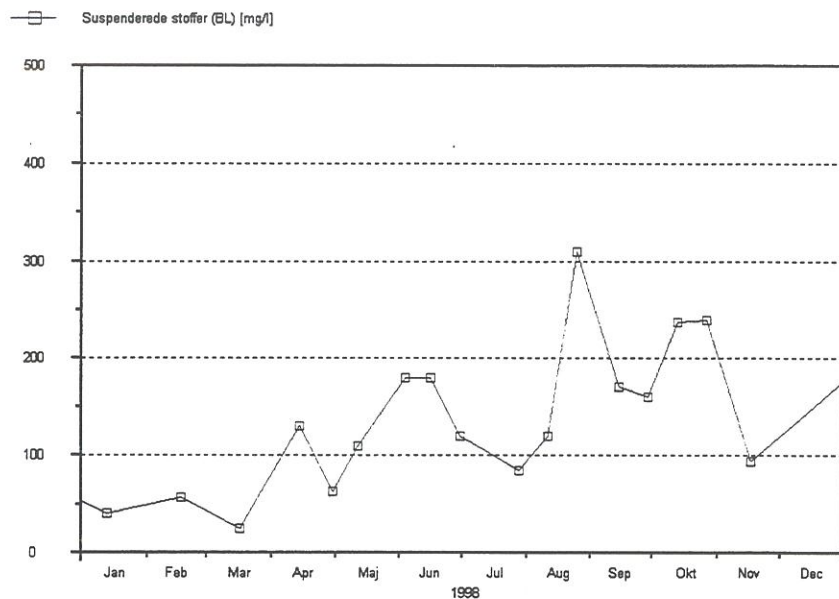
	År (mg/l)	Sommer (mg/l)
1990	0,24	0,25
1991	0,26	0,27
1992	0,31	0,34
1993	0,26	0,19
1994	0,32	0,26
1995	0,23	0,17
1997	0,17	0,12
1998	0,18	0,12

Tabel 6.3 Tidsvægtede gennemsnitlige chl.a koncentrationer i Ferring Sø 1990-1995 og 1997-1998.

Suspenderet stof

Mængden af suspenderet stof har i hele 1998 ligge på et højt niveau (>24 mg/l) med de største koncentrationer i perioden august-oktober. Sammenhængen mellem klorofyl og suspenderet stof er ikke særlig entydig, hvorimod der er en vis sammenhæng mellem sigtddyben og mængden af suspenderet stof.

Det gennemsnitlige indhold af suspenderet stof faldt fra 229 mg/l i 1992 til 91,5 mg/l i 1997 hvorefter gennemsnitsværdien i 1998 er steget til 126 mg/l. Den svagt faldende tendens i mængden af suspenderet stof kan sandsynligvis i nogen grad relateres til faldet i mængden af fytoplankton (se kapitel 7).



Figur 6.8 Årstidsvariationen i mængden af suspenderet stof i Ferring Sø 1998.

	År (mg/l)	Sommer (mg/l)
1990	134	152
1991	180	244
1992	229	307
1993	183	164
1994	158	141
1995	105	104
1997	91	90
1998	126	154

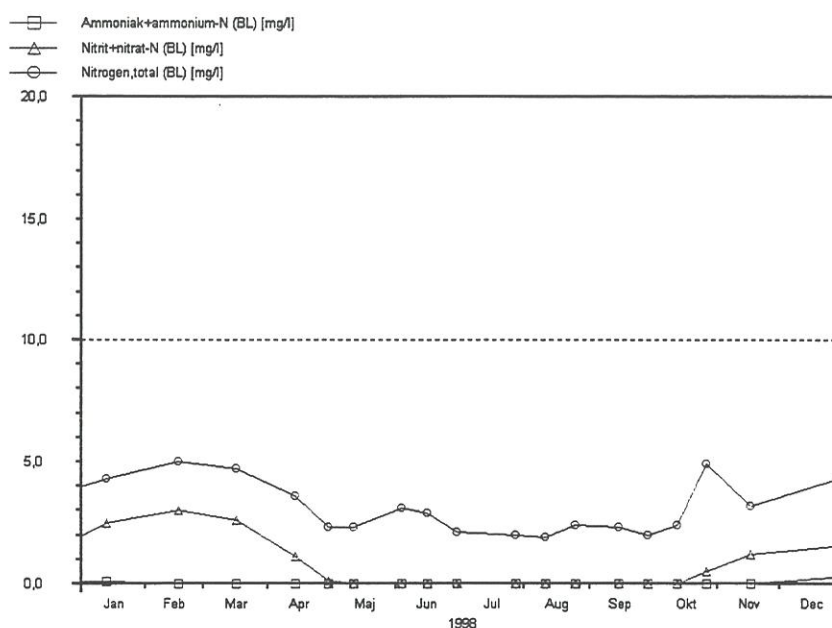
Tabel 6.4 Gennemsnitlige års- og sommerkoncentrationer af suspenderet stof i Ferring Sø 1990-1995 og 1997-1998.

Kvælstof

Koncentrationsniveauet for totalkvælstof er meget højt i Ferring Sø. I 1998 var koncentrationen i søvandet varieret i intervallet 1,90-5,00 mg/l med de højeste værdier i vinterhalvåret (fig. 6.9). Kurveforløbet for totalkvælstof og nitrit+nitrat for vand med et landbrugsopland, har typisk høje værdier i vinterhalvåret, når afstrømningen fra oplandet er stort og lave værdier i sommerhalvåret, når afstrømningen fra oplandet er mindst. Koncentrationen af nitrit+nitrat har i hele sommerperioden ligget nær eller under detektionsgrænsen. Ammonium+ammoniakkoncentrationen har i hele 1998 været mindre end 0,009 mg/l.

De tidsvægtede års- og sommermiddelkoncentrationen af total N var i 1998 henholdsvis 3,30 og 2,33 mg/l. Værdierne for nitrit+nitrat-N var 0,959 og 0,009 mg/l (tabel 6.5).

Der har ikke været nogen entydige udviklingstendener i de gennemsnitlige koncentrationer for både total-kvælstof og nitrit+nitrat-N i perioden 1990-1998.



Figur 6.9 Årstidsvariationen i søvandets indhold af total kvælstof, Nitrit+nitrat-N og ammonium+ammoniak-N i Ferring Sø 1998.

	Total kvælstof (mg/l)		Nitrit+nitrat-N (mg/l)	
	År	Sommer	År	Sommer
1990	3,62	2,58	1	0,04
1991	3,07	2,76	0,2	0,06
1992	4,85	3,03	0,98	0,03
1993	7,19	4,71	1,38	0,17
1994	6,04	3,5	0,55	0,12
1995	3,15	2,79	0,52	0
1997	3,5	2,38	0,87	0
1998	3,3	2,33	0,96	0

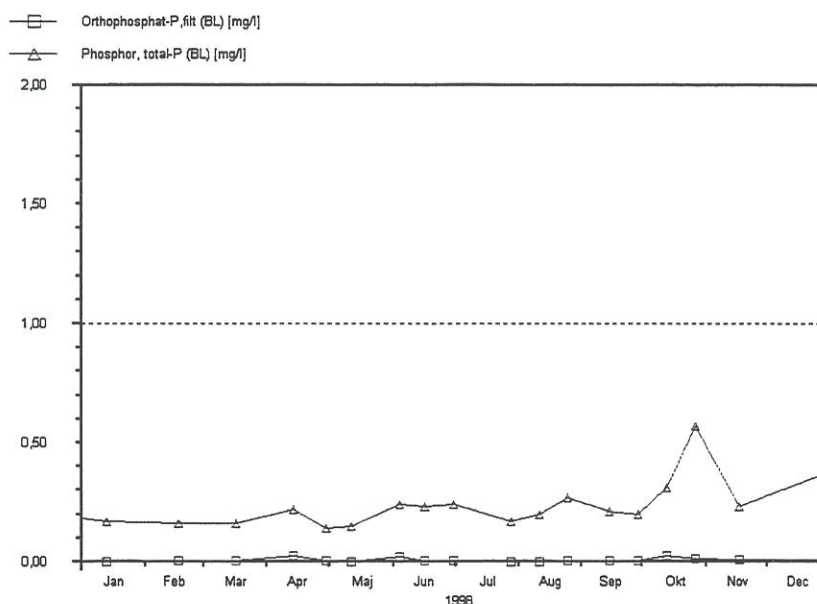
Tabel 6.5 Tidsvægtede års- og sommergennemsnit af totalkvælstof- og nitrit+nitratkoncentrationen i Ferring Sø 1990-1995 og 1997-1998.

Fosfor

Totalfosforindholdet i Ferring Sø i 1998 har, bortset fra prøvetagningen i slutningen af oktober, hvor der blev registreret en koncentration på 0,570 mg P/l, i 1998 varieret i intervallet 0,150-0,310 mg P/l. I modsætningen til de relativt høje totalfosforkoncentrationer har mængden af orthofosfat hele året været mindre end 0,025 mg P/l, og bortset fra begyndelsen af juni har orthofosfatkoncentrationen i hele sommerperioden været mindre end 0,005 mg P/l (fig. 6.10).

De tidsvægtede års- og sommermiddelmekoncentrationen af total P var i 1998 henholdsvis 0,230 og 0,210 mg/l. Værdierne for opløst fosfat var henholdsvis 0,007 og 0,006 mg/l (tabel 6.6).

Den gennemsnitlige fosforkoncentration for hele året er faldet fra et niveau på 0,37-0,55 mg/l i perioden 1990-1994 til et niveau på ca. 0,23 mg/l i årene 1995, 1997 og 1998. Faldet i fosforniveauet i søen er sammenfaldende med gennemførelsen af omfattende kloakeringer i oplandet til søen.



Figur 6.10 Årstidsvariationen i koncentrationen af total fosfor og orthofosfat (filtreret) i Ferring Sø 1998.

	Total fosfor (mg/l)		Orthofosfat (mg/l)	
	År	Sommer	År	Sommer
	0,47	0,55	0,019	0,027
	0,55	0,75	0,040	0,082
	0,47	0,58	0,004	0,003
	0,38	0,27	0,009	0,007
	0,44	0,34	0,008	0,009
	0,23	0,21	0,006	0,007
	0,24	0,2	0,005	0,006
	0,23	0,21	0,007	0,005

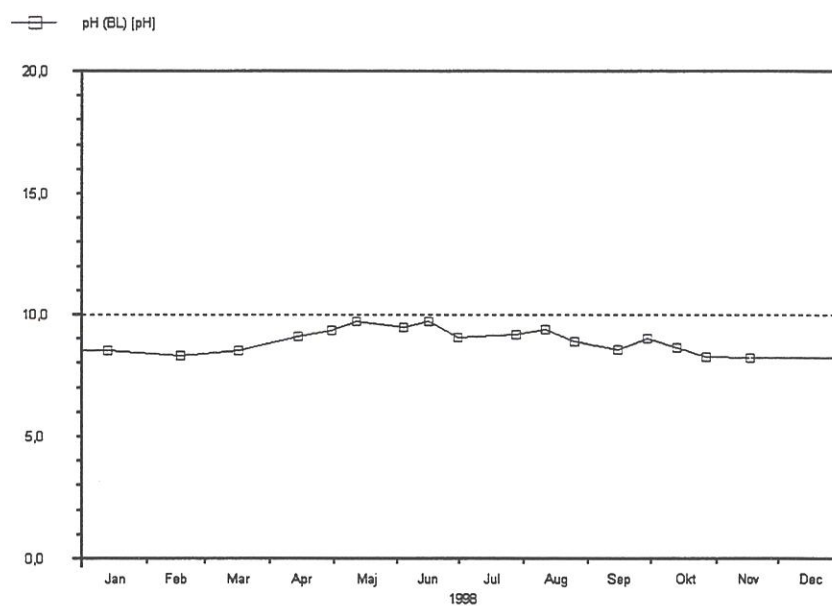
Tabel 6.6 Tidsvægtede års- og sommerkoncentrationer af totalfosfor og orthofosfat (filtreret) i Ferring Sø 1990-1995 og 1997-1998.

pH

pH-værdien er forholdsvis høj i Ferring Sø. I 1998 har pH således gennem hele året været mellem 8,24 og 9,70 (fig. 6.11). Værdierne i

sommerperioden er så høje, at de må betragtes som et problem for vandmiljøet i Ferring sø, idet der bl.a. kan opstå skader på fisk

Der har ikke været udviklingstendenser i pH-niveauet i perioden 1990-1998 (tabel 6.7)



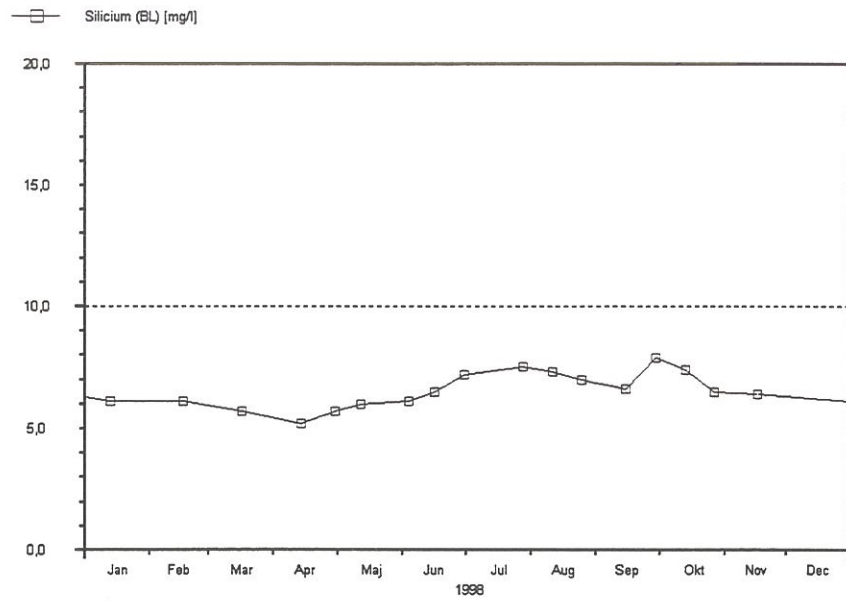
Figur 6.11 Årstidsvariationen i søvandets pH værdi i Ferring Sø 1998.

	År	Sommer
1990	8,61	9,12
1991	8,9	9,32
1992	8,94	9,55
1993	8,76	9,27
1994	8,78	9,41
1995	8,89	9,45
1997	8,93	9,13
1998	8,8	9,21

Tabel 6.7 Tidsvægtede års- og sommerværdier for pH i Ferring Sø 1990-1995 og 1997-1998.

Silicium

Koncentrationen af silicium varierede fra mellem 5,2 og 7,9 mg/l i 1998. Silicium har dermed ikke været begrænsende for kiselalgernes vækst i 1998.



Figur 6.12. Årstidsvariationen i søvandets indhold af silicium i Ferring Sø 1998.

7 Plankton

7.1 Fytoplankton 1998

Tabel 7.3a og 7.4a viser fytoplanktonbiomassen opdelt i hovedgrupper, gennemsnitlig biomasse og procentvis sammensætning i perioden maj-september og på årsbasis.

Biomasserne var store og varierede mellem 6,027 mm³/l i midten af marts og 24,393 mm³/l i begyndelsen af juni. Den gennemsnitlige volumenbiomasse i sommerperioden (maj-september) var på 14,786 mm³/l, mens den årgennemsnitlige biomasse var på 14,607 mm³/l.

De vigtigste fytoplanktongrupper var blågrønalgerne, grønalgerne og stilkalgerne, der udgjorde henholdsvis 58%, 24% og 11% af den årgennemsnitlige volumenbiomasse og henholdsvis 63%, 24% og 7% af sommergennemsnittet. Figur 7.1b og 7.2b viser den procentvise fordeling af fytoplanktonet fordelt på hovedgrupper.

Fytoplanktonbiomassen havde fire toppe i løbet af perioden, figur 7.1a og 7.2a. Den første top, 22,571 mm³/l i slutningen af april, domineredes af stilkalgen *Prymnesium parvum*, med 29%, med de kolonidannende blågrønalger *Aphanothece minutissima* og *Cyanonephron styloides* som næst vigtigste arter. Den anden top, 24,393 mm³/l i begyndelsen af juni, domineredes af den chlorococcale grønalge *Chlorella* sp., med 27%, med blågrønalgerne *Aphanothece minutissima*, *Pseudoanabaena acicularis* samt arter tilhørende *Gomsphosphaeria*-komplekset som næst vigtigste arter. De to sidste toppe, 18,610 mm³/l i slutningen af august og 17,777 mm³/l i midten af oktober domineredes begge af den potentielt giftige kolonidannende blågrønalge *Microcystis flos-aquae*, med henholdsvis 39% og 38%, med den chlorococcale grønalge *Chlorella* sp. som næst vigtigste art.

Blågrønalgerne havde store biomasser gennem hele perioden og var gennem det meste af perioden den dominerende fytoplanktonklasse. Dominerende arter var arter tilhørende *Gomsphosphaeria*-komplekset, den potentielt giftige kolonidannende *Microcystis flos-aquae*, de kolonidannende *Aphanothece minutissima* og *Cyanonephron styloides*, den potentielt giftige *Nodularia spumigena* samt *Pseudoanabaena acicularis*. I øvrigt bør det bemærkes, at alle blågrønalger bør regnes som potentielt giftige.

Rekylalgerne var repræsenteret af en lille population af den marine slægt *Leucocryptos* i oktober. Derudover sås kun enkeltregistreringer af rekylalger.

Der sås små biomasser af furealger i sommer-efterårsperioden repræsenteret af små nøgne furealger og den marine art *Gymnodinium sanguineum*, der er potentielt giftig over for fisk (Andersen, 1996).

Der sås små biomasser af de centriske kiselalger *Cyclotella* spp. i efteråret samt af de pennate arter *Entomoneis* sp. og *Navicula* sp. forår og efterår. *Entomoneis* sp. er en marin art.

Stilkalgerne forekom med forholdsvis store biomasser i perioden marts til august repræsenteret af *Prymnesium parvum*, der er kendt for at optræde i masseforekomst i meget næringsrige brakvandsområder og er toksisk over for fisk og bunddyr. Desuden sås enkeltforekomst af *Chrysochromulina parva*. *Chrysochromulina parva* er under masseforekomst sat i forbindelse med fiskedød (Hansen et al., 1994).

Grønalgerne, der var den næstvigtigste fytoplanktonklasse i Ferring Sø i 1998, var domineret af *Chlorella* sp., der sås med de største biomasser i maj-juni og oktober. *Chlorella* sp. ses ofte med store biomasser i saltvandspåvirkede søer.

Små ubestemte flagellater udgjorde 3,5% af den totale gennemsnitlige fytoplanktonbiomasse og sås med de største biomasser i august og november.

7.2 Zooplankton 1998

Tabel 7.3a og 7.4a viser zooplanktonbiomassen opdelt i hovedgrupper, gennemsnitlig biomasse og procentvis sammensætning i perioden maj-september og på årsbasis.

Zooplanktonbiomasserne svingede meget i løbet af perioden. Forår og efterår sås lave biomasser mens der i juni-juli sås store biomasser. Den gennemsnitlige biomasse i sommerperioden, der var 8,148 mm³/l, var således noget højere end gennemsnittet på årsniveau, der var 5,587 mm³/l.

De calanoide vandlopper dominerede totalt zooplanktonbiomassen med 81%. Næstvigtigste gruppe var hjuldyrene med 17%. De øvrige grupper udgjorde en meget lille andel af biomassen. Figur 7.3b og 7.4b viser den procentvise fordeling af zooplanktonet fordelt på hovedgrupper.

Zooplanktonbiomassen havde et markant maksimum i midten af juni, domineret af calanoide vandlopper med 81%, mens hjuldyrene udgjorde 18%. Desuden sås en mindre biomassetop i oktober, ligeledes domineret af calanoide vandlopper. Resten af perioden sås forholdsvis lave biomasser. Dominerende art var den calanoide vandloppe *Eurytemora affinis*, der udgjorde henholdsvis 67% og 61% af de to biomassetoppe. Den store biomassetop i juni subdomineredes af hjuldyrene *Brachionus quadridentatus* og *Brachionus urceolaris*, der tilsammen udgjorde 18% af biomassen.

Hjuldyrene havde en stor biomassetop i juni domineret af de store arter *Brachionus quadridentatus* og *Brachionus urceolaris* og subdomineret af *Filinia longiseta*. Resten af perioden sås lave hjuldyrbiomasser. De dominerende hjuldyr er alle almindeligt forekommende i brakvand, mens de typiske ferskvandshjuldyr var sparsomt forekommende.

Dafnierne udgjorde en ubetydelig andel af zooplanktonbiomassen. Der sås små populationer af *Daphnia galeata*, *Bosmina coregoni* og *Bosmina longispina* og af de bundlevende arter *Alonella nana* og *Chydorus sphaericus* samt af *Alona guttata*, der er knyttet til vegetationen.

De calanoide vandlopper, der totalt dominerede zooplanktonbiomassen, var domineret af *Eurytemora affinis*. Derudover sås små biomasser af *Acartia tonsa* samt en enkeltforekomst af *Eudiaptomus graciloides*. *Eurytemora affinis* er en ferskvandsart, der er almindeligt forekommende i brakvand, mens *Acartia tonsa* er en marin art, der ofte sammen med *Eurytemora affinis* dominerer zooplanktonbiomassen i brakvandsområder.

De cyclopoide vandlopper var repræsenteret af den store art *Cyclops vicinus*, der sås i alle stadier om foråret.

De harpacticoide vandlopper, der er bundlevende, sås med små spredte forekomster forår-sommer.

Derudover sås zoea-stadiet af rejen *Palaemon* sp. samt juvenile og voksne individer af mysiden *Neomysis integer*.

7.3 Fytoplanktonets egnethed som føde for zooplanktonet

7.3.1 Fytoplanktonets sammensætning

Fytoplanktonbiomassen var domineret af arter i størrelsesgruppen <50 µm det meste af perioden, figur 7.3. I forårsperioden sås dominans af blågrønalgerne *Cyanonephron styloides* og arter tilhørende

Gomphosphaeria-komplekset samt stilkalgen *Prymnesium parvum* i størrelsesgruppen <20 µm, blågrønalgen *Aphanothece minutissima* og den chlorococcale grønalge *Chlorella* sp. i størrelsesgruppen 20-50 µm. Om sommeren sås dominans af arter i størrelsesgruppen 20-50 µm med den chlorococcale grønalge *Chlorella* sp. som vigtigste art. Fra sidst på sommeren og prøvetagningsperioden ud sås skiftende dominans af arter i størrelsesgrupperne 20-50 µm og >50 µm med dominans af den chlorococcale grønalge *Chlorella* sp. i størrelsesgruppen 20-50 µm og af kolonier af blågrønalgen *Microcystis flos-aquae* i størrelsesgruppen >50 µm. Sammenfattende var fytoplanktonbiomassen domineret af arter, der er direkte tilgængelige for det græssende zooplankton hele prøvetagningsperioden på nær i oktober, hvor der sås dominans af arter i størrelsesgruppen >50 µm.

7.3.2 Zooplanktonets sammensætning

Zooplanktonets biomasse var domineret af calanoide vandlopper med dominans af *Eurytemora affinis* hele perioden, figur 7.6a. Kun i juni sås en større population af hjuldyr, domineret af arterne *Brachionus quadridentatus* og *Brachionus urceolaris* og subdomineret af *Filinia longiseta*. Dafnierne, de cyclopoide og de harpacticoide vandlopper havde meget lave biomasser hele perioden. De rovlevende arter, repræsenteret af voksne cyclopoide vandlopper og mysiden *Neomysis integer*, havde kun mindre betydning. Sammenfattende var zooplanktonbiomassen således domineret af arter, der vil kunne græsse på den tilgængelige fytoplanktonbiomasse.

7.3.3 Græsning

Tabel 7.1 viser den tilgængelige fytoplanktonbiomasse (arter <50 µm) og beregnede zoo-planktonfødeoptagelse samt græsningstider i dage og zooplanktonets græsningstryk i % i prøvetagningsperioden.

I bilag 4 er en oversigt over hver zooplanktongruppes fødeoptagelse på de enkelte prøvetagningsdage.

	Fytoplankton µg C/l	Zooplankton µg C/l/d	Græsnings- tid dage	Zooplankton græsnings- tryk
	B	I	B/I	I/B x 100%
17.03.98	660,7	41,76	15,8	6,3
14.04.98	1653,8	19,9	83,0	1,2
30.04.98	2535,9	15,9	160,0	0,6
12.05.98	2074,6	13,9	149,7	0,7
04.06.98	2125,4	330,1	6,4	15,5
16.06.98	1252,5	915,6	1,4	73,1
30.06.98	563,3	1029,3	0,6	182,7
28.07.98	750,4	174,3	4,3	23,2
11.08.98	659,7	46,7	14,1	7,1
25.08.98	1109,7	16,6	66,9	1,5
15.09.98	860,5	20,8	41,4	2,4
29.09.98	743,2	21,6	34,5	2,9
13.10.98	809,9	33,5	24,2	4,1
27.10.98	1121,1	31,4	35,7	2,8
17.11.98	870,4	11,8	74,0	1,4

Tabel 7.1.

*Tilgængelig fytoplanktonbiomasse (<50 µm) B i µg C/l og beregnet zooplanktonfødeoptagelse I i µg C/l/d. Tillige er angivet den beregnede græsnings-
tid i dage og zooplanktonets græsningstryk (I/B) i procent af den græsningsfølsomme del af fytoplanktonbiomassen i Ferring Sø i 1998.*

Ud fra de observerede kulstofbiomasseniveauer (563-2.536 µg C/l) af fytoplanktonformer <50 µm, tabel 7.1, var zooplanktonet ikke fødebe-
grænset på noget tidspunkt i løbet af perioden. Tærskelværdierne varierer fra art til art, fra stadie til stadie og gennem sæsonen. Værdier <100

$\mu\text{g C/l}$ anses for begrænsende for calanoide vandlopper, mens værdier $<200 \mu\text{g C/l}$ er begrænsende for dafnier.

Zooplanktonet udøvede et potentielt græsningstryk på den tilgængelige fytoplankton- biomasse (arter $<50 \mu\text{m}$) på mellem $<0,6\%$ og 183% , tabel 7.1, med de største værdier i juni, hvor græsningstrykket nåede over 100% . Resten af perioden sås meget lave værdier. Det var således kun i juni, at zooplanktonets beregnede græsningstryk kan have haft nogen indflydelse på fytoplanktonbiomassen.

Zooplanktonets beregnede fødeoptag, bilag 4, var størst i perioden juni-juli og var domineret af de calanoide vandloppers fødeoptag på nær i slutningen af juni, hvor hjuldyrenes fødeoptag dominerede. De calanoide vandloppers fødeoptag var domineret af *Eurytemora affinis*' fødeoptag. Hjuldyrenes fødeoptag var i juni domineret af fødeoptaget af *Brachionus quadridentatus*, *Brachionus urceolaris* og *Filinia longiseta*. Dafniernes og de cyclopoide vandloppers fødeoptag var ubetydeligt hele perioden.

7.3.4 Vandkemi

Fytoplanktonbiomassen har sandsynligvis været fosforbegrænset i dele af perioden med koncentrationer af uorganisk fosfor på $0,002 \text{ mg/l}$ og kvælstofbegrænset hele sommerperioden med koncentrationer af uorganisk kvælstof på $<0,007 \text{ mg/l}$. I den øvrige del af perioden har der været rigelige mængder af næringsstoffer. Koncentrationen af opløst silicium var meget stor hele perioden.

7.4 Samspil mellem fyto- og zooplankton samt fysisk-kemiske faktorer

Forår

Fra første prøvetagning i midten af marts steg fytoplanktonbiomassen til et højt niveau i slutningen af april. Perioden domineredes af stilkalgen *Prymnesium parvum*, med 29% , med de kolonidannende blågrønalger *Aphanothece minutissima*, *Cyanonephron styloides* og arter tilhørende *Gomphosphaeria*-komplekset som næst vigtigste arter. I maj faldt fytoplanktonbiomassen en smule, men forblev på et højt niveau. Der sås stadig dominans af samme arter, mens der desuden sås subdominans af den chlorococcale grønalge *Chlorella* sp., der var i tilvækst.

I forbindelse med de stigende fytoplanktonbiomasser i løbet af forårsperioden faldt koncentrationerne af opløst kvælstof og opløst fosfor til lave værdier, og har sandsynligvis været periodevis vækstbegrænsende. Som følge af den øgede produktion steg pH, (se kapitel 6). Koncentrationen af opløst silicium faldt under kiselalgerens maksimum i april, dog ikke markant på grund af de forholdsvis små biomasser af kiselalger.

Zooplanktonbiomassen lå på et meget lavt niveau i hele forårsperioden. Der sås dominans af den calanoide vandloppe *Eurytemora affinis*, der fra marts til maj udgjorde mellem 65% og 97% af den samlede zooplanktonbiomasse.

Zooplanktonets fødeoptag var meget lavt hele perioden, bilag 4, og græsningstrykket på den græsningsfølsomme del af fytoplanktonbiomassen var ligeledes meget lavt, mellem 0,6% og 6,3%, tabel 7.1.

Fødegrundlaget for zooplanktonet har været dårligt i hele forårsperioden, idet fytoplanktonbiomassen var domineret af *Prymnesium parvum*, der er toksisk over for blandt andet fisk og bunddyr samt af blågrønalger, der traditionelt anses for at være dårlig føde.

Zooplanktonbiomassen i brakvand er ofte domineret af få tilpasningsdygtige arter (hjuldyr af slægterne *Synchaeta*, *Keratella* og *Brachionus* samt vandlopperne *Eurytemora affinis* og *Acartia tonsa*), og der vil således, i de perioder hvor disse arter ikke forekommer, ofte ses meget lave biomasser. Desuden er der i brakvand ofte en ikke ubetydelig prædation på zooplanktonet fra hundestejler og mysider.

Sommer

I løbet af juni til begyndelsen af august faldt fytoplanktonbiomassen til et middelniveau. I juni dominerede den chlorococcale grønalge *Chlorella* sp. med op til 30%, mens forskellige blågrønalger subdominerede. Resten af perioden frem til midten af august domineredes af blågrønalger, med den potentielt giftige *Microcystis flos-aquae* som vigtigste art. I den sidste del af august steg fytoplanktonbiomassen atter markant og var stadig domineret af *Microcystis flos-aquae*, der udgjorde 39% af den totale fytoplanktonbiomasse.

Koncentrationerne af opløst kvælstof og opløst fosfor var sommeren igennem lave, kapitel 6, og har antageligt været periodevis vækstbegrænsende.

Zooplanktonbiomassen, der havde været på et meget lavt niveau hele forårsperioden, steg i løbet af juni til et meget højt niveau. I løbet af juli faldt zooplanktonbiomassen lige så hurtigt som den var steget i juni og nåede atter et lavt niveau i august. Hele sommerperioden domineredes af den calanoide vandloppe *Eurytemora affinis*, der udgjorde fra 56% til 88% af zooplanktonbiomassen og subdomineredes af calanoide nauplier. Desuden subdominerede hjuldyrene i juni, domineret af de store arter *Brachionus quadridentatus* og *Brachionus urceolaris* samt af *Filinia longiseta*.

Zooplanktonets fødeoptag, bilag 4, steg betragteligt i takt med opbygningen af zoo-planktonets biomassemaksimum i juni og var domineret af hjuldyrenes og de calanoide vandloppers fødeoptag. I løbet af juli faldt zooplanktonets fødeoptag atter til et lavt niveau og var resten af sommeren domineret af de calanoide vandloppers fødeoptag. Græsningstrykket, som det herbivore zooplankton udøvede på fytoplanktonet, steg ligeledes og nåede i juni op på over 100%, hvilket vil sige, at zooplanktonet potentielt har kunnet nedgræsse den græsningsfølsomme del af fytoplanktonet i denne periode. I juli faldt græsningstrykket atter og var på et meget lavt niveau resten af sommeren (tabel 7.1).

Fødegrundlaget for *Eurytemora affinis* og de dominerende hjuldyr har i juni været den chlorococcale grønalge *Chlorella* sp., der i denne periode dominerede fytoplanktonbiomassen. Der sås da også en kraftig reduktion i biomassen af *Chlorella* sp. i løbet af juni.

Efterår

I hele efterårsperioden sås forholdsvis høje fytoplanktonbiomasser domineret af blågrønaler med de potentielt giftige *Microcystis flos-aquae* og *Nodularia spumigena* som vigtigste arter. Endvidere sås store biomasser af den chlorococcale grønalge *Chlorella* sp. i oktober og af ubestemte heterotrofe flagellater i november.

Zooplanktonbiomassen var på et meget lavt niveau i hele efterårsperioden. Der sås stadig total dominans af den calanoide vandloppe *Eurytemora affinis*. I løbet af eftersommer-efterår sås populationer af mysiden *Neomysis integer*. *Neomysis integer* er et rovdyr, der selektivt tager nauplier og copepoditter af vandlopper og har derfor, sammen med eventuelle *trepiggede hundestejler*, udøvet et vist prædationstryk på zooplanktonet i Ferring Sø i 1998.

Zooplanktonets fødeoptag var lavt i hele efteråret, og var domineret af de calanoide vandloppers fødeoptag. Græsningstrykket var fortsat på et meget lavt niveau, tabel 7.1.

Suspenderede stoffer

Mængden af suspenderede stoffer lå hele tiden på et meget højere niveau end fytoplanktonbiomassen, hvilket indikerer, at mængden af det suspenderede materiale i langt højere grad er betinget af resuspension som følge af vindpåvirkning end af størrelsen af fytoplanktonbiomassen, kapitel 6.

Klorofyl a

Sammenlignes forløbet af klorofyl-a og fytoplanktonbiomasseforløbet, ses der ikke sammenhæng. Fytoplanktonbiomassen var hele perioden lille i forhold til de målte klorofyl-a koncentrationer. En sammenligning af koncentrationen af klorofyl-a og mængden af suspenderede stoffer viser derimod en bedre korrelation. Det må formodes, at de høje klorofyl-a

koncentrationer i forhold til fytoplanktonbiomassens niveau skyldes de meget høje koncentrationer af suspenderede stoffer, der ikke var fytoplankton. Den målte klorofyl-a koncentration afspejler dels den aktuelle fytoplanktonbiomasse, dels mængden af klorofyl-a rester i den organiske del af det suspenderede stof samt nedbrydningsprodukter af plantepigmenter, der har nøjagtig samme spektrale karakteristik som klorofyl-a. Klorofyl-a målingerne er altså både et udtryk for klorofyl-a og de øvrige pigmenters sæsonvariation og giver dermed et forkert billede af den levende autotrofe biomasse.

Sigtddybde

Sigtddybden afhænger af mængden af suspenderede stoffer, herunder fyto- plankton. Men da de suspenderede stoffer, der ikke er fytoplankton, forefindes i langt højere koncentrationer end det levende fytoplankton, er sigtddybden i langt højere grad styret af suspenderede stoffer, der ikke er fytoplankton end af det levende fytoplankton.

7.5 Fytoplankton 1987, 1990, 1991, 1992, 1993, 1994, 1995, 1997 og 1998

I 1994 havde fytoplanktonbiomassen ét markant sommermaksimum, mens der i årene 1995, 1997 og 1998 sås flere mindre biomassetoppe i løbet af prøvetagningsperioderne. Årene 1995, 1997 og 1998 karakteriseredes ved at have forholdsvis lave fytoplanktonbiomasser i sommerperioden, figur 7.1a og 7.2a.

De gennemsnitlige fytoplanktonbiomasser, der både for sommerperioden og på årsniveau er blevet kraftigt reduceret siden første planktonundersøgelse i 1987, figur 7.4, har i årene 1995, 1997 og 1998 ligget på et konstant, og i forhold til mange andre danske søer, højt niveau.

De maksimale biomasser er ligeledes blevet mindre gennem årene med den største værdi i 1987 og den laveste i 1998.

Reduktionen i fytoplanktonbiomassen skyldes primært en reduktion i blågrønalgernes biomasse. Grønalgernes biomasse, der gennem årene har været forholdsvis konstant, har i de senere år haft forholdsvis større betydning på grund af de faldende blågrønalgebiomasser. Desuden er der sket en ændring i sammensætningen af fytoplanktonklasserne, idet der i 1997 og 1998 sås forholdsvis større biomasser af stilkalger.

Blågrønalgerne domineredes især af de kolonidannende slægter *Aphanothece* og *Microcystis* samt arter tilhørende *Gomphosphaeria*-komplekset og de trådformede slægter *Planktolyngbya* og *Microcystis* og i 1993 og 1994 af *Nodularia*.

Furealgerne udgjorde alle år på nær 1997 en meget lille andel af fytoplanktonbiomassen. Furealgerne udgjorde i 1997 således 5% af fytoplanktonbiomassen, med ubestemte thekate furealger og de marine arter *Prorocentrum minimum* og *Gymnodinium sanguineum*, der er potentielt giftig, som vigtigste arter.

Kiselalgeres andel af fytoplanktonbiomassen var de fleste af årene ubetydelig. Kun i 1993 og 1997 havde kiselalgerne betydning, idet de i disse år udgjorde henholdsvis 15% og 8%. Disse store andele af biomassen skyldtes store forårsmaksima af den marine pennate art *Entomoneis* sp.

Stilkalgerne udgjorde en ubetydelig andel af biomassen på nær i 1997 og 1998, hvor de henholdsvis udgjorde 10% og 7%. Begge år domineredes stilkalgerne af *Prymnesium parvum*.

Grønalgeres biomasse, der gennem årene har været forholdsvis konstant, har i de senere år haft en procentvis større betydning på grund af de faldende blågrønalgebiomasser og dominerede således fytoplanktonbiomassen i 1997. Dominerende slægter blandt grønalgerne var *Scenedesmus* og *Oocystis*, mens de i 1997 og 1998 var domineret af *Chlorella* sp.

De øvrige fytoplanktonklasser udgjorde gennem årene en ubetydelig andel af fytoplanktonbiomassen i Ferring Sø.

7.6 Zooplankton 1987, 1990, 1991, 1992, 1993, 1994, 1995, 1997 og 1998

Den gennemsnitlige zooplanktonbiomasse varierede i årene fra 1987 til 1998 mellem 0,96 mm³/l og 5,58 mm³/l på årsbasis, med den laveste værdi i 1990 og den højeste i 1998, figur 7.7. Biomasserne var alle årene forholdsvis lave.

Zooplanktonsamfundet var alle årene artsfattigt og var domineret af hjuldyr og calanoide vandlopper. Biomassen var således domineret af calanoide vandlopper i 1987, 1990, 1991, 1994, 1995 og 1998, mens der i 1992, 1993 og 1997 sås dominans af hjuldyr.

De calanoide vandlopper var repræsenteret af *Eurytemora affinis* og i 1994, 1997 og 1998 af *Eudiaptomus graciloides*, der dog kun forekom sporadisk. Desuden sås i 1998 enkeltforekomst af *Eudiaptomus gracilis*. I 1997 og 1998 registreredes endvidere den marine art *Acartia tonsa* i efteråret. I de år, hvor de dominerede, udgjorde de calanoide vandlopper

fra 72% til 99% af den totale zooplanktonbiomasse. I 1992 og 1993 udgjorde de henholdsvis 27% og 21%, mens de i 1997 udgjorde 33%.

I de år, hvor de calanoide vandlopper dominerede, subdominerede hjuldyrene, mens der i 1992, 1993 og 1997 sås dominans af hjuldyr med subdominans af calanoide vandlopper. De vigtigste hjuldyrslægter var *Proalides*, *Brachionus*, *Keratella*, *Trichocerca*, *Notholca*, *Filinia* og *Synchaeta*. De dominerende arter under hjuldyrdominansen i 1992 var *Trichocerca stylata* og *Proalides* sp. og i 1993 og 1997 *Brachionus*-arterne *Brachionus quadridentatus*, *Brachionus calyciflorus* og *Brachionus urceolaris*.

De øvrige grupper sås kun fåtalligt og havde ikke nævneværdig betydning for zooplanktonbiomassen.

Da der alle årene har været rigelige mængder af tilgængelig føde for zooplanktonet, skyldes svingningerne i zooplanktonbiomassen antageligt svingninger i biomassen af prædatorerne *Neomysis integer* og fisk, primært den *trepiggede hundestejle*.

7.7 Samspil mellem fyto- og zooplankton

7.7.1 Størrelsesfordeling

Tabel 7.3b og 7.4b viser sommer- og årsgennemsnit af fytoplanktonbiomassen opdelt på størrelsesgrupper i årene 1994, 1995, 1997 og 1998.

I årene 1995, 1997 og 1998 var fytoplanktonbiomassen domineret af arter i størrelsesfraktionen <50 µm, der er direkte tilgængelige for de fleste zooplanktonformer. Kun i 1994 sås dominans af arter >50 µm, der er svært tilgængelige for det herbivore zooplankton.

7.7.2 Græsning

Ud fra de observerede kulstofbiomasser af tilgængelige fytoplanktonarter (arter <50 µm), der har varieret mellem 173 og 4.149 µg C/l, har zooplanktonet ikke på noget tidspunkt været fødebegrænset i årene 1994, 1995, 1997 og 1998.

Det beregnede græsningstryk, det herbivore zooplankton har udøvet på den tilgængelige fytoplanktonbiomasse, har alle årene været på et meget lavt niveau. Kun i to perioder, henholdsvis juni 1997 og juni 1998, har det beregnede græsningstryk været over 100%. Zooplanktonet har således kun ved disse to lejligheder været i stand til potentielt at nedgræsse fytoplanktonbiomassen i Ferring Sø i løbet af de fire år.

Maj-september	Enhed	1994	1995	1997	1998
Blågrønalger	mm ³ /l	40,22	9,69	7,04	8,49
Rekylalger	mm ³ /l	0,05	0,02	0,03	0,01
Furealger	mm ³ /l	-	-	0,54	0,10
Gulalger	mm ³ /l	-	-	0,03	-
Skælbærende gulalger	mm ³ /l	-	-	-	-
Kiselalger	mm ³ /l	0,27	0,13	0,38	0,25
Stikalger	mm ³ /l	-	0,05	1,27	1,66
Grønalger	mm ³ /l	7,69	9,17	6,37	3,45
Ubestemte	mm ³ /l	1,04	0,80	0,39	0,65
Total biomasse	mm ³ /l	49,27	19,86	16,07	14,61
Maksimal biomasse	mm ³ /l	76,87	37,72	29,33	24,39
Blågrønalger	%	82	49	44	58
Rekylalger	%	<1	<1	<1	<1
Furealger	%	-	-	3	<1
Gulalger	%	-	-	-	-
Skælbærende gulalger	%	-	-	<1	-
Kiselalger	%	<1	<1	2	2
Stikalger	%	-	<1	8	11

Grønalgler	%	16	46	40	24
Ubestemte	%	2	4	2	5
Total biomasse	%	100	100	100	100

Tabel 7.2a.

Fytoplanktonbiomassen opdelt i hovedgrupper, gennemsnitlig biomasse, maksimal biomasse og procentvis sammensætning i perioden maj-september i 1994, 1995, 1997 og 1998 i Ferring Sø.

Størrelsesgrupper	Enhed	1994	1995	1997	1998
<20 µm	mm ³ /l	4,385	2,675	3,377	4,320
20-50 µm	mm ³ /l	14,129	16,271	7,173	6,897
>50 µm	mm ³ /l	30,749	0,936	5,533	3,567
<20µm	%	9	13	21	29
20-50 µm	%	29	82	45	47
>50 µm	%	62	5	34	24

Tabel 7.2b.

Fytoplanktonbiomassen opdelt i størrelsesgrupper, gennemsnitlig biomasse og procentvis sammensætning i perioden maj-september i 1994, 1995, 1997 og 1998 i Ferring Sø

Hele perioden	Enhed	1994	1995	1997	1998
Blågrønalgler	mm ³ /l	26,53	9,17	6,00	9,31
Rekylalger	mm ³ /l	0,03	0,03	0,04	<0,01
Furealger	mm ³ /l	-	-	0,87	0,15
Gulalger	mm ³ /l	-	-	0,02	-
Skælbærende gulalger	mm ³ /l	-	-	-	-
Kiselalger	mm ³ /l	0,90	0,65	1,39	0,05
Stilkalger	mm ³ /l	-	0,07	1,75	1,04
Grønalgler	mm ³ /l	8,89	8,11	6,53	3,50

Ubestemte	mm³/l	1,12	1,19	0,72	0,74
Total biomasse	mm³/l	37,47	19,22	17,32	14,79
Maksimal biomasse	mm³/l	76,87	37,72	29,33	24,39
Blågrønalger	%	71	48	35	63
Rekylalger	%	<1	<1	<1	<1
Furealger	%	-	-	5	1
Gulalger	%	-	-	<1	-
Skælbærende gulalger	%	-	-	-	-
Kiselalger	%	2	3	8	<1
Stilkalger	%	-	<1	10	7
Grønalger	%	24	42	38	24
Ubestemte	%	3	6	4	5
Total biomasse	%	100	100	100	100

*Tabel 7.3a.
Fytoplanktonbiomassen opdelt i hovedgrupper, gennemsnitlig biomasse, maksimal biomasse og procentvis sammensætning i perioden januar-december i 1994, 1995, 1997 og 1998 i Ferring Sø.*

Sørrelsesgrupper	Enhed	1994	1995	1997	1998
<20 µm	mm ³ /l	3,876	4,536	4,665	4,631
20-50 µm	mm ³ /l	14,530	13,801	8,749	6,522
>50 µm	mm ³ /l	19,060	0,778	3,942	3,453
<20µm	%	10	24	27	32
20-50 µm	%	39	72	50	45
>50 µm	%	51	4	23	23

Tabel 7.3b.

Fytoplanktonbiomassen opdelt i størrelsesgrupper, gennemsnitlig biomasse og procentvis sammensætning i perioden januar-december i 1994, 1995, 1997 og 1998 i Ferring Sø.

Maj-september	Enhed	1994	1995	1997	1998
Hjuldyr	mm ³ /l	1,10	0,10	3,78	1,51
Dafnier	mm ³ /l	0,02	0,01	<0,01	<0,01
Calanoide vandlopper	mm ³ /l	3,01	3,75	1,86	6,62
Cyclopoide vandlopper	mm ³ /l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Harpacticoide vandlopper	mm ³ /l	0,09	<0,01	0,02	<0,01
Mysider	mm ³ /l	0,23	0,15	-	<0,01
Total biomasse	mm ³ /l	4,45	4,01	5,66	8,13
Maksimal biomasse	mm ³ /l	7,57	5,77	13,66	24,39
Hjuldyr	%	25	3	67	19
Dafnier	%	<1	<1	<1	<1
Calanoide vandlopper	%	67	93	33	81
Cyclopoide vandlopper	%	<1	<1	<1	<1
Harpacticoide vandlopper	%	2	<1	<1	<1
Mysider	%	5	4	-	<1

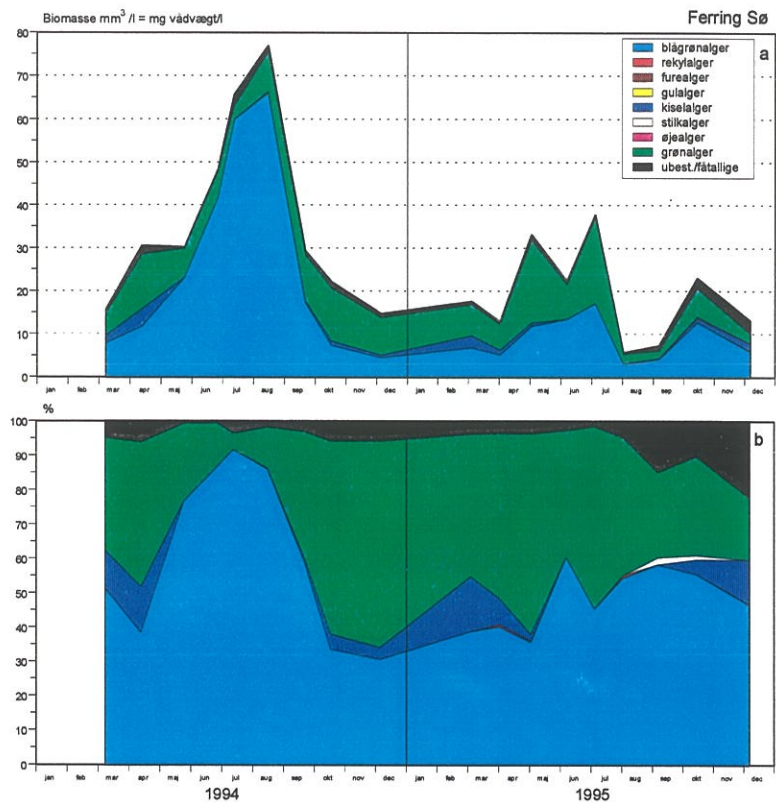
Mysider					
Total biomasse	%	100	100	100	100

*Tabel 7.4a.
Zooplanktonbiomassen opdelt i hovedgrupper, gennemsnitlig biomasse, maksimal biomasse og procentvis sammensætning i perioden maj-september i 1994, 1995, 1997 og 1998 i Ferring Sø.*

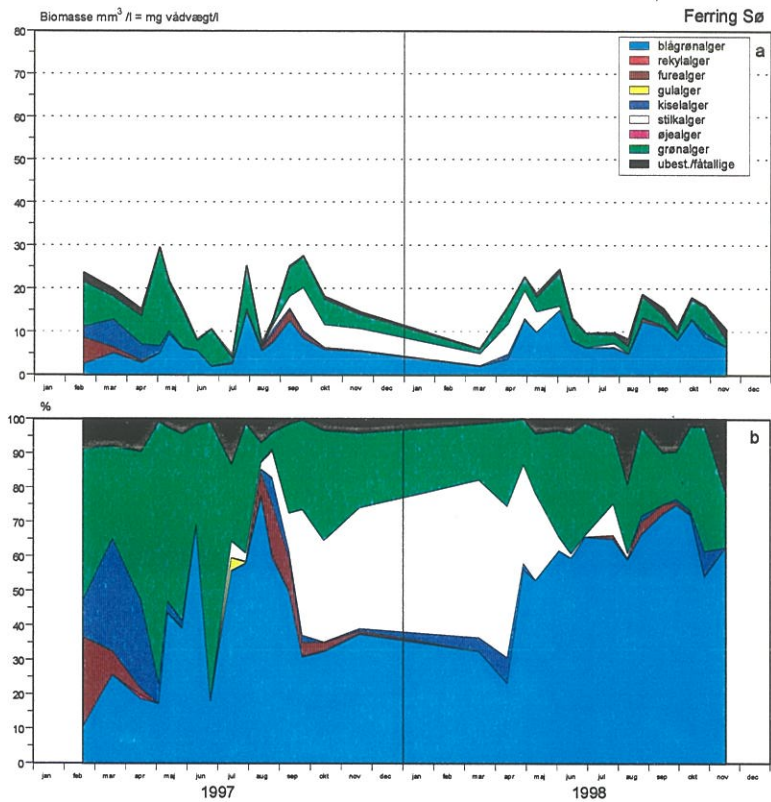
Hele perioden	Enhed	1994	1995	1997	1998
Hjuldyr	mm³/l	0,68	0,07	2,29	0,94
Dafnier	mm³/l	0,05	0,02	<0,01	<0,01
Calanoide vandlopper	mm³/l	3,13	3,11	1,52	4,54
Cyclopoide vandlopper	mm³/l	0,01	<0,01	0,01	<0,01
Harpacticoide vandlopper	mm³/l	0,17	<0,01	<0,01	<0,01
Mysider	mm³/l	0,16	0,08	-	0,10
Total biomasse	mm³/l	4,20	3,28	3,82	5,58
Maksimal biomasse	mm³/l	7,57	5,77	13,66	25,54
Hjuldyr	%	16	2	60	17
Dafnier	%	1	<1	<1	<1
	%	75	95	40	81

Calanoide vandlopper	%	<1	<1	<1	<1
Cyclopoide vandlopper	%	4	<1	<1	<1
	%	4	3	-	2
Harpacticoide vandlopper					
Mysider					
Total biomasse	%	100	100	100	100

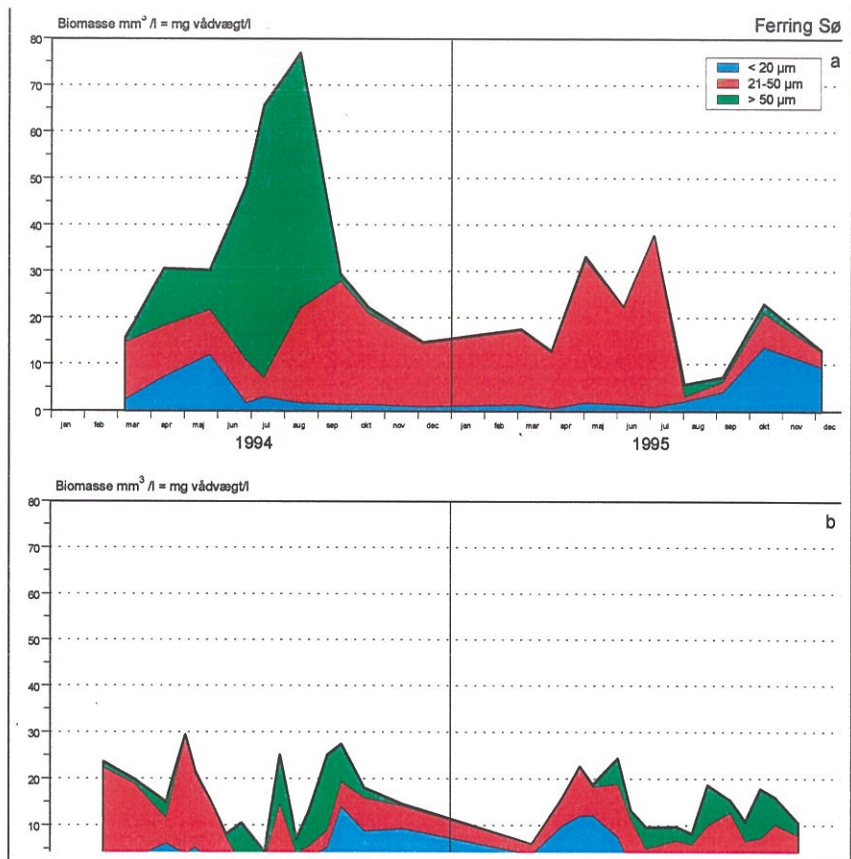
*Tabel 7.4b.
Zooplanktonbiomassen opdelt i hovedgrupper, gennemsnitlig biomasse, maksimal biomasse og procentvis sammensætning i perioden januar-december i 1994, 1995, 1997 og 1998 i Ferring Sø.*



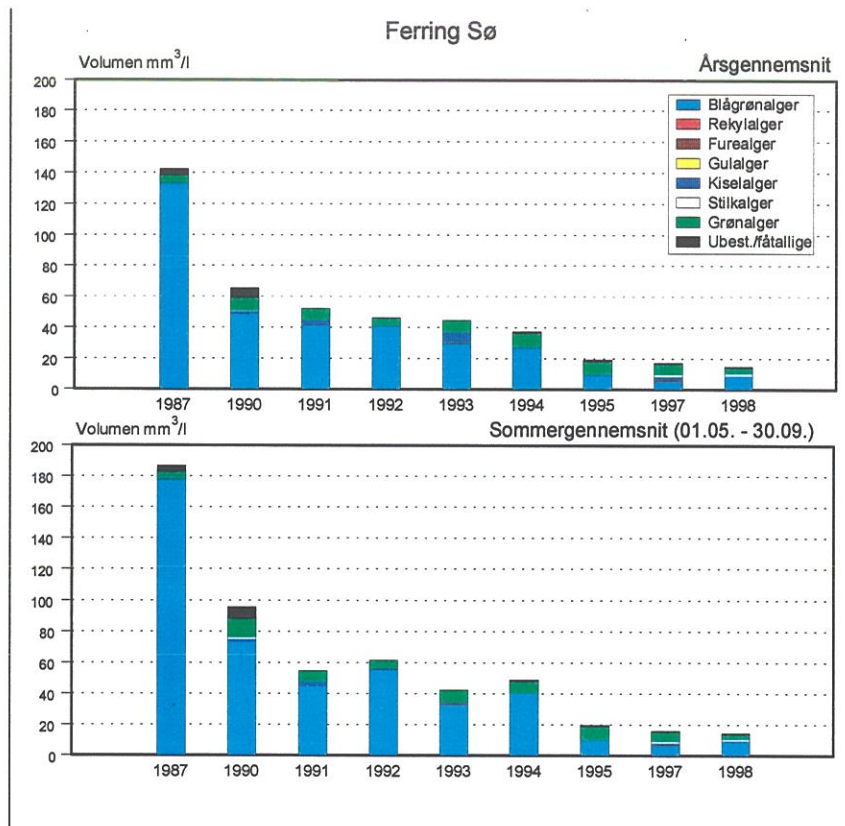
Figur 7.1.
 a: Fytoplanktonbiomassens (mm³/l = mg vådvægt/l) forløb fordelt på hovedgrupper, b: Den procentvise fordeling af fytoplanktonets biomasse i 1994 og 1995 i Ferring Sø. Signaturerne er de samme for a og b.



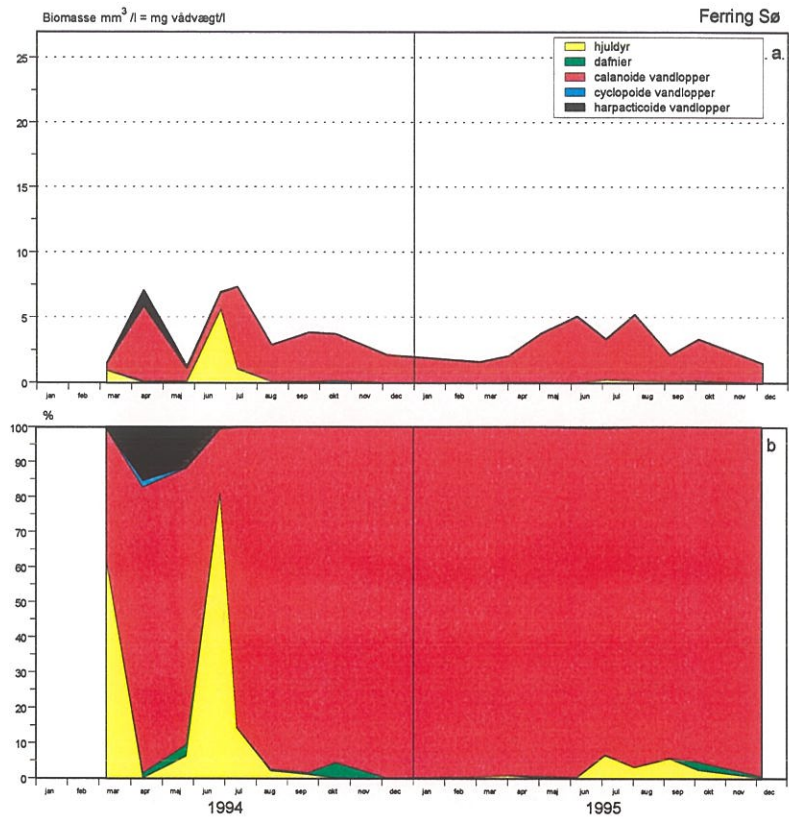
Figur 7.2.
a: Fytoplanktonbiomassens ($\text{mm}^3/\text{l} = \text{mg vådvægt/l}$) forløb fordelt på hovedgrupper, b: Den procentvise fordeling af fytoplanktonets biomasse i 1997 og 1998 i Ferring Sø. Signaturerne er de samme for a og b.



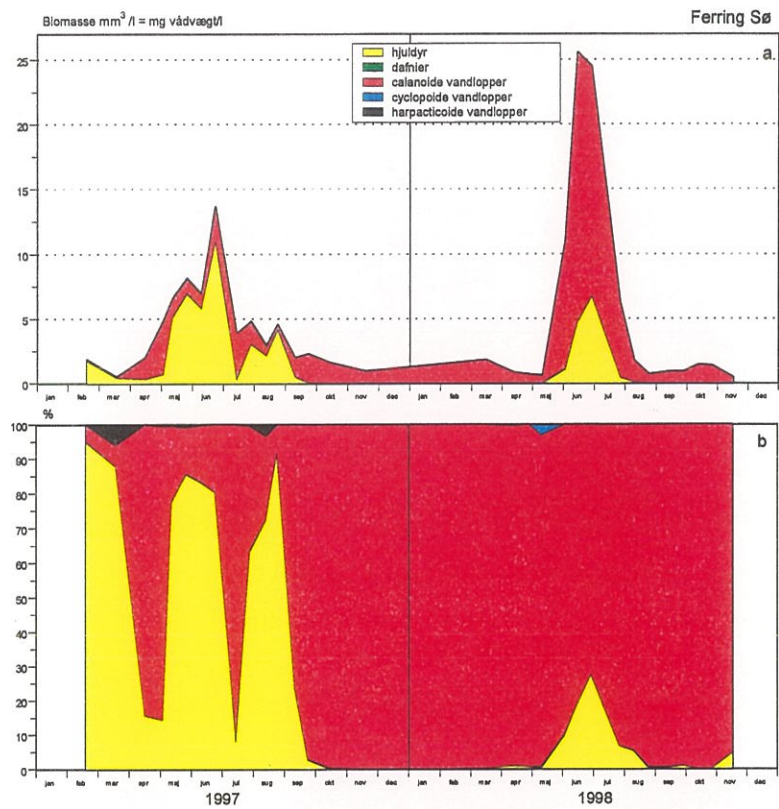
Figur 7.3. Fytoplanktonbiomassens (mm³/l = mg vådvægt/l) forløb fordelt på størrelsesgrupper i 1994, 1995, 1997 og 1998 i Ferring Sø.



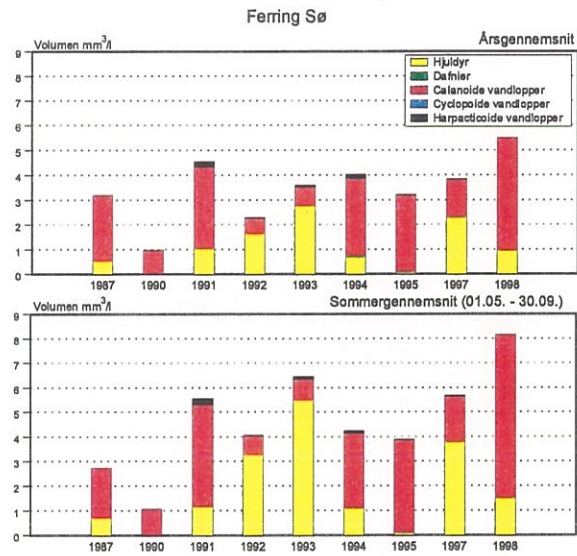
Figur 7.4.
 Års- og sommermiddelværdier af fytoplanktonets biomasse ($\text{mm}^3/\text{l} = \text{mg vådvægt/l}$) i 1987, 1990-1995, 1997 og 1998 i Ferring Sø.



Figur 7.5.
 a: Zooplanktonbiomassens ($\text{mm}^3/\text{l} = \text{mg vådvægt/l}$) forløb fordelt på hovedgrupper, b: den procentvise fordeling af zooplanktonbiomassen i 1994 og 1995 i Ferring Sø. Signaturerne er de samme for a og b.



Figur 7.6.
 a: Zooplanktonbiomassens ($\text{mm}^3/\text{l} = \text{mg vådvægt/l}$) forløb fordelt på hovedgrupper, b: den procentvise fordeling af zooplanktonbiomassen i 1997 og 1998 i Ferring Sø. Signaturerne er de samme for a og b.



Figur 7.7.
 Års- og sommermiddelværdier af zooplanktonets biomasse ($\text{mm}^3/\text{l} = \text{mg}$ vådvægt/l) i 1987, 1990-1995, 1997 og 1998 i Ferring Sø.

8 Vegetation

8.1 Indledning

Der foreligger ingen tidligere undersøgelser af vegetationen i Ferring Sø, da det alene ud fra vandets ringe klarhed kan forventes, at mængden af vegetation vil være meget ringe.

I 1998 blev Ferring Sø underkastet det udvidet vegetationsprogram som består af en områdeundersøgelse suppleret med en beskrivelse af rørsumpen. Undersøgelserne blev gennemført i henhold til "Teknisk anvisning fra DMU, nr. 12 1996 (Moeslund et al., 1996).

8.2 Undersøgelsens omfang og metoder

I perioden fra den 10. august til den 6. september 1998 blev der foretaget en områdeundersøgelse suppleret med en undersøgelse af rørsumpen i Ferring Sø. Forud for fastsættelse af delområder blev der lavet en orienterende undersøgelse af søens undervandsvegetation, morfometri, bundforhold og eksponeringsgrad. På baggrund af forundersøgelsen blev søen inddelt i 12 delområder (bilag 8).

Der er minimum gennemført 10 registreringer af dækningsgraden, vegetationshøjden og sedimentsammensætningen for hver dybdeinterval (0,25 m) i hvert delområde. Undersøgelserne er foretaget, fra båd ved hjælp af en langskaftet rive (2 m). Undersøgelser på lavt vand (0-0,75 m) er foretaget ved vadning.

I forbindelse med områdeundersøgelsen er undervandsvegetationens dybdeudbredelse beskrevet på grundlag af registreringer af vegetationens inder- og ydergrænse (indenfor dybdeintervaller på 0,25 m) i hvert delområde. Rørsumpens ydergrænse er målt for hver 10. meter hele søen rundt, og alle arter under vintertilstandslinien er registreret.

Alle dybder og arealberegninger i denne undersøgelse refererer til en referencevandspejlskote på 0,21 m. o. DNN (flyfoto taget april 1989). Der er i alle beregninger korrigeret for arealet af rørsumpen. I april måned, hvor flyfotoet er taget, har rørsumpen ikke nået sin maksimale udbredelse og derfor er det åbne vands bundareal i undersøgelsesperioden (august, 1998) overestimeret.

8.3 Resultater

8.3.1 Undervandsvegetation

8.3.1.1 Artssammensætning

Der er i 1998 registreret i alt 4 arter af undervandsvegetation i Ferring Sø (tabel 8.1). *Vandkrans* er dog ikke observeret i nogen af delområderne men kun som opskyld (tre små individer) ved søens sydende. Ud for det ferske indløb i sydenden er der observeret *Liden andemad* samt *Vandstjerne* i mellem Tagrørene.

Undersøglesperiode:	10.08-06.09 1998	Aktuel vandstand (cm):	6-15	
Undersøgt af:	SG og HFA	Ref.vandstand (cm):	21>DNN	
ID-kode	Artsnavn (Latinsk)	Artsnavn (Dansk)	Udbredelse (cm)	Status: (indf. dybdegrænse)
CHAR BALP4	<i>Chara baltica</i> BRUS	Art af Kransnål	0,25 - 1,50	Ræt spredt
POTA PECB4	<i>Potamogeton pectinatus</i>	Børstebladet vandaks	0,25 - 1,25	Ræt spredt
RUPP CIRB4	<i>Ruppia cirrhosa</i>	Langstillet havgræs	0,25 - 0,50	Spredt
ZANN MAJB4	<i>Zannichellia major</i>	Stor vandkrans	Opskyld	
	<i>Callitriche</i> sp.	Vandstjerne sp.	Indløb	
LEVN MINB4	<i>Lemma minor</i>	Liden andemad	Indløb	

Tabel 8.1 Total artsliste over undervandsplanter fundet i Ferring Sø 1998.

8.3.1.2 Dybdeudbredelse og hyppighed

De enkelte arters totale dybdeudbredelse og gennemsnitlige hyppighed (indenfor dybdeudbredelsen) fremgår af tabel 8.1, mens arternes dybdeudbredelse og hyppighed i de 12 delområder fremgår af bilag 8.

Ferring Sø har stærkt vindeksponerede øst og vest vendte kyster. Undervandsplanterne klarer sig derfor bedst i de mere vind og bølgebeskyttede nord- og sydender af søen. Kransnålalgerne dominerer i det nordøstlige hjørne, hvor de danner store sammenhængende områder med op til 100 % dækning. De klarer sig bedst ud til en dybde på 0,75 m, men der blev observeret spredte individer helt ud til 1,50 m på vestsiden af søen. Blomsterplanterne dominerer langs vestbredden og i sydenden af Ferring Sø. *Børstebladet vandaks* er den dominerende blomsterplante. Den vokser flere steder tæt, på sandet og stenet bund, helt ud til den maksimale dybdegrænse på 1,25 m. *Langstillet havgræs* står meget spredt imellem *Børstebladet vandaks* og er ikke observeret på dybder større end 0,50 m. Den ekstremt vindeksponeret og stenede østkyst er næsten vegetationsfri.

Der er ikke registreret planter indenfor dybdeintervallet 0,00 - 0,25 m. Vandstanden på undersøgelsestidspunktet var op til 15 cm lavere end

reference vandstanden, og derfor var det første dybdeinterval delvist tørlagt og/eller dækket af rørsump.

8.3.1.3 Dækningsgrad og plantefyldt volumen

En oversigt over de samlede værdier for plantedækket areal, dækningsgrad og plantefyldt volumen fremgår af tabel 8.3 samt bilag 8, Bilag 8 indeholder også tabeller med de enkelte resultater fra delområdeundersøgelserne.

Det samlede plantedækkede areal (ekskl. rørskov) i Ferring Sø er opgjort til 106.677 m², hvilket svarer til en gennemsnitlig dækningsgrad på 3,48%. Over 85% af søens plantedækket areal findes på det helt lave vand (0.25-0.75 m) hvor 10 til 30% af bundarealet er plantedækket. På dybere vand er vegetationen meget spredt og dækker, ud til den maksimale dybdegrænse (1,50 m), mindre end 5% af søbunden.

Det største plantedækket areal findes i nordøstenden, hvor kransnålalgerne dominerer, men *Børstebladet vandaks* skaber også en relativt høj dækningsgrad i søens sydende, hvor blomsterplanterne dominerer.

Det samlede plantefyldte volumen er opgjort til 0,45%. Det relativt lave plantefyldte volumen skyldes det lave plantedækket areal, samt at vegetationshøjden generelt er lav. Kransnålalgerne der udgør det største plantedækket areal i søen ligger på bunden og vokser ikke langt op i vandsøjlen.

8.3.1.4 Vækst og tilstand

Ved bestemmelsen af dækningsgraden bliver der ikke taget højde for de levende planters tilstand. Planters øjeblikkelige tilstand kan bruges til at belyse om planterne er i vækstmæssigt fremgang eller tilbagegang.

Kransnålalgerne var gennemgående i fin vækst og bar tydelige tegn på kønnet formering. Ved blomsterplanterne blev der derimod konstateres en udtalt misvækst. Misvæksten var specielt udtalt ved søens østside på dybder over 0,50 m. *Børstebladet vandaks* forekom typisk med korte skud og uden eller med kun få grønne blade. Et tykt lag epifyter tyngede flere steder planterne mod bunden, og det var svært at bedømme om planterne var døde eller levende. I søens sydende hvor *Børstebladet vandaks* dominerer fandtes dog tætte bevoksninger med lange blomstrende skud. Endelig konstateres det, at *Børstebladet vandaks* kun i ringe omfang har dannet overvintringsknolde.

8.3.2 Rørsumpen

Artsliste og status for Rørsumpen fremgår af tabel 8.2. *Tagrør* er klart den mest dominerende plante i rørsumpen og dækker ca. 80%, mens *Strandkogleaks* samlet dækker 10%. På små lokaliteter i nord og sydenden af Ferring Sø dominerer *Strandkogleaks* dog over *Tagrør*. *Blågrøn kogleaks* står spredt mellem *Strandkogleaks* i nordenden mens Sumpstrå dominerer på et lille område i sydøst enden af søen. De andre registrerede arter står meget spredt og vokser tæt på vintertilstandslinien.

Den gennemsnitlige dybdegrænse for rørsumpen i Ferring Sø er 40 cm, men den varierer meget. Rørsumpen er tæt og næsten 2 meter høj i de relativt vindbeskyttede nord- og sydender. Rørsumpen har her en gennemsnitlig dybdegrænse på 45 cm men flere steder når den ud til maksimum dybden på 65 cm. Langs vest og øst brederne er Rørsumpen tyndere og lavere (10-40 cm). Det er specielt den meget vindeksporeret østside som har en reduceret rørskov med flere helt vegetationsfrie områder.

Rørsumpens areal på 93259 m², svarende til 3% af søens samlede areal, er beregnet ud fra et flyfoto taget i april 1989. Rørsumpen havde i 1998 tydeligvis bredt sig længere ud i forhold til flyfotoet, specielt i den vestlige og sydlige del af søen.

Undersøelsesperiode: 10.08-06.09 1998		Aktuel vandstand (cm): 6-15	
Undersøgt af: SG og HFA		Ref.vandstand (cm): 21>DNN	
ID-Kode	Artsnavn (latin)	Artsnavn (dansk)	Status
ELEO PALB4	<i>Eleocharis palustris</i>	Almindelig sumpstrå	Spredt
MENTHA ZB4	<i>Mentha aquatica</i> var. <i>litoralis</i>	Glat vandmynte	Spredt
PHRA AUSB4	<i>Phragmites australis</i>	Tagrør	Fuldstændig dækkende
POTENTI ZB4	<i>Potentilla anserina</i>	Gåsepotentil	Spredt
SCIR MARB4	<i>Scirpus maritimus</i>	Strandkogleaks	Ret spredt
SCIR TABB4	<i>Scirpus tabernaemontani</i>	Blågrøn kogleaks	Spredt
	<i>Aster tripolium</i>	Strand asters	Spredt
	<i>Honckenya peploides</i>	Almindelig strandare	Spredt

Tabel 8.2 Artsliste for arter fundet i rørskoven i Ferring Sø 1998.

8.4 Samlet vurdering

8.4.1 Undervandsvegetationen

Undersøgelsen i 1998 viser, at der var 4 arter af undervandsplanter i Ferring Sø, som alle er typiske for brakvandssøer. Saliniteten i Ferring Sø (1998) ligger mellem 4-6 ‰ og det giver optimale vækstbetingelser for *Børsteblandet vandaks* og kransnålalgen *Chara baltica*, mens *Langstillet havgræs* trives bedst ved saltholdigheder mellem 7-15 ‰. Det er derfor ikke overraskende at netop *Børsteblandet vandaks* og *Chara baltica* er de dominerende arter i søen. Siden 1991 har saliniteten svinget

mellem 2 og 8,5%, og det ligger indenfor *Børstebladet vandaks* maksimale kemiske amplitude.

Dybdeudbredelsen er normalt bestemt af vandets klarhed og planternes lyskrav. *Børstebladet vandaks* vokser ud til en dybde på 1,25 m i søens, vind- og bølgebeskyttede sydende, men generelt klarer den sig bedst på dybder under 1 m. Sigtdybden har hovedsageligt ligget mellem 0,4 og 0,5 m i 1998 og i følge Middelboe og Markagers beregninger (1997) skulle en dertil svarende dybdegrænse ligge på 0,8 til 0,9 m. Det svarer næsten til de faktiske forhold, men den fundne dybdegrænse er lidt højere en forudsat ifølge modelberegningerne. Modelberegningernes underestimeringen af dybdegrænsen kan skyldes, at *Børstebladet vandaks* kan skyde sine skud fra rodknolde langt op i vandsøjlen, og dermed ikke er afhængig af lysforholdene ved bunden i starten af vækstsæsonen. I 1997 var der i perioder af vækstsæsonen en sigt på 0,8 m og måske har *Børstebladet vandaks* dengang kunne etablere sig på større dybder og overlevet med rodknolde til i dag. Kransnålalgerne har en lidt større dybdeudbredelse end blomsterplanterne formentlig pga. af deres lavere lyskompensationspunkt. Det er dog meget få individer der når ud til dybdegrænsen på 1,50 m og generelt klarer kransnålalgerne sig bedst på dybder under 1 meter, hvilket stemmer godt overens med Middelboe og Markagers dybdegrænseberegninger (1997).

Undersøgelsen i 1998 har vist at det plantedækkede areal udgør 3,5% af det samlede søareal (ekskl. rørskov) og at det relativt plantefyldte volumen også er meget lille. Dækningsgraden er dermed under 15% af den gennemsnitlige dækningsgrad i overvågningssøerne (Jensen et al., 1997). Set i forhold til Ringkøbing Fjord (Ringkøbing Amt, 1997) og den rene brakvandssø Gjeller Sø (Ringkøbing Amt in prep.), med en samlet dækningsgrad på henholdsvis 12 og 9%, er dækningsgraden ekstrem lav i Ferring Sø.

Udover den dårlige sigtdybde i Ferring Sø har de svære fysiske forhold formentlig også en negativ indflydelse på det plantedækkede areal. Den vestvendte og specielt den østvendte kyst er ekstremt vind og bølge eksponeret. Det resulterer i et stenet og vegetationsfattigt sediment i dybdeintervallerne under 1 m, hvor lysbetingelserne ellers er gode nok til en etablering af undervandsplanter.

8.4.2 Rørsump

Rørsumpen omkring Ferring Sø domineres som i de fleste brakvandssøer og fjorde af *Tagrør*. Rørsumpens dybdeudbredelse er i lighed med undervandsplanterne normalt primært bestemt af vandets klarhed, men på de vindeksponerede vest og østkyster har vind og bølgeslag sandsynligvis stor betydning for rørsumpens dybdeudbredelse og tilstand.

Specielt på hele østsiden af Ferring Sø giver bølgeslag svære fysiske betingelser for rørsumpen, og flere steder er kysten stenet og helt vegetationsfri. Sumpstrå klarer bedre den fysiske belastning og har derfor flere steder udkonkurreret Tagrør.

Referencevandspejl, køte	0,21 m o.DNN
Søens areal (v. ref.-vandspejl)	3062543 m ²
Søens vandvolumen (v. ref.-vandspejl)	4183563 m ³
Undervandsvegetation, antal arter	4
Rørsump, antal arter	8
Maksimal dybdegrænse, undervandsvegetation (v. ref.-vandspejl)	1,50 m
Maksimal dybdegrænse, rørskov (v. ref.-vandspejl)	0,65 m
Plantedækket areal (ekskl. rørskov)	106677 m ²
Plantedækket areal, rørskov	93259 m ²
Dækningsgrad (ekskl. rørskov)	3,48 %
Plantefyldt volumen (ekskl. rørskov)	0,45 %

Tabel 8.3 Samlet oversigt over de vigtigste vegetationsdata fra Ferring Sø, 1998

9 Fiskeyngel

9.1 Indledning

I 1998 er fiskeyngelundersøgelser blevet indført som en del af NOVA 2003 programmet i overvågningssøerne.

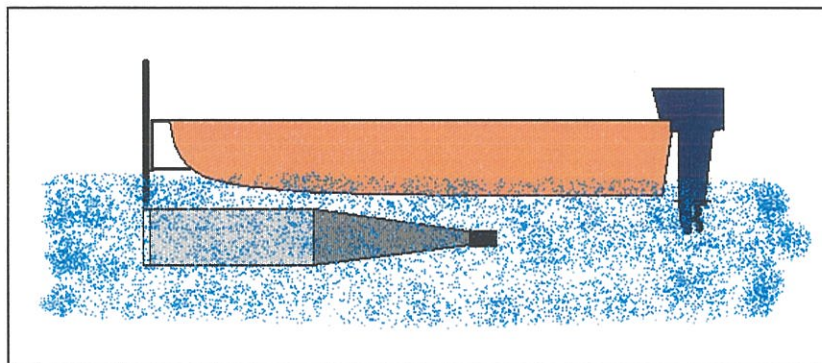
Fiskeyngelundersøgelsen har til formål at beskrive fiskeynglens struktuerende rolle for zooplankton- og fyttoplanktonsammensætningen, og dermed også for vandkvaliteten i søen. Desuden skal yngelundersøgelsen supplere den nuværende fiskeundersøgelse med viden om fiskeynglens antal og sammensætning.

Fiskeyngelundersøgelsen i Ferring Sø 1998 er udført i henhold til den tekniske anvisning fra DMU, nr. xx, 1998.

9.2 Materialer, metoder og beregninger

Fiskeyngelundersøgelserne i Ferring Sø blev udført den 9. juli 1998 mellem midnat og 03.00 morgen. Vejret var blæsende fra vest 7-8 m/sek. Bølgehøjden var ca. 0,4-0,5 m, og der var fuldt skydække.

Til yngelundersøgelserne blev brugt et pushnet/hoopnet, der var monteret på et stativ på forenden af båden og blev skubbet gennem vandet (Figur 9.1).



Figur 9.1: Stativ og net til fiskeyngelundersøgelser påmonteret på båd.

Nettet består af en fast ring med en diameter på 40cm. Midt i ringen er der monteret en flowmåler, så det befiskede vandvolumen kan bestemmes. På ringen er der monteret et 100cm langt cylindrisk net med en maskestørrelse på 2mm. Den cylindriske del efterfølges af en 100cm lang konisk del med maskestørrelsen 1mm. Bagest i den koniske del er der monteret en aftagelig opsamlingsbeholder.

Stativ med net blev påmonteret båden så centrum er 50cm under vandoverfladen.

Der blev fisket i de samme sektioner som ved de generelle fiskeundersøgelser. I hver sektion placeres et littoralt transekt på 1-1,5 meters dybde og to pelagiske transekter henholdsvis $\frac{1}{4}$ og $\frac{3}{4}$ fra bred til sømidte. Transekternes længde er ca. 200 m. svarende til en sejltid på 120 sek med 1-2 m/sek. Sektionsinddelingen og trawltransekternes placering i de enkelte sektioner fremgår af Bilag 7.

Fangsterne fra de enkelte transekter blev anbragt i nummererede beholdere og konserveret i isvand. Artsbestemmelse og måling/tælling blev foretaget efterfølgende formiddag. Fangsterne blev herefter konserveret i sprit. Den sprittede afdubbedede fiskelængde og vægt blev bestemt den 14. juli 1998.

Ved yngelundersøgelsen blev der fanget andre zooplanktonædende organismer udover fiskeyngel, f.eks. mysider. Disse organismer blev ligeledes optalt. Men antallet kan ikke opgøres kvantitativt nøjagtigt, da indsamlingen kun udgjorde en repræsentativ delprøve til artsbestemmelse af de organismer, der udover fiskene blev fanget i yngeltrawlet.

På grund af det betydelige prædationstryk på zooplanktonet, man kan forvente fra *mysider*, *chaoborus*, *leptodora*, andre *diptera*-arter m.v., som ofte er tilstede i søerne i store tætheder, er det besluttet, at alle zooplanktonædende arter, fanget i yngeltrawlet, i fremtiden skal kvantificeres ved yngelundersøgelserne.

9.3 Resultater

Der blev ialt fanget 24 *trepiggede hundestejler* ved fiskeyngelundersøgelsen i Ferring Sø i 1998. Kun to af hundestejlerne var af en størrelse, så de var vægtmæssig registrerbare. Begge blev fanget i pelagiske transekter i henholdsvis sektion 2 og 5. Hundestejlerne var 31 og 34 mm lange og vejede henholdsvis 0,2 og 0,3 g.

De resterende hundestejler var mellem 6 og 12 mm, og dermed for små til at kunne registreres på vægten. Fangsten af de helt små hundestejler var jævnt fordelt over hele søen. Bilag 7 viser fangsten i de enkelte sektioner og trawltræk.

Område	Littoralen		Pelagiet	
Filtreret vandvolumen	143,8m ³		321,5 ³	
	Antal/m ³	Vægt/m ³	Antal/m ³	Vægt/m ³
Trepigget hundestejle	0,06	<0,01	0,05	<0,01
Mysider	>6,67	?	>2,62	?
Andre zooplanktonædere	Se nedenfor	?	Se nedenfor	?

Tabel 9.1: Nøgletal for fiskeyngelundersøgelsen i Ferring Sø 1998

Trepigget hundestejle Den registrerede tæthed af hundestejleyngel i Ferring Sø 1998 var meget lav.

Antallet af hundestejleyngel er sandsynligvis betydeligt større end det fremgår af tabel 9.1, da yngeltrawlet ikke effektivt tilbageholder de helt små hundestejler, < 10 mm.

Mysider Mysidtætheden i Ferring Sø i 1998 var forholdsvis lav vurderet ud fra fangsten i yngeltrækkene.

Antallet af mysider kan dog være betydelig underestimeret, dels pga. prøvetagningen (delprøve) og dels pga. større maskevidde i yngelnettet (1 mm) end i de almindeligt brugte mysidnet (0,5 mm), hvilket betyder at kun de større mysider blev fanget.

Mysidtætheden i littoralzonen i Ferring Sø er større end i pelagiet om sommeren, hvilket også er vist i andre brakvandssøer (Pedersen, 1994).

Andre zooplankton prædatorer Antallet af diptera-individer blev skønnet til at udgøre mellem 5 og 25% af mysidantallet i de enkelte prøver og antallet af vandkalve i de enkelte prøver var meget fåtalligt.

9.4 Diskussion

Fangsten af fiskeyngel i Ferring Sø stemmer meget godt overens med fangsten ved fiskeundersøgelsen i søen i august (kapitel 10) , nemlig totaldominans af *trepigget hundestejle*.

Tætheden af hundestejleyngel i Ferring Sø var meget lav og derfor ikke i overensstemmelse med hundestejletætheden ved fiskeundersøgelsen i august, hvor tætheden af hundestejler var meget høj (Tabel 9.2).

Fiskeyngelundersøgelsen udført i Ringkøbing Fjord i 1997 viste, at det anvendte yngeltrawl ser ud til at fange hundestejleynglen tilfredsstillende (Tabel 9.2).

Trepigget hundestejle	Yngeltæthed (juli) antal/m ³	Bestandstæthed (august) CPUE
Ferring Sø	0,06	82,9
Ringkøbing Fjord	0,43	6,8

Tabel 9.2. Yngeltæthed og bestandstæthed af trepiggethundestejle i Ferring Sø 1998 og Ringkøbing Fjord 1997.

Årsagen til den yderst beskedne fangst af hundestejleyngel i Ferring Sø skal sandsynligvis findes i tidspunktet for undersøgelsens udførelse. Hundestejleynglen har simpelthen været for spinkel på undersøgelsestidspunktet til at blive fanget i yngeltrawlet.

Dette understreges ligeledes af forekomsten af de helt små hundestejler under 10 mm, som sandsynligvis er blevet tilbageholdt i yngeltrawlet sammen med de store mængder mysider.

Ved fiskeyngleundersøgelserne i en anden brakvandssø, Ulvedybet i 1998 fangede man heller ikke ret meget hundestejleyngel, på trods af, at hundestejlerne var talrigt repræsenteret i brakvandsområdet (der blev også fanget en del voksne hundestejler i deres yngeltrawltræk) (Temporeras, 1998).

Hvorimod den førromtalte undersøgelse af fiskeyngel i Ringkøbing Fjord er foretaget næsten to måneder senere, og her var hundestejleynglen fint repræsenteret i fangsten fra yngeltrawlet (Fiskeøkologisk Laboratorium, 1997).

Således kan man konkludere, at enten har den kølige sommer i 1998 betydet en sen gydeperiode for hundestejlerne og dermed er ynglen for spinkel på undersøgelsestidspunktet, eller også er undersøgelsestidspunktet generelt for tidligt på sæsonen for hundestejleynglen.

Kutlinger

Kutlinger blev slet ikke registreret ved fiskeyngelundersøgelsen i Ferring Sø på trods af at de forekom ved fiskeundersøgelsen i søen i august. Yngelundersøgelser fra Ulvedybet (samme undersøgelsestidspunkt) og Ringkøbing Fjord (senere undersøgelsestidspunkt) viser en god

fangbarhed af kutlinger med yngeltrawlet (Fiskeøkologisk Laboratorium, 1997)(Temponeras, 1998), så man må formode at kutlingebestanden i Ferring Sø er beskeden, og derfor ikke registreret i yngelundersøgelsen.

Mysider

Tætheden af mysider i Ferring Sø 1998 var forholdsvis lav, sammenlignet med tidligere undersøgelser i søen, og undersøgelser i andre eutrofierede brakvandssøer. Fra 1991 til 1993 blev der i Ferring Sø registreret langt større mysidtætheder på samme prøvetagningstidspunkt (<100 til 1000 individer pr. m³) (Søndergaard og Jeppesen, 1994). I Ørslev Kloster Sø blev der fundet over 2000 individer pr. m³ i 1994 på samme prøvetagningstidspunkt (Pedersen 1994). Prøverne er på begge lokaliteter taget som vertikaltræk om dagen med mysidnet (0,5 mm).

Fiskeyngel + mysiders effekt på zooplankton i Ferring Sø

Bestanden af trepigget hundestejle har sammen med mysiderne udøvet et kraftigt prædationstryk på zooplanktonet i Ferring Sø hele året, hvilket har resulteret i, at zooplanktonbiomassen i søen har ligget på et generelt lavt niveau (kapitel 7).

Zooplanktonbiomassen i Ferring Sø har ikke på noget tidspunkt i løbet af året været fødebegrænset (kapitel 7), og prædationen fra hundestejler og mysider har således haft afgørende betydning for zooplanktonbiomassens niveau og sæsonsvingninger.

Zooplanktonbiomassens kurveforløb i kapitel 7 viser, at det især er i juli og august, at zooplanktonbiomassen er kraftigt nedadgående. Dette stemmer meget godt overens med tidspunktet, hvor tætheden af hundestejler og mysider er størst i søen pga. årets yngel, og derved udøver det største prædationstryk på zooplanktonet.

10 Fisk

10.1 Indledning

Fiskebestanden i Ferring Sø blev undersøgt for første gang i 1971, senere i 1980 og 1989, og fra 1991 og frem til i år er der gennemført fiskeundersøgelse hvert år i Ferring Sø i samarbejde med DFU, Silkeborg.

Fiskeundersøgelsen i 1998 er gennemført i henhold til Teknisk Anvisning fra DMU, nr. 3, nov. 1990.

10.2 Materialer, metoder og beregninger

Fiskeriet fandt sted den 8.-10. og 16.-17. september 1998. Dårligt vejr i perioden betød at det var nødvendigt med et ophold i fiskeriet.

Ferring Sø blev inddelt i 6 sektioner, og der blev fisket med 4 oversigtsgarn i hver sektion. Tre bundstående og et flydende garn. Sektionsinddelingen og garnenes placering i de enkelte sektioner fremgår af bilag 7.

I ferske søer indgår elektrofiskeri også som en del af programmet. I brakke søer som Ferring Sø er denne metode dog ikke anvendelig p.g.a. den høje ledningsevne. Der blev istedet brugt standardruser. Rusernes placering fremgår også af bilag 7.

Garnene er biologiske oversigtsgarn også kaldet Lundgren gællenet. Garnene er 1,5 meter høje og inddelt i 14 sektioner af 3 meters længde, i alt 42 meter. Maskestørrelsen varierer fra 6,25 - 72,00 mm halvmaske og tråden, der er monofiltypen, varierer fra 0,10 - 0,25 mm i tykkelse.

Standardruser. Standardruserne er dobbelte kasteruser med 8 meter rad og 3 kalve i hver ruse. Yderste rusering har en diameter på 55 cm. Maskestørrelsen i raden er 18 mm, forreste kalv er 17 mm, mellemste er 14 mm og bageste er 11 mm. Alle maskestørrelser er halvmaske. Ruserne er monteret med odderriste (82 mm).

Alle redskaber blev sat sent om eftermiddagen og røgtet den efterfølgende morgen.

Der blev ikke fisket med flydegarn i sektion 3 og 4.

Beregninger

Beregninger er udført i henhold til den tekniske anvisning nr. 3, 1990.

Gennemsnitslængde og gennemsnitsvægt er beregnet for hver art, særskilt for fisk over og under 10 cm.

Særskilt CPUE for fangsten i littoralzonen og pelagiet er beregnet for trepigget hundestejle.

Til sammenligning med konditionen i andre søer er den gennemsnitlige kondition i en række søer beregnet som:

$$k = 100 * A * L (B-3)$$

hvor A og B er konstanterne fra længde-vægt relationen i gennemsnit i en række søer.

Usikkerheder

Forskellige forhold kan forøge usikkerheden i bedømmelsen af fiskebestanden ved den her anvendte metode.

Temperaturforhold, iltsvind, bølgehøjde o.lign. påvirker fiskens adfærd så fangbarheden ændres. Reduceret effektivitet i redskaberne, fordi store fisk har snoet garnene eller bølger har væltet ruserne påvirker også fangsternes størrelse.

Redskabernes effektivitet over for forskellige fiskearter og forskellige størrelser af samme art er heller ikke ens.

Tal for fiskenes samlede tæthed og arternes indbyrdes fordeling og størrelses- sammensætning er derfor forbundet med nogen usikkerhed.

10.3 Resultater

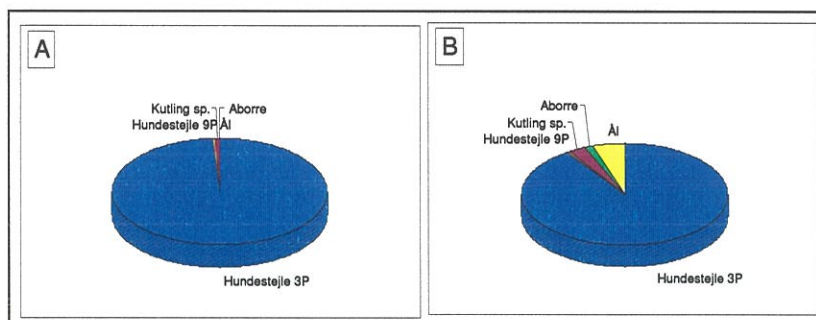
10.3.1 Den samlede fangst

Der blev i alt fanget 2027 fisk ved fiskeundersøgelsen i Ferring Sø svarende til 2,4 kg fisk fordelt på 5 arter (tabel 10.1).

	<i>Garnfangst</i>		<i>Rusefangst</i>	
	Antal	Vægt (kg)	Antal	Vægt (kg)
3 pigget hundestejle	1.823	1,99	181	0,19
9 pigget hundestejle	7	0,01	1	<0,01
Kutling sp.	9	0,04	3	0,02
Aborre	1	0,03	0	0
Äl	0	0	2	0,12
Sum	1.840	2,07	187	0,33

Tabel 10.1: Den samlede fangst i antal og vægt fordelt på garnfiskeri og rusefiskeri i Ferring Sø 1998.

Trepigget hundestejle den totaldominerende fiskeart i Ferring Sø, både antalsmæssigt og vægtmæssigt (figur 10.1A og 10.1B). Trepigget hundestejle udgør således antalsmæssigt 98,9 % af den samlede fangst og vægtmæssigt 90,6 % af den samlede fangst.



Figur 10.1: Antalsmæssig (A) og vægtmæssig (B) fordeling af fisk i Ferring Sø 1998 - både ruse og garnfiskeri.

Catch per unit effort - CPUE

Da den totale fangst er afhængig af indsatsen, hvormed der fiskes, er bestanden i de efterfølgende afsnit primært beskrevet ud fra fangsten pr. garn (CPUE-værdi) eller fangsten pr. ruse.

Fangsten i de enkelte garntyper, ruser og sektioner samt den samlede fangst pr. art med tilhørende konfidensgrænser er angivet i bilag 7.

10.3.2 De enkelte arter

10.3.2.1 Status for 3 pigget hundestejle i Ferring Sø 1999

Antal	<10cm	>10cm	SUM
-------	-------	-------	-----

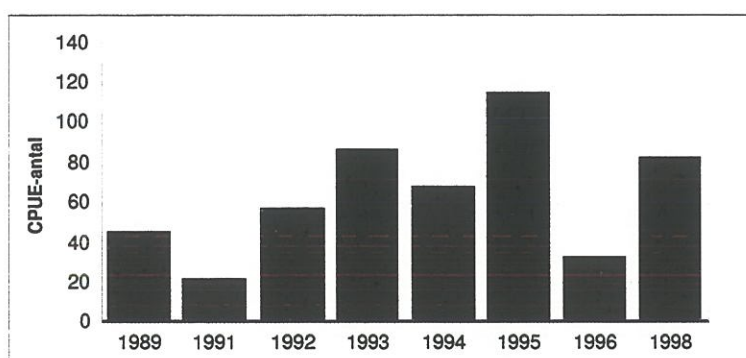
% af totalfangst (alle arter)	99,0%	0	98,9%
CPUE-garn	82,9	0	82,9
Middellængde (cm)	4,6		
CPUE-standardruse	8,2	0	8,2
Middellængde (cm)	4,6		
Vægt	<10cm	>10cm	SUM
% af totalfangst (alle arter)	96,6%	0	90,6%
CPUE-garn (g)	90,2	0	90,2
Middelvægt (g)	1,1		
CPUE-standardruse(g)	8,8	0	8,8
Middelvægt (g)	1,1		

Tabel 10.2: Nøgletal for trepigget hundestejle ved fiskeundersøgelsen i Ferring Sø 1998.

Bestandstætheden

Hundestejletætheden i Ferring Sø er stor med en fangst på 82,9 hundestejler pr. garn i 1998. Tallet er endvidere med al sandsynlighed underestimeret, da de anvendte biologiske oversigtsgarn ikke fanger hundestejler under 4 cm (Kanstrup, in prep.; Fiskeekologisk Laboratorium, 1997; Kanstrup, 1996).

Også i forhold til tidligere år var antallet af *trepigget hundestejle* højt i Ferring Sø i 1998, på niveau med 1993 og kun i 1995 var antallet højere, med 115,9 hundestejler pr. garn.



Figur 10.2: Antallet af trepigget hundestejle (CPUE-antal) i Ferring Sø fra 1989 til 1998.

Sammenlignet med andre brakvandssøer er bestanden af *trepigget hundestejle* særdeles stor i Ferring Sø. Kun hundestejlebestanden i Kilen, og Kertinge Nor er på niveau med Ferring Sø (Tabel 10.3).

	CPUE- antal	Tot-P (mg/l) sommer- middel	Salinitet (o/oo) Min - Max

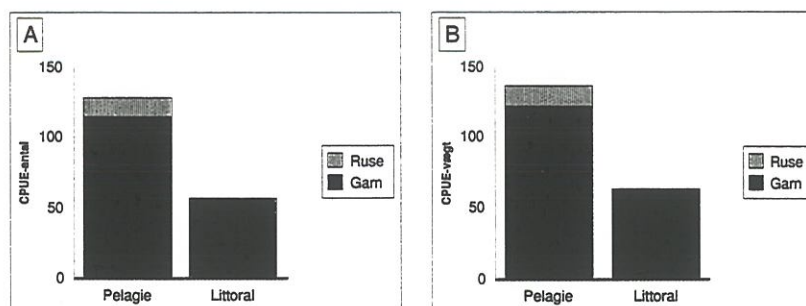
Ferring Sø (98)	82,9	0,2	4-6
Kilen (96)	84,7	0,18	6-8
Kertinge Nor (92)	81,4	0,07	17
Horn Sø (98)	11,4	0,35	2-14
Ørslevkloster Sø (94)	6,4	0,3	2-4
Gjeller Sø (98)	1,1	0,07	14-15
Vest Stadil Fjord (98)	0,1	0,33	1-2
Glumbak	<1	0,29	6
Arup Vejle	<1	0,43	8

Tabel 10.3: Antallet (CPUE-værdi) af trepigget hundestejle, koncentrationen af total-fosfor (sommerrmiddel) og salinitet (o/oo) i 9 forskellige brakvandssøer. Tallet i parentes angiver undersøgelsesåret.

Fordeling i søen

Fordelingen af trepigget hundestejle i Ferring Sø viser, som i andre brakvandssøer (Fiskeokologisk Laboratorium, 1997; Kanstrup, 1996), at hundestejlerne opholder sig primært i pelagiet om efteråret, hvor bestanden hoved- sagligt består af årets yngel (Figur 10.3).

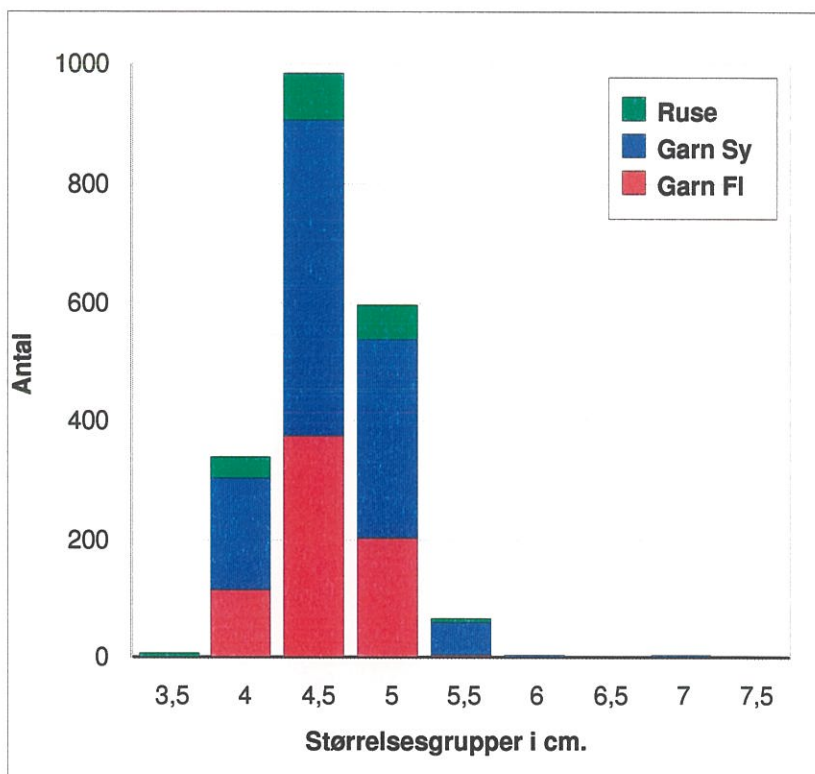
Næsten 70% af fangsten af *trepigget hundestejle* i Ferring Sø blev således fanget i pelagiet.



Figur 10.3: CPUE-værdier, antal (A) og vægt (B), for trepigget hundestejle i Ferring Sø 1998 fordelt på pelagiet og littoralzonen.

Størrelsesfordeling

Trepigget hundestejles størrelsesstruktur viser tilstedeværelsen af få årgange med en udpræget dominans af årets yngel (Figur 10.4). Længden af hundestejlerne ligger mellem 3,5 og 7,5 cm, med en top ved 4,5 cm (984 registrerede individer).

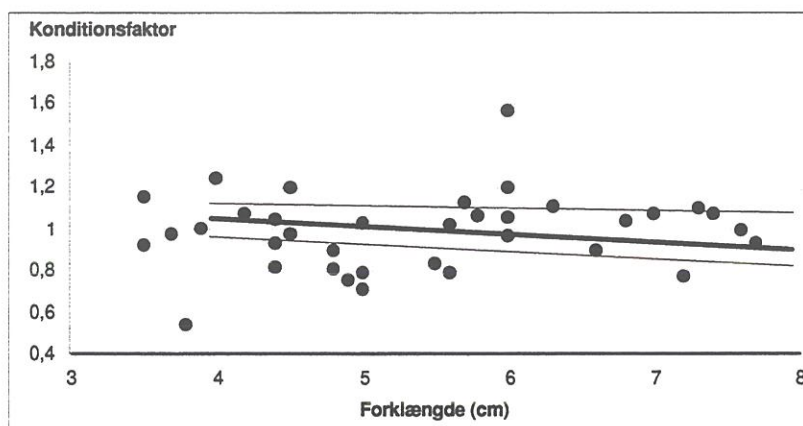


Figur 10.4: Længdehyppighed af trepigget hundestejle i Ferring Sø 1998.

Antallet af hundestejler er antageligt underestimeret, da årsynglen under 4 cm stort set ikke fanges i biologiske oversigtsgarn og standardruser. Undersøgelser i andre brakvandssøer på samme undersøgelsestidspunkt har vist at 17-61 % af hundestejlefangsten er under 4 cm. Her blev anvendt specialruser (12, 8, 5 mm), standardruser (18, 17, 14, 11 mm) og brederfælde som supplement til de biologiske oversigtsgarn (Kanstrup in prep.).

Kondition

Trepigget hundestejles kondition er noget variabel (Figur 10.5), og ikke væsentlig forskellig fra middelkonditionen fundet i få tidligere undersøgte søer (Jeppesen et al., 1989).



Figur 8.5: Kondition af trepigget hundestejle i Ferring Sø i 1998 (sorte prikker). Middelkonditionen \pm 95% C.L. for 6 danske søer er indtegnet.

Øvrige arter

Udover *trepigget hundestejle* blev der fanget 4 andre arter, som kun var repræsenteret med enkelte eksemplarer i fangsten : *Kutling* sp., *nipigget hundestejle*, *aborre* og *ål*.

Kutling sp.

Der blev ialt fanget 12 *kutlinger* (sand- eller lerkutlinger), som var i størrelsen 6,5 til 8,5 cm, og som tilsammen vejede 65,1 g. 9 *kutlinger* blev fanget i bundstående garn og 3 i standardruser.

Biologiske oversigtsgarn og standardruser fanger stort set ikke *kutlinger* overhovedet. Undersøgelser i andre brakvandssøer på samme undersøgelsestidspunkt har vist, at garn og standardruser fanger mellem 0 og 5 % af den samlede *kutlingefangst* (sand og lerkutlinge). Her blev anvendt specialruser (12, 8, 5 mm), standardruser (18, 17, 14, 11 mm) og brederfælder som supplement til de biologiske oversigtsgarn (Kanstrup in prep.).

Den anvendte fiskeundersøgelse i Ferring Sø kan således ikke bruges til, at vurdere *kutlinge*bestandens tæthed, fordeling og størrelsesstruktur, samt økologiske betydning.

Nipigget hundestejle

Der blev ialt fanget 8 *nipigget hundestejle*, som var i størrelsen 4,5-5,5 cm, og som tilsammen vejede 10,5 g. 7 *hundestejler* blev fanget i bundstående garn og 1 i standard- ruse.

Manglende fangsteffektivitet med de anvendte redskaber gælder også for *nipigget hundestejle*, pga. dens slanke kropsbygning og ynglens knappe størrelse på fangsttidspunktet. Bestandens tæthed, fordeling og størrelsesstruktur, samt økologiske betydning kan således ikke vurderes.

Ål

Der blev fanget 2 *ål* i standardruser på 31,5 cm, og som vejede 120,5 g.

Aborre

Ligeledes blev der fanget et enkelt eksemplar af *aborre* som var 13,5 cm lang og vejede 31,1 g.

10.4 Vurdering af fiskebestanden

10.4.1 Den samlede fiskebestand

Fiskebestanden i Ferring Sø er typisk for en lavvandet og meget eutrof brakvandssø, nemlig totaldomineret af *trepigget hundestejle*.

Trepigget hundestejle er både salt og eutrofieringstolerant (Wooton, 1984), hvorimod andre tidligere eksisterende fiskearter i Ferring Sø (Tabel 10.4) har svært ved at klare sig pga. den høje eutrofieringsgrad og heraf følgende høje PH-værdier, manglende undervandsvegetation, forekomst af fisketoksiske alger og desuden har nogle arter, primært ål, været udsat for intensivt fiskeri.

Der blev registreret 5 arter ved fiskeundersøgelsen i Ferring Sø i 1998, hvilket må siges at være en meget forarmet fiskebestand, også hvis man sammenligner med 7 andre brakvandssøer i Ringkjøbing Amt, hvor artsdiversiteten ligger mellem 7 og 14 fiskearter.

Fiskebestanden 1971 til 1998.

fra Artssammensætningen og arternes relative dominans har således ændret sig markant fra 1971 til 1989 i Ferring Sø (Tabel 10.4). I 1971 fandtes en divers fiskefauna i Ferring Sø med en i alt 11 arter. I 1980 var artantallet reduceret til 7 arter og i 1989 var der kun 3 fiskearter tilbage i Ferring Sø, hvilket var den laveste registrerede artsdiversitet i en dansk sø på daværende tidspunkt (Wegner & Dieperink, 1989).

Art	1971	1980	1989	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1998
3-pig hundestejle	++	++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
9-pig hundestejle	?	?	++	+	++	+	-	-	-	+
Kutling sp.	?	?	?	++	++	+	-	+	-	+
Karuds	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aborre	++	+	-	-	-	+	+	+	-	+
Gedde	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Strømskalle	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Skalle	++	+	-	-	-	+	+	+	-	-
Rudsskalle	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hork	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Regnbueørred	-	-	-	-	++	++	++	+	-	-
Smelt	+++	+	-	+	+	+	++	+++	+++	-
Helt	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Skrubbe	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
Ål	++	++	++	++	++	++	++	++	+	+

Tabel 8.6: Forekomsten af fiskearter i Ferring Sø fra 1971 til 1998
(- fraværende + tilstede ++ almindelig +++ meget almindelig).

I denne periode er fiskesamfundet kraftigt ændret fra at være domineret af flere arter som *aborre*, *skalle*, *smelt* og *hundestejle* til et samfund hvor kun én enkelt art er total- dominerende. I 1995 og 1996 har smelt været dominerende, antals- og vægtmæssigt, mens der i de resterende undersørgelsesår fra 1989 til 1998 har været en totaldominans af *trepigget hundestejle* (CPUE-antal +/- 95% C.L. for alle arter fra fiskeundersøgelser i Ferring Sø fra 1989-1998 foreligger i bilag 7.

Årsagssammenhænge for fiskebestanden

Næringsstofbelastningen til Ferring Sø er reduceret siden 1990 (kapitel 5), og mængden af alger er som følge heraf også reduceret (kapitel 7). Reduktionen i næringsstofbelastningen og algemængden har endnu ikke givet udslag i form af en positiv udvikling for fiskebestanden i Ferring Sø.

På trods af næringsstofreduktionen må Ferring Sø stadig betragtes som en meget eutrofieret sø med ringe sigtddybde og deraf følgende ringe udbredelse af undervandsvegetation, som spiller en stor rolle for de fleste fiskearter. Eutrofieringen indebærer også en stor produktion af plantonalger med meget høje PH-værdier til følge. Høje PH-værdier (PH > 8-9) er direkte skadelig for nogle fiskearter, og det formodes at mange

fiskearters formering er stærkt påvirket af høje PH-værdier (Wegner & Dieperink, 1989; Fiskehelse, 1990).

Saltpåvirkning kan desuden for nogle fiskearter betyde, at effekten af stresspåvirkninger, fremkaldt af eutrofiering, øges.

Der har med jævne mellemrum været opblomstringer af den fisketoksiske alge *Prymnesium parvum* i Ferring Sø, i nogle tilfælde med fiskedød til følge. Og siden juni 1997 har den forekommet konstant i forskellige koncentrationer i søen, hvilket må formodes at være kraftigt medvirkende til fiskebestandens sammenbrud og videre fastholdelse i en yderst forarmet tilstand.

Desuden har der været udøvet et intensivt fiskeri i Ferring Sø, især rusefiskeri efter ål, som også kan have været medvirkende til at forarme fiskebestanden.

**Fiskebestandens
betydning
for
vandmiljøet.**

Store tætheder af *trepigget hundestejle*, som forekommer i Ferring Sø, udøver et kraftigt græsningstryk på zooplanktonet i søen.

Hundestejlerne kan samtidig også ernære sig ved små mysider, og dermed reducere mysiderne græsning på dyreplanktonet. Men på trods af store bestandstætheder af *trepigget hundestejle* som i Ferring Sø har det vist sig, at hundestejlerne ikke er istand til at regulere mysipopulationen, da hundestejlerne ikke æder de store reproduktive individer (Søndergaard et al. 1992; Jeppesen et al. 1994).

Ud fra fiskeundersøgelsen i Ferring Sø 1998 er det ikke muligt, som tidligere nævnt, at vurdere tætheden af *kutlinger* og *nipigget hundestejle*, men de to arter kan forekomme i ret høje tætheder i lavvandede brakvandsområder, og begge arter ernærer sig primært med dyreplankton (Fiskeøkologisk Laboratorium 1997; Muus & Dahlstrøm 1990).

Man må derfor sige at *trepigget hundestejle* og evt. *kutlinger* og *nipigget hundestejle* sammen med mysiderne udøver et meget stort prædationstryk på dyreplanktonet i Ferring Sø. Og man kan derfor konkludere at fiskebestanden i Ferring Sø i høj grad er medvirkende til, at opretholde en dårlig økologisk balance i søen.

11 Det biologiske sammenspil

Det biologiske sammenspil er kortfattet beskrevet i nedenstående. En mere detaljeret beskrivelse af sammenspillet findes i ovenstående kapitler omhandlende de enkelte biologiske parametre.

Det høje næringsniveau i søen bevirker, at der forekommer store phytoplanktontætheder i søen.

Zooplanktonets artsammensætning og biomasse medfører, at zooplanktonet i søen ikke er i stand til at kontrollere phytoplanktonet.

Zooplanktonets artsammensætning, og størrelsen af zooplanktonbiomasse er dels styret af salinitetsniveauet, og dels af prædation fra fisk og mysider.

Kun ganske få zooplanktonarter er tilpasset til at leve ved saliniteter på 3-6 promille, som findes i Ferring Sø.

Fiskebestanden i Ferring Sø er totalt domineret af *trepigget hundestejle*, som forekommer i store tætheder. Den store tæthed af *trepigget hundestejler* kombineret med tilstedeværelsen af mysiden *Neomysis integer* medføre at zooplanktonet er udsat for et meget stort prædationstryk.

De store phytoplanktontætheder kombineret med store mængder suspenderet stof bevirker at sigtddybden i søen er meget lav. Den lave sigtddybde kombineret med salinitetsniveauet i søen medfører, at artsantallet og udbredelsen af undervandsvegetationen i Ferring Sø er meget ringe.

12 Miljøfremmede stoffer og tungmetaller

Der er ikke i 1998 eller tidligere foretaget undersøgelser af forekomsten af miljøfremmede stoffer og tungmetaller i Ferring Sø.

13 Sediment

13.1 Metode og prøveudtagning af sediment til kemisk analyse

Den 23. og 24. november 1998 blev der i Ferring Sø udtaget sedimentprøver på 3 stationer til kemisk analyse med Kajak-bundhenter og 1 meter rør. Samtidig blev der på 14 stationer udtaget prøver til visuel beskrivelse af sedimentets mægtighed og struktur til sammenligning med den tidligere sedimentkortlægning (Søndergaard & Kristensen 1992). Prøvestationerne er vist i bilag 6.

Prøveudtagningen til kemisk analyse blev foretaget efter angivelser i overvågningsprogrammet (DMU 1990), hvilket vil sige, at der på hver station blev udtaget 3 prøver. Sedimentsøjlerne blev opskåret i dybdeintervallerne 0-2 cm, 2-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-50 cm og 50-70 cm. På stationerne A og C var det, trods gentagne forsøg, ikke muligt at udtage sedimentsøjler, der var længere end henholdsvis 31 og 5 cm.

Sedimentet fra det samme dybdeinterval fra de 3 søjler på samme station blev efterfølgende puljet og analyseret som én prøve.

Sedimentet blev analyseret for:

- glødetab
- tørvægt
- adsorberet fosfor (Ads-P)
- jernbundet fosfor (jern-P)
- calciumbundet fosfor (Ca-P)
- organisk bundet fosfor (Org-P)
- total fosfor (tot-P)
- jern
- calcium

Analyserne er foretaget efter anvisninger fra DMU (DMU 1990).

Fraktionen residual fosfor (Residual-P) er beregnet som forskellen mellem total fosfor og summen af de øvrige fosforfraktioner og antages at repræsentere letomsættelig organisk bundet fosfor.

13.2 Søsedimentets udbredelse og mægtighed

Sedimentets sammensætning blev undersøgt på 72 stationer i 1990 (Søndergaard & Kristensen 1992). Til sammenligning med denne kortlægning blev en orienterende sedimentkortlægning gennemført baseret på en beskrivelse af sedimentets farve og struktur på 17 stationer. Placeringen af stationerne fremgår af bilag 6. Beskrivelsen af sedimentsøjler er også vist i bilag 6.

En sammenligning af sedimentmægtigheder bestemt i 1990 og 1998 viser generelt god overensstemmelse. Der var dog en tendens til lidt lavere sedimentmægtigheder i den lavvandede vestlige del, ved station 1 og 2, sammenlignet med undersøgelserne i 1990.

I den nordøstlige del af Ferring Sø var det kulturpåvirkede sedimentlag sparsomt eller manglende. Denne del af søen må betragtes som erosionsområde.

I resten af søen, som generelt kan karakteriseres som akkumuleringsområde, fandtes kulturpåvirkede sedimentlag ned til 7 - 28 cm dybde. De største mægtigheder af kulturpåvirket sediment fandtes på vanddybder mellem 1,5 og 2 meter, mens det kulturpåvirkede sedimentlag ikke oversteg 10 cm på lavere vanddybder og i den østlige dybe del af søen.

13.3 Sedimentkarakteristik

På prøvetagningsstationerne fandtes i de fleste tilfælde en glidende overgang mellem de enkelte sedimentlag. På flere prøvetagningsstationer forekom en egentlig overgangszone mellem 2 sedimentlag. På alle stationer, med undtagelse af St. 14, hvor bunden var hård og stenet, fandtes et 0,5 - 1 cm tykt lag løst olivengrønt organisk materiale, der sandsynligvis er nyligt henfaldne alger.

På større sedimentdybder er sedimentet i den nordøstligedel af søen, (station C, 8 og 12), generelt karakteriseret ved et tyndt lag (0 - 1 cm) brunt fintpartikulært organisk materiale efterfulgt af groft sand. I området kunne der ikke udtages sedimentsøjler dybere end ca. 6 cm, da bunden herunder var hård.

I resten af søen fandtes generelt den samme rækkefølge af sedimentlagene. Under det tynde olivengrønne lag fandtes et lag af brunt fintpartikulært organisk materiale efterfulgt af et sort-gråt kulturpåvirket lag iblandet sand. Herunder fandtes en mørkegrå gytje med en del skalrester efterfulgt af en lysere grå meget plastisk og finkornet gytje, som ligeledes indeholdt en del skalrester.

På lavt vand i den vestlige del af søen (Station 1) blev gytje ikke fundet, idet det mørke kulturpåvirkede lag fulgtes af sand. På denne station og de 2 nærliggende stationer (St. 2 og 3) var laget af brunt fintpartikulært organisk materiale ligeledes fraværende.

I flere af de udtagne sedimentprøver blev mysider iagttaget svømmende umiddelbart over sedimentet eller gravende sig ned i de øverste cm af sedimentet.

13.4 Sedimentkemi

De sedimentkemiske forhold er i det følgende beskrevet med udgangspunkt i analyseresultaterne for de dybdefraktionerede sedimentsøjler, udtaget på station A (syd), B (midt) og C (nord). Analyseresultaterne er vist i bilag 6.

13.4.1 Tørvægt og glødetab

Tørvægtindholdet udtrykt som procent af vådvægt, og glødetabet, udtrykt som procent af tørstoffet på de 3 stationer, er vist i bilag 6.

Tørvægten i de øverste cm af sedimentet var lille på station A og B og stor på station C, hvilket stemmer godt overens med, at de øverste lag ved prøvetagningen blev beskrevet som løse på station A og B og

sandede på station C. På station A og B, hvor længere sedimentsøjler kunne udtages, steg tørstofindholdet jævnt ned gennem sedimentet.

Glødetabsindholdet var omvendt proportionalt med tørvægtsindholdet, således at det var højt i overfladen på station A og B og lavt på station C. Glødetabet faldt ned gennem sedimentet. Faldet var lille i de øverste 20 cm på station A, mens det var stort på station B.

Tørvægtindholdet og glødetabet i overfladesedimentet i Ferring Sø, på station A og B på hhv. ca. 4% af vådvægten og 40% af tørstoffet er, relativt højt sammenlignet med andre danske søer (Miljøstyrelsen 1990) og indikerer, at der her er væsentlige mængder organisk materiale i overfladesedimentet, mens indholdet af organisk stof i overfladesedimentet på station C var meget lavt.

13.4.2 Jern og calcium

Jern- og calciumindholdet i sedimentet i Ferring Sø er vist i bilag 6.

Sedimentets jernindhold var relativt konstant ned gennem sedimentet. Jernindholdet i overfladesedimentet på station A og B svarer til, hvad der findes i flertallet af danske søer (Miljøstyrelsen 1990) og var meget lavt på station C.

Calciumindholdet var svagt stigende ned gennem de øverste 20 cm af sedimentet på station A, hvorefter det brat faldt i 20-30 cm dybde. På station B fandtes det laveste calciumindhold ligeledes i 20-30 cm dybde, men her var calciumindholdet faldende fra overfladen til denne dybde og stigende på større dybder.

Calciumindholdet i overfladesedimentet var lavt på station C og lidt lavere end, hvad der findes i flertallet af danske søer (Miljøstyrelsen 1990) på station A og B.

13.4.3 Fosfor

Fosforindholdet i sedimentet på de 3 stationer er vist i bilag 6.

På alle 3 stationer faldt fosforindholdet ned gennem sedimentet. Den øgede mængde fosfor øverst i sedimentet skyldtes hovedsageligt en øget forekomst af organisk bundet fosfor. Den organisk bundne fosfor var hovedsageligt knyttet til letomsætteligt organisk stof (residual-P), men svært omsætteligt organisk stof (Org-P) var også væsentlig.

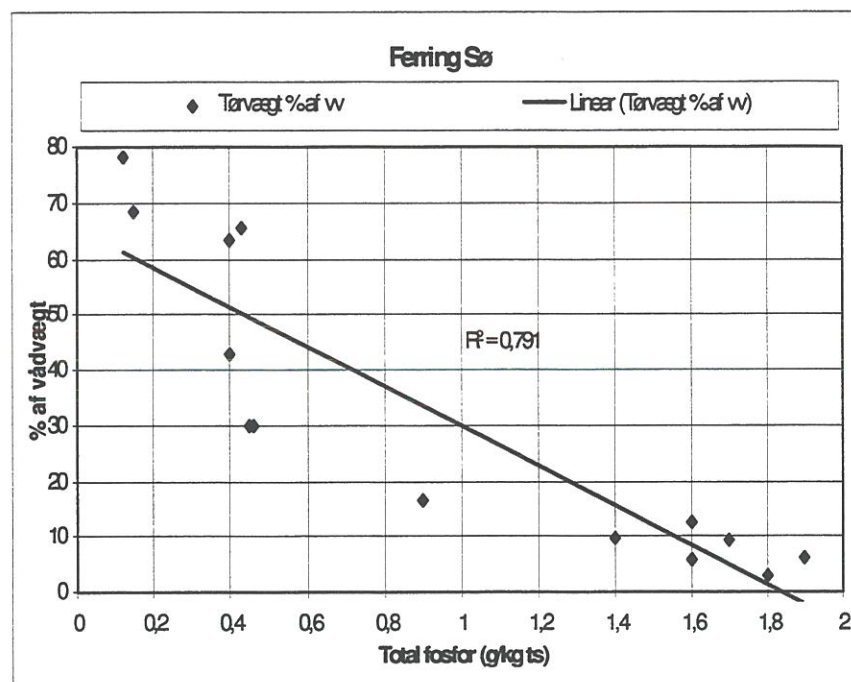
Total fosforindholdet i overfladesedimentet var meget lavt på station C (0,2 g/kg tv), mens det på station A og B (1,6-1,8 g/kg tv) var

sammenfaldende med, hvad der findes i flertallet af de danske søer (Miljøstyrelsen 1990).

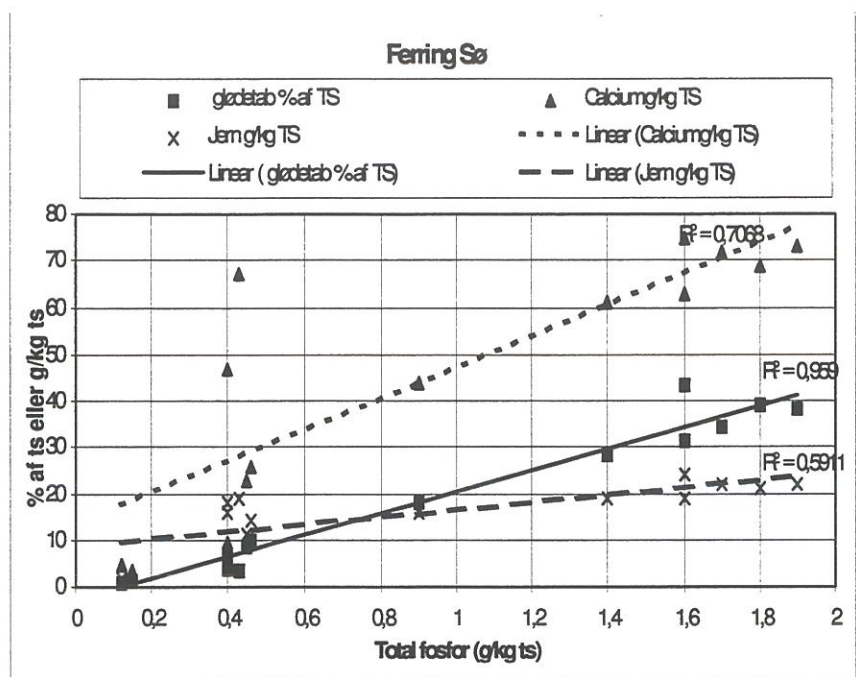
Ved undersøgelse af en række danske ferskvandssøer er det sandsynliggjort, at forholdet mellem mængden af jern og total fosfor i overfladesedimentet er styrende for den aerobe frigivelse af fosfor, idet et Fe:P forhold under 10 gav en relativt stor intern belastning, og et Fe:P forhold over 15 gav en forholdsvis mindre frigivelse (Miljøstyrelsen 1990). I brakvandssøer er det sandsynligt, at mængden af svovl kan have afgørende betydning for frigivelsen af jernbundet fosfor, men kendskabet til disse mekanismer er endnu begrænset (Jensen 1998), og det er ikke sandsynligt, at bindingsforholdene for fosfor kan beskrives ud fra simple Fe:P forhold.

I Ferring Sø var Fe:P forholdet 10-14 i de øverste 5 cm af sedimentet og stigende ned gennem sedimentet.

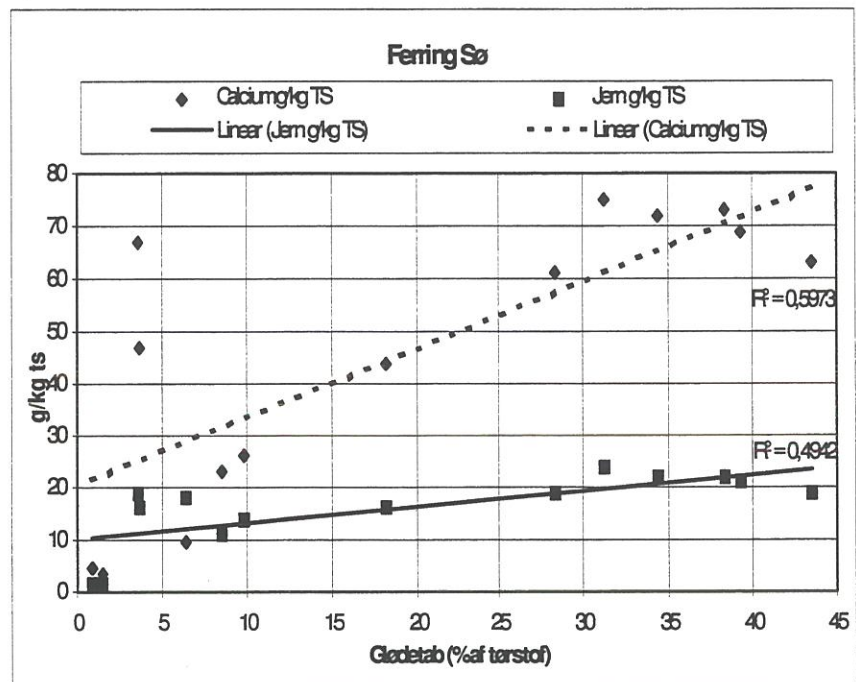
En korrelationsanalyse af sammenhængen mellem totalfosfor og tørvægt viste negativ korrelation (figur 13.1). Dette viser, i lighed med fosforfraktioneringen, at fosforen i sedimentet ikke er bundet til de tunge uorganiske dele.



Figur 13.1
Tørvægt som funktion af totalfosfor indholdet i sedimentet i Ferring Sø 1998. Korrelationskoefficient er anført på figuren.



Figur 13.2 Glødetab, calcium og jern som funktion af totalfosfor indholdet i sedimentet i Ferring Sø 1998. Korrelationskoefficient er anført på figuren.



Figur 13.3 Calcium- og jernindholdet som funktion af glødetabet i sedimentet i Ferring Sø 1998. Korrelationskoefficient er anført på figuren.

En korrelationsanalyse af sammenhængen mellem totalfosfor og glødetab, calcium og jern viste positiv korrelation, med højest korrelationskoefficient for glødetabet (figur 13.2). Dette viser, at en væsentlig del af fosforen i sedimentet i Ferring Sø er knyttet til organisk materiale, men at

calcium og jern sandsynligvis også har betydning for fosforbindingen i sedimentet, eller varierer proportionalt med mængden af fosfor.

For at belyse dette forhold nærmere blev mængden af jern og calcium korreleret til glødetabet. Denne analyse viste positive korrelationer, men med lidt lavere korrelationskoefficient end for forholdet til totalfosfor (figur 13.3).

13.5 Potentiel fosforfrigivelse

13.5.1 Beregningsgrundlag

Variationerne mellem de kemiske parametre på de 3 stationer var betragtelige. Den samlede potentielle frigivelige fosforpulje beregnes i det følgende ud fra en arealmæssig vægtning af den potentielle frigivelse, der kan beregnes ud fra målinger på de 3 stationer.

De beregnede koncentrationer pr. m^3 i et gennemsnitssediment er vist i i tabel 13.1.

Fosfor i sedimentet kan betegnes som fastbundet eller udvekseligt (mobilt) fosfor. Det er især den del af fosformængden, der kan mobiliseres, der har interesse, idet denne kan frigives til vandfasen. Den fastbundne del af fosforpuljen vil kunne frigøres, men frigivelsen vil ske over lange tidsperioder og har derfor formodentlig kun mindre betydning for den årstidsafhængige fosforudveksling.

Til beregning af den potentielt udvekselige fosforpulje er rumvægten af sedimentet estimeret på baggrund af tørstof- og glødetabsbestemmelserne. Sedimentets rumvægt i Ferring Sø varierede en del. Rumvægten steg ned gennem sedimentet fra $1,03 \text{ ton}/m^3$ i overfladen på station A til $2,02 \text{ t}/m^3$ på sedimentdybder over 50 cm på station B. På station C var rumvægten høj i overfladen ($2,09 \text{ t}/m^3$) grundet det store mineralske indhold i sedimentet her. Med udgangspunkt i rumvægten og tørvægtskoncentrationerne i sedimentet blev volumenkoncentrationerne for den enkelte station beregnet.

Ud fra de beregnede volumenkoncentrationer blev volumenkoncentrationen i et gennemsnitssediment beregnet ud fra antagelser vedrørende den enkelte stations repræsentativitet for den samlede søbund. Det blev, på baggrund af den orienterende sedimentkortlægning og den tidligere kortlægning af sedimentets beskaffenhed (Søndergaard & Kristensen 1992), antaget, at station A og B hver især repræsenterede 30% af søbunden, mens station C repræsenterede 40% af bundarealet.

VOLUMENKONCENTRATION I GENNEMSNITS SEDIMENTET									
DYBDE	Ads-P	Jern-P	Ca-P	Org-P	Residu al-P	Residual- P	Calcium	Jern	=Tot-P -
cm	g/m3	g/m3	g/m3	g/m3	g/m3	g/m3	g/m3	g/m3	baggrund
0 - 2	0,8	4,1	29,3	39,6	57,3	131,1	3771	1393	34,5
2 - 5	0,9	4,8	36,3	48,8	77,9	168,7	6712	2193	63,3
5 - 10	0,5	2,1	14,6	30,9	58,0	106,2	4853	1638	69,7
10 - 20	1,5	2,2	27,3	36,4	60,5	127,9	6244	2470	58,7
20 - 30	1,9	2,8	52,9	47,4	39,3	144,3	5373	5628	7,7
30 - 50	1,5	1,9	0,8	146,7	0,0	150,5	17683	6020	0,0

Tabel 13.1 Den beregnede volumenkoncentration i gennemsnitssedimentet i Ferring Sø 1998.

13.5.2 Mobil fosforpulje

Den potentielt mobile fosforpulje antages hovedsageligt at være knyttet til den adsorberede fosfor (Ads-P) og den letomsættelige organisk bundne fosfor (Residual-P). Den jernbundne fosfor (Jern-P) henregnes ligeledes til den mobile fosforpulje i ferskvand, men fosforfrigivelsen fra denne pulje er afhængigt af redoxforholdet i og ved sedimentoverfladen (Miljøstyrelsen 1990), og i brakvandssøer af sulfat og sulfider (Jensen 1998).

Det er vanskeligt at bestemme redoxforholdet lige ved sedimentoverfladen, og omfanget af svovlsubstitution er ukendt.

Der er, på baggrund af erfaringer fra ferskvandssøer opstillet 3 alternativer for beregning af den mobile fosforpulje i Ferring Sø. I alternativ 1 antages det, at den jernbundne fosfor ikke er mobil, mens det i alternativ 2 antages, at den er mobil. I alternativ 3 antages det, at hele puljen af fosfor, der er større end baggrundskoncentrationen, er mobil. Den mobile

fosforpulje i Ferring Sø, beregnet efter de 3 alternativer, fremgår af tabel 13.2.

Baggrundskoncentrationen er fastlagt til 0,4 g P/kg tv ud fra resultaterne af målinger på sedimentdybder større end 20 cm og antages at repræsentere en tilstand, hvor Ferring Sø ikke var påvirket af menneskets aktiviteter i oplandet.

Erfaringen fra en lang række søer viser, at fosforfrigivelsen fra sedimentet finder sted ned til 5-10 cm dybde, (Miljøstyrelsen 1990).

Den udvekselige fosforpulje kan ud fra fosforfraktioneringen (alternativ 1 og 2) beregnes til mellem 6,5 og 6,8 g/m² i de øverste 10 cm af sedimentet, og mellem 12,7 og 13,2 g/m² i de øverste 20 cm af sedimentet. Det fremgår heraf, at det har relativt lille effekt, hvorvidt den jernbundne fosfor medregnes i den mobile fosforpulje eller udelades. Med et søareal på 3,2 km² kan den samlede potentielt frigivelige fosforpulje beregnes til mellem 20,6 og 21,7 tons fosfor i de øverste 10 cm og mellem 40,5 og 42,3 tons i de øverste 20 cm, afhængigt af om den jernbundne fosfor henregnes til den mobile pulje.

FRIGIVELIG FOSFORPULJE			
DYBDE	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3
cm	g/m ²	g/m ²	g/m ²
0 - 2	1,2	1,2	0,7
0 - 5	3,5	3,8	2,6
0 - 10	6,5	6,8	6,1
0 - 20	12,7	13,2	11,9
0 - 30	16,8	17,6	12,7
0 - 50	12,8	13,5	11,9

Tabel 13.2 Den mobile fosforpulje i Ferring Sø 1998 beregnet efter 3 alternativer.

I alternativ 1 er den mobile pulje beregnet som Ads-P + Residual-P, i

alternativ 2 som Ads-P + Residual-P + Jern-P og i alternativ 3 som Total-P - baggrundskoncentrationen (0,4 g/kg tv).

Størrelsen af den mobile fosforpulje beregnet ud fra den totale fosforkoncentration og baggrundskoncentrationen (alternativ 3) over hele sedimentdybden var generelt lavere end fosforpuljen beregnet ud fra fosforfraktioneringen, men i de øverste 20 cm af sedimentet var forskellen dog beskeden.

Den totale fosforpulje i Ferring Sø kan, under anvendelse af de samme antagelser vedrørende sedimentets fordeling, beregnes til ca. 42 og 83 tons i henholdsvis de øverste 10 og 20 cm af sedimentet.

13.6 Vurdering af fosforfrigivelsen og sammenligning med tidligere undersøgelser

Den potentielt mobile fosforpulje pr. volumen- og arealenhed er relativt høj og svarende til, hvad der findes i andre eutrofe søer, der har været belastet med væsentlige mængder fosfor.

Sammenlignet med tidligere beregninger af den potentielle mobile fosforpulje, (Søndergaard & Kristensen 1992), er beregningen i 1998 ca. 3 tons lavere for de øverste 10 cm af sedimentet og dermed i samme størrelsesorden som tidligere beregnet.

Den potentielle mobile fosforpulje for de øverste 20 cm af sedimentet var ved beregningen i 1998 ca. 14 tons lavere end tidligere beregnet. Det vurderes, at denne forskel primært skyldes forskelle i beregningsmetode og antagelser i forbindelse hermed, idet den overordnede fordeling og mængde af fosfor i fraktionerne ned gennem de øverste 20 cm af sedimentet var stort set sammenfaldende. De antagelser, der indgår i beregningen af den potentielle mobile fosforpulje i 1990, fremgår ikke af rapporten, (Søndergaard & Kristensen 1992), så en dybere analyse af kilderne til de registrerede forskelle kan ikke gennemføres.

Den totale fosforpulje i Ferring Sø er tidligere vurderet til at udgøre 54 og 112 tons for henholdsvis de øverste 10 og 20 cm af sedimentet (Søndergaard og Kristensen 1992), hvilket er ca. 12 og 29 tons højere end beregnet i 1998 for henholdsvis de øverste 10 og 20 cm af sedimentet. Denne forskel kan sandsynligvis tilskrives de ovennævnte forhold.

Sammenfattende vurderes det, at fosforfrigivelse fra sedimentet i Ferring Sø kan forekomme fra de øverste 10 cm af sedimentet, og at den jernbundne fosfor indgår i den potentielt mobile pulje. Den potentielt

mobile fosforpulje beregnet ud fra disse forudsætninger var 21,7 tons fosfor.

14 Konklusion

Ferring Sø er igennem en årrække blevet forurenset med næringsstoffer fra oplandet. Dette har medført, at søen i dag fremstår som en meget næringsrig sø, hvor miljøtilstanden er kraftigt påvirket af store phytoplanktontætheder. Søen kan således ikke leve op til amtets målsætning som et særligt naturvidenskabeligt reference område med et alsidigt dyre- og planteliv.

Såfremt miljøtilstanden i Ferring Sø skal forbedres, skal søvandets fosforindhold reduceres. I 1992 udarbejdede Ringkjøbing Amt i samarbejde med Lemvig og Thyborøn-Harboøre kommuner en handlingsplan til forderung af miljøtilstanden i Ferring Sø. Handlingsplanen indebar, at fosfortilførslen fra oplandet til søen skulle reduceres til 1,2 ton pr. år. Dette mål er nu opfyldt, idet den samlede årlige fosfortilførsel fra oplandet til Ferring Sø er nedbragt til 1,17 ton.

På baggrund af nye modelberegninger er det dog vurderet, at målsætningen for Ferring Sø ikke bliver opfyldt, med mindre at den samlede fosfortilførsel reduceres yderligere til under 1 ton pr. år (VKI 1999). Skal der være god sikkerhed for, at søen i fremtiden får en sigtdybde på 1 meter eller mere, skal tilførslen reduceres til ca. 850 kg pr. år. Søvandets indhold af fosfor reduceres da til 0,065 mg pr. liter mod nu ca. 0,2 mg pr. liter.

Når fosfortilførslen til Ferring Sø er reduceret, forventes der at gå omkring 30 år, før tilstanden i søen lever op til målsætningen. Det skyldes, de store fosformængder, der er ophobet i sedimentet og som kun langsomt frigives.

Søens store bestad af hundestejler og mysider, er også med til at fastholde søen i en dårlig tilstand. Når søvandets fosforindhold er reduceret til 0,1-0,15 mg pr. liter, kan udviklingen mod en bedre tilstand formodentlig kunne fremskyndes ved en massiv udsætning af fisk, som kan prædatere på hundestejler og mysider.

15 Referencer

- Søndergaard, M. og P. Kristensen, 1992: Ferring Sø 1990: Sedimentkarakteristik, sedimentophvirvling og fremtidig vandkvalitet. M. .
- DMU, Afdelingen for ferskvandsøkologi, 1990: Prøvetagning og analysemetoder i søer.
- Miljøstyrelsen 1990: Eutrofieringsmodeller for søer. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, C9, 1990.
- Jensen, H. upubliceret citeret i E. Jeppesen. The Ecology of shallow lakes, 1998.
- Eva Kanstrup. Fiskebestanden i Gjeller Sø og Horn Sø 1998. Teknisk notat in prep. Ringkjøbing Amt.
- Fiskeøkologisk Lab. Fiskebestanden i Ringkjøbing Fjord 1997. Rapport til Ringkjøbing Amt.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M. & Rossen, H. 1989. Resturering af søer ved indgreb i fiskebestanden. Status for igangværende undersøgelser. Del 1. Rapport fra DMU.
- N. Wegner & C. Dieperink 1989. Stubbegård Sø og Ferring Sø 1989, Fiskeundersøgelse. Rapport til Ringkjøbing Amt.
- Eva Kanstrup 1996. Trepigget hundestejles betydning for de biologiske interaktioner i en lavvandet eutrof brakvandssø. Specialrapport, DMU og Århus Universitet.
- Wootton, R. J. 1984 A functional biology of sticklebacks. Croom Helm Ltd. Academic Press, London.
- Fiskehelse. Sygdomme, behandling og forebyggelse. John Grieg Forlag AS, 1990.
- Søndergaard, M, Jeppesen, E., Aaser, H., Kristensen, P., Berg, S. & Bregnholt, M. 1992: Biological structure of shallow, brackish and hypertrophic lake Ferring, Denmark: The importance of sticklebacks and mysis. Report from an international conference on "Nutrient dynamics and biological structure in shallow freshwater and brackish lakes". Silkeborg, Denmark.
- Jeppesen et al. 1994: Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia* 75/276:15-30.
- Muus og Dahlstrøm 1990: Ferskvandsfisk. G.E.C. Gads forlag, København.
- Birgitte Pedersen 1994. Neomysis Integers økologiske rolle i en lavvandet eutrof brakvandssø. Specialrapport, DMU og Århus Universitet.
- Søndergaard, M. & Jeppesen, E. 1994: Plankton i Ferring Sø. Notat til Ringkjøbing Amtskommune. DMU, Afdeling for Ferskvandsøkologi, Silkeborg.

Maria Temponeras 1998. Resultater fra fiskeyngelundersøgelser i Ulvedybet 1998, Nordjyllands Amt.

Jensen, P.J., M. Søndergaard, E. Jeppesen, T.L., Lauridsen og L. Sortkjær 1996: Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996: Ferske vandområder, Søer. Faglig rapport, DMU, nr 211.

Middelboe, A.L. og S. Markager. 1997. Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshw. Biol.* 37: 553-568.

Moeslund, B., P.H. Møller, J. Windolf og P. Schriver. 1996. Vegetationsundersøgelser i søer. Metoder til anvendelse i søer i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. 2. udg. Danmarks Miljøundersøgelser. 44 s. Teknisk anvisning fra DMU nr. 12.

Ringkjøbing Amt. 1997. Bundvegetation, Ringkjøbing Fjord 1997. Udarbejdet af Bio/consult.

Ringkjøbing Amt. 1997. Regionplanen 1997.

Andersen, P. 1996: Design and Implementation of some Harmful Algal Monitoring Systems. IOC Technical Series no. 44. (1996).

Hansen, L.R., J. Kristiansen & J.V. Rasmussen 1994. Potential toxicity of the freshwater *Chrysochromulina* species *C. parva* (Prymnesiophyceae). *Hydrobiologia* 287: 157-159.