



Miljø- og Energiministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser

---

Vandmiljøplanens  
Overvågningsprogram 1997

# Ferske vandområder

Søer

*Faglig rapport fra DMU, nr. 251  
1998*

*Jens Peder Jensen*

*Erik Jeppesen*

*Martin Søndergaard*

*Torben Lauridsen*

*Lisbet Sortkjær*

Afdeling for Sø- og Fjordøkologi

## Datablad

Titel:	Ferske vandområder - Søer	
Undertitel:	Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997	
Forfattere:	Jens Peder Jensen, Erik Jeppesen, Martin Søndergaard, Torben L. Lauridsen og Lisbet Sortkjær	
Afdeling:	Afdeling for Sø- og Fjordøkologi	
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 251	
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser ©	
URL: <a href="http://www.dmu.dk">http://www.dmu.dk</a>		
Udgivelsestidspunkt:	December 1998	
Layout: Tegninger: ETB:	Kathe Møgelvang Kathe Møgelvang, Juana Jacobsen og Henrik Flagstad Rasmussen Anne Mette Poulsen	
Bedes citeret:	Jensen, J.P., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L. (1998): Ferske vandområder - Søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Danmarks Miljøundersøgelser. 104 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 251.  Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.	
Frie emneord:	Søer, miljøtilstand, overvågning, Vandmiljøplan	
Redaktionen afsluttet:	November 1998	
ISBN:	87-7772-422-4	
ISSN:	0905-815x	
Tryk:	Silkeborg Bogtryk EMAS registreret nr. DK-D-0084	
Papirkvalitet:	Cyclus Print	
Oplag:	300	
Sideantal:	104	
Pris:	kr. 125,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)	
Købes i boghandelen eller hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Vejlsovej 25 Postboks 314 8600 Silkeborg Tlf. 89 20 14 00 Fax 89 20 14 14	Miljøbutikken Information & Bøger Læderstræde 1 1201 København K Tlf. 33 37 92 92 Fax 33 92 76 90

# Indhold

## Forord 5

## Resumé 7

### 1 Baggrund 11

- 1.1 Indledning 11
- 1.2 Generel karakteristik af overvågningssøerne 13
- 1.3 Vandmiljøplanen 13

### 2 Klimaforhold i 1997 17

- 2.1 Indledning 17
- 2.2 Temperatur og globalindstråling 17
- 2.3 Nedbør og fordampning 18
- 2.4 Ferskvandsafstrømning 19
- 2.5 Vindforhold 20
- 2.6 Sammenfatning 21

### 3 Kilder til fosfor og kvælstoftilførslen til søerne 23

- 3.1 Indledning 23
- 3.2 Metode 23
- 3.3 Kilder til næringsstofbelastningen - status 24
- 3.4 Kilder til næringsstofbelastningen - udviklingen i udvalgte enkeltkilder 26
- 3.5 Sammenfatning 28

### 4 Vand- og næringsstofbalancer for kvælstof, fosfor 29

- 4.1 Indledning 29
- 4.2 Metoder 29
- 4.3 Vandbalancer for søerne 31
- 4.4 Fosforbalancer for søerne 32
- 4.5 Kvælstofbalancer for søerne 36
- 4.6 Sammenfatning 40

### 5 Udviklingen i søernes miljøtilstand vurderet ud fra ændringer i fysiske, kemiske og biologiske variable 41

- 5.1 Indledning 41
- 5.2 Metode 41
- 5.3 Fosfor 42
  - Alle søer 42
  - De enkelte søers udvikling 43
- 5.4 Kvælstof 45
  - Alle søer 45
  - De enkelte søers udvikling 49
- 5.5 Sigtdybde og klorofyl *a* 49
  - Alle søer 49
- 5.6 Plantep plankton 52
  - Alle søer 52
  - De enkelte søers udvikling 52

- 5.7 Dyreplankton 57
  - Alle søer 57
  - De enkelte søers udvikling 58
- 5.8 Undervandsplanter 61
- 5.9 Sammenfatning 64

## **6 Intern fosforbelastning i lavvandedesøer 65**

- 6.1 Indledning 65
- 6.2 Sæsonvariationen i indholdet fosfor (265 søer) 66
- 6.3 Den årlige tilbageholdelse af fosfor (16 søer) 68
- 6.4 Sæsonvariationen i tilbageholdelsen af fosfor (16 søer) 68
- 6.5 Ligevægt eller ikke ligevægt? 70

## **7 Lavvandede søer i næringsstofintervallet, hvor både den klarvandede og den uklare tilstand er mulig - fire eksempler blandt overvågnings søerne 71**

- 7.1 Indledning 71
- 7.2 Karakteristik af søerne 71
- 7.3 Vandkemi 74
- 7.4 Planteplankton 75
- 7.5 Dyreplankton 75
- 7.6 Effekten af år-til-år variationer i fiskeantal 76
- 7.7 Hvad består suspenderet stof af, og hvordan påvirkes koncentrationen af græsning? 78
- 7.8 Sammenfatning 81

## **8 Fiskenes regulerende rolle om vinteren 83**

- 8.1 Indledning 83
- 8.2 Metoder 83
- 8.3 Resultater 85
  - Alle 37 søer 85
  - Eksempler på effekter af markante ændringer i fiskebestanden 88
- 8.4 Konklusion 90

## **9 Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelses nationale rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997 91**

## **10 Referencer 95**

## **11 Oversigt over amtsrapporter 99**

### **Danmarks Miljøundersøgelser**

### **Faglige rapporter**

# Forord

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser som et led i den landsdækkende rapportering af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Overvågningsprogrammet blev iværksat efteråret 1988.

Hensigten med Vandmiljøplanens overvågningsprogram er at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som er gennemført i forbindelse med Vandmiljøplanen (1987). Systematisk indsamling af data gør det muligt at opgøre udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet samt at registrere de økologiske effekter, der følger af ændringer i belastningen af vandmiljøet med næringsalte.

Danmarks Miljøundersøgelser har som sektorforskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet til opgave at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. En væsentlig del af denne opgave er overvågning af miljø og natur. Det er derfor et naturligt led i Danmarks Miljøundersøgelsers opgave at forestå den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne: ferske vande, marine områder, land-overvågning og atmosfæren.

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem amterne og Københavns og Frederiksberg kommuner og de statslige myndigheder.

Rapporterne "Ferske vandområder - vandløb og kilder" og "Ferske vandområder - søer" er således baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af de ferske vande.

Rapporten "Marine områder. Åbne farvand - miljøtilstand, årsags-sammenhænge og udvikling" er baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af kystvande og fjorde samt Danmarks Miljøundersøgelsers og vore nabolandes overvågning af de åbne havområder.

Rapporten "Landovervågningsoplande" er baseret på data indberettet af amtskommunerne fra 6 overvågningsoplande og er udarbejdet i samarbejde med Danmarks Geologiske Undersøgelse.

Endelig er rapporten "Atmosfærisk deposition af kvælstof" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågningsindsats.

Bagest i denne rapport findes en sammenfatning af resultaterne fra samtlige overvågningsrapporter fra Danmarks Miljøundersøgelser.

Rapporten "Landovervågningsoplande" er baseret på data indberettet af amtskommunerne fra 6 overvågningsoplande, og er udarbejdet i samarbejde med Danmarks Geologiske Undersøgelse.

Endelig er rapporten "Atmosfærisk deposition af kvælstof" baseret på Danmarks Miljøundersøgelses overvågningsindsats.

Bagest i denne rapport findes en sammenfatning af resultaterne fra samtlige overvågningsrapporter fra Danmarks Miljøundersøgelser.

## Resumé

- 37 søer indgår i overvågningsprogrammet for søer, men der kun 36 søer med resultater fra 1997.*
- I alt 37 søer indgår i det landsdækkende Overvågningsprogram. Søerne er udvalgt, så de er repræsentative for danske søer, og søerne spænder fra helt rene, klarvandede søer til søer, der er stærkt forurenede som følge af eksisterende eller tidligere tiders spildevandsudledninger. For en enkelt af de 37 søer foreligger der dog ingen resultater fra 1997, idet prøvetagningen i Hejrede Sø blev suspenderet, da et havørnepar ynglede ved søen, og der indførtes færdselsforbud.
- Amterne varetager drift af programmet*
- Amtskommunerne forestår den standardiserede prøveindsamling og beskriver hvert år de enkelte søers miljøtilstand i regionale rapporter. De indsamlede data indberettes til Danmarks Miljøundersøgelser, som udarbejder årlige statusrapporter om den generelle tilstand og udviklingen i alle søerne. Dette års rapport omfatter således resultater fra de 9 første overvågningsår.
- Kildefordeling for tilførslen*
- Belastningen af søerne har været domineret af tilførslen fra det åbne land, der gennemsnitligt har bidraget med ca. 50% af fosfor og ca. 75% af kvælstoftilførslen. I de to tørre år, 1996 og 1997, har denne andel dog været mindre som følge af den mindre afstrømning. Punktkildernes andel (eksklusiv bidrag for spredt bebyggelse og dambrug) har i samme periode udgjort henholdsvis ca. 20-25% og 7-8%.
- Spildevandsbidrag faldet*
- Spildevandsbidraget til søerne har gennemgående været faldende, især for de mest belastede søer. Således er både fosfor- og kvælstofbidraget fra byspildevand og industrispildevand fra 1989 til 1997 reduceret.
- Vandbalancer*
- For 22 af de 37 søer har det været muligt at opstille rimeligt nøjagtige vand- og stofbalancer inkluderende grundvandsudvekslingen. 1997 var et relativt tørt år, og vandtilførslen til søerne var lavere end normalt. Opholdstiden i søerne var således længere end i de fleste af måleårene, dog ikke helt så lang som i det hidtil tørreste år 1996.
- Kvælstoftilbageholdelse*
- Kvælstoftilbageholdelsen i de 22 søer steg med stigende opholdstid, herudover er kvælstoftilbageholdelsen steget i nogle af overvågnings søerne, efter at søerne er blevet klarvandede som følge af ændringer i fiskebestanden. I halvdelen af søerne var kvælstoftilbageholdelsen i 1997 større end 40%.
- Fosfortilbageholdelse*
- Fosfortilbageholdelsen steg ligeledes med stigende opholdstid i søerne og var i halvdelen af søerne større end 11% i 1997. En del af søerne havde dog en negativ fosforbalance, dvs. at de afgav mere, end de modtog som følge af frigørelse af fosfor fra søbunden, efter at belastningen er reduceret.
- Mindre fosfortilførsel og mindsket fosforkoncentration*
- Siden overvågningsprogrammets iværksættelse i 1989 er fosforkoncentrationen i det vand, der strømmer til søerne, som helhed faldet markant. Tilsvarende er årsmiddelværdien af totalfosfor i de 37 søer faldet fra 0,202 mg P l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,143 mg P l<sup>-1</sup> i 1997.

Tabel 0.1. Miljøtilstanden i 1997 i overvågningssøerne illustreret ved udvalgte nøgleparametre. Kvælstof og fosfor er angivet som årsgennemsnitlige værdier, mens de øvrige er sommergennemsnitlige værdier (1/5-1/10).

Parameter	N	Gns	25%	Median	75%
P-indløbskonc. (mg P l <sup>-1</sup> )	36	0,125	0,075	0,106	0,141
P-søkoncentration (mg P l <sup>-1</sup> )	38	0,143	0,052	0,099	0,212
P-tilbageholdelse (%)	21	-5,3	-29,6	11,4	28,7
N-indløbskonc. (mg N l <sup>-1</sup> )	36	5,39	3,05	5,43	7,30
N-søkoncentration (mg N l <sup>-1</sup> )	38	2,20	1,16	1,68	3,31
N-tilbageholdelse (%)	21	42,4	24,8	43,3	56,0
Sigtdybde (m)	38	1,5	0,6	1,3	2,1
Klorofyl <i>a</i> (µg l <sup>-1</sup> )	38	75	14	52	109
Planteplankton (mm <sup>3</sup> l <sup>-1</sup> )	38	14,5	2,3	10,2	20,0
Blågrønalger (%)	38	32,3	3,5	14,0	67,5
Dyreplankton (mg tv l <sup>-1</sup> )	38	0,80	0,39	0,63	1,25
Dyreplankt. græsning (% d <sup>-1</sup> )	38	28,4	9,0	23,5	36,4

Faldet har naturligt nok været stort i de mest næringsrige og spildevandsbelastede søer. I 19 af de 37 søer kan der nu konstateres et signifikant fald i fosforkoncentrationen i søvandet.

#### Mindre fald i kvælstoftilførsel

Tilførslen af kvælstof til søerne er også reduceret om end mindre end fosfortilførslen, tilsvarende er der sket et fald i kvælstofkoncentration-en i søvandet, dog kun i 11 af de 37 søer.

#### Sigtdybden

Mens den gennemsnitlige sigtdybde på årsbasis kun har varieret mellem 1,5 og 1,7 m, er der en tendens til en forøgelse i såvel medianen som i de 25% mest uklare søer. Sigtdybden i den sidstnævnte gruppe er steget fra 0,6 i 1989 til 0,9 i 1997, mens medianerne er øget fra 1,2 til 1,5 m. Dette afspejler et tilsvarende fald i klorofyl *a* fra 108 til 76 µg l<sup>-1</sup>. Udviklingstendensen er altså gået i retning af, at de mest uklare søer er blevet lidt mere klare. På sommerniveau er udviklingen ikke så tydelig. Her er 25%-kvartilen kun øget fra 0,5 til 0,6 m fra 1989 til 1997.

Tabel 0.2. Statistisk signifikante udviklinger i miljøtilstanden i perioden 1989-1997 for en række udvalgte nøgleparametre fra overvågningssøerne. Antallet af søer er angivet i de enkelte kategorier.

Parameter	Forbedret	Forværret
P-indløbskoncentration	14	1
P-søkoncentration	19	2
P-tilbageholdelse (%)	3	6
N-indløbskoncentration	11	4
N-søkoncentration	11	1
N-tilbageholdelse (%)	6	0
Sigtdybde	10	2
Klorofyl <i>a</i>	13	2
Planteplanktonbiomasse	11	3
Blågrønalger (%)	4	5
Dyreplanktonbiomasse	5	2
Dyreplanktons græsning	0	0

#### Planteplankton

I 11 af søerne er der sket et signifikant fald i biomassen af planteplankton, mens den er steget i 3 søer. Det er især inden for gruppen af blågrønalger og grønalger samt kisel- og furealger, at ændringer har fundet sted.



Den relative sammensætning af planteplanktonet har også ændret sig i mange søer, blandt andet er procenten af blågrønalger steget i 5 søer, mens den er faldet i 4 søer.

#### *Dyreplankton*

Betragtet under et er der ikke sket signifikante ændringer i dyreplanktonets biomasse i de seks overvågningsår. På enkeltsoniveau er der dog sket visse ændringer, idet totalbiomassen er faldet i 5 søer og øget i 2 søer.

#### *Vegetationsundersøgelser*

I forhold til de foregående år var der i 1997 kun få generelle ændringer i vegetationens udbredelse og sammensætning. Det gennemsnitlige relative plantedækkede areal har stort set været uændret i perioden 1993 til 1997, men medianen har dog været markant stigende i perioden. Tilsvarende har det relative plantefyldte volumen samt undervandsplanternes dybdegrænse været stigende i perioden. På enkelt sø-niveau har der dog kun kunnet påvises en statistisk signifikant udvikling i 5 af de 17 søer, hvoraf 4 har vist en stigende og 1 en faldende tendens.

Ud over den ordinære rapportering har vi medtaget 3 kapitler med supplerende emner. Kapitlet "Intern fosforbelastning i lavvandede søer" beskriver de sæsonmæssige variationer i indholdet og tilbageholdelsen af fosfor i lavvandede søer ved forskellige næringsstofniveauer. Et kapitel sammenligner de biologiske samfund og vandkvaliteten i klarvandede og uklare, lavvandede søer. Endelig et kapitel, der beskriver, hvordan fiskene påvirker planktonet og vandets klarhed om vinteren.

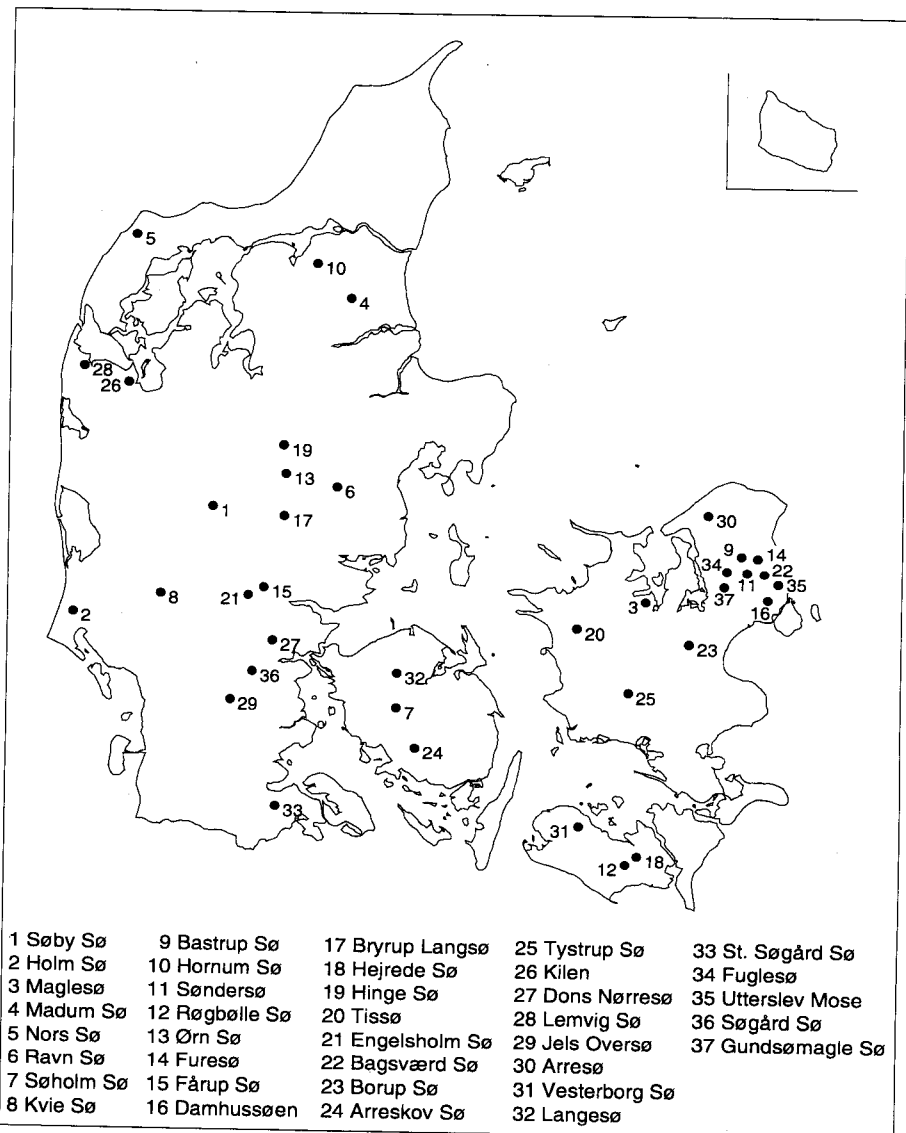


# 1 Baggrund

## 1.1 Indledning

### Overvågningsprogrammet

Overvågningsprogrammet omfatter i alt 37 søer fordelt på forskellige søtyper med forskellig grad af næringsstofftilførsel (Fig. 1.1). Hvert år undersøges miljøtilstanden, og udviklingen vurderes. De enkelte amter har ansvaret for driften af søovervågningsprogrammet og rapporterer årligt om miljøtilstanden i det foregående år. Disse regionale rapporteringer danner sammen med de indsamlede primærdata baggrund for denne landsdækkende rapportering. I 1997 blev der dog kun taget prøver i 36 søer, da prøvetagningen i Hejrede Sø blev suspenderet, eftersom et havørnepar ynglede ved søen, og der indførtes færdselsforbud. En oversigt over de amtskommunale rapporteringer i 1997 findes i kapitel 12. Danmarks Miljøundersøgelser foretager hvert år sammenstillinger og analyser af de indsamlede informationer og rapporterer det til en landsdækkende status for miljøtilstanden i vore søer.



Figur 1.1 Geografisk placering af de 37 overvågningssøer

Tabel 1.1 Oversigt over prøvetagningsfrekvens og måleprogrammer for søovervågning.

	Søvand 19 gange	Tilløb/afløb <sup>1)</sup> 12-26 gange
Undersøgelser hvert år af:		
Fytoplanktonantal, biomasse og sammensætning	x	
Zooplanktonantal, biomasse og sammensætning	x	
Undervandsvegetationens udbredelse <sup>2)</sup>	x	
Vandkemiske og fysiske analyser:		
pH	x	x
Alkalinitet	x	
Nitrit+nitratkvælstof	x	
Ammoniumkvælstof	x	
Total kvælstof	x	x
Opløst kvælstof	x	x
Total fosfor	x	x
Total fosfor	x	
Organisk stof (part, COD)	x	
Klorofyl a	x	
Totaljern	(x)	x
Silikat+silicium	x	
Kontinuert måling af vandføring		x
Suspenderet stof	x	
Sigt dybde	x	
Ilt- og temperaturprofil	x	
Vandstand	x	
Undersøgelser hvert 5. år af:		
Rørskoven <sup>2)</sup>	x	
Fiskebestand	x	
Næringsstoffer i søbunden	x	

<sup>1)</sup> I tilløb, der også indgår i overvågningsprogrammet for vandløb anvendes supplerende måleprogram. <sup>2)</sup> Foretages kun i 17 af overvågningsøerne.

Der er årligt fra 1990 til 1997 udsendt rapporter for resultaterne af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram for søer (Kristensen et al., 1990d; Kristensen et al., 1991; Kristensen et al., 1992; Windolf et al., 1993; Jensen et al., 1994a; Jensen et al., 1995a, Jensen et al., 1996, Jensen et al., 1997), der beskriver miljøtilstanden det givne år samt udviklingen i miljøtilstanden for hele overvågningsperioden.

#### Måleprogram

Søernes miljøtilstand vurderes ud fra kemiske, fysiske og biologiske målinger i søvandet samt måling af næringsstoftransporten til og fra søerne (Tabel 1.1). En nærmere beskrivelse af måleprogrammerne for søovervågning findes i: Rebsdorf et al. (1988), Kristensen et al. (1990a), Mortensen et al. (1990), Olrik (1991), Hansen et al. (1992), Moeslund et al. (1993), Jensen et al. (1994b), Jensen et al. (1996) og Moeslund et al. (1996).

#### Revision fra 1993

Fra starten af 1993 er programmet justeret og bl.a. udvidet med undersøgelser af vegetationen i 17 af søerne. Omvendt er analyser af calcium bortfaldet, ligesom antallet af årlige prøvetagninger i søafløbene fra nogle af søerne er mindsket.

## 1.2 Generel karakteristik af overvågningsøerne

- Gruppering af søerne*
- I Tabel 1.2 er søerne tildelt et nummer og grupperet efter koncentrationsniveauet af totalfosfor i søvandet (sommergennemsnit, 1989-90). I tabellen er yderligere angivet fosfortilførsel, sigtddybde og fosforkoncentration i 1997 og søernes middeldybde samt oplandsareal. Som det ses, er tiden ved at løbe fra den oprindelige placering af søerne i de 5 fosforgrupper, idet en række af søer har ændret sig i perioden fra 1989-90 til 1997. De mest markante ændringer er sket for søerne i gruppe 3. Blandt andet har Bryrup Langsø fået en betydelig bedre miljøtilstand i de senere år i forhold til 1989-90.
- Gruppe 1*
- Søerne i gruppe 1** er karakteriseret ved, efter danske forhold, lave fosforkoncentrationer i søvandet og klart vand. Tre af søerne (Søby Sø, Holm Sø og Madum Sø) ligger i oplande uden væsentlig opdyrking af jorden og kun til Ravn Sø udledes der rensset spildevand fra småbyer i oplandet.
- Gruppe 2*
- Søerne i gruppe 2** er mere næringsrige med fosforniveauer på mellem 50-100  $\mu\text{g l}^{-1}$  og med sommersigtdybder omkring 1-2 meter. En væsentlig del af søoplandene i denne gruppe er opdyrkede, men kun enkelte af søerne modtager spildevand.
- Gruppe 3*
- Søerne i gruppe 3** har typiske fosforkoncentrationer i intervallet 50-200  $\mu\text{g l}^{-1}$  og en generelt ringere sigtddybde end søerne i de to foregående grupper. En del af søerne modtog tidligere store mængder spildevand eller modtager stadig rensset spildevand fra småbyer i oplandet samt evt. regnvandsbetingede udledninger.
- Gruppe 4*
- Søerne i gruppe 4** har ret høje fosforkoncentrationer og en generelt ringe sigtddybde mindre end 1 m, dog havde den dybere Tystrup Sø en sommersigtddybde i 1997 på 1,4 m. Arreskov Sø har på grund af skift i fiskesammensætningen fået en væsentlig bedre miljøtilstand og har således nu også en sommersigtddybde på 2,4 m.
- Gruppe 5*
- Søerne i gruppe 5** har alle høje fosforkoncentrationer og sigtddybden er ringe. De spildevandsbetingede fosforudledninger er mindsket til en del af søerne i denne gruppe (f.eks. Arresø og Gundsømagle Sø).

## 1.3 Vandmiljøplanen

### *Vandmiljøplanen*

Vandmiljøplanen vil i begrænset omfang kunne føre til en reduktion i fosfortilførslerne til søerne. Ifølge planen skal udledningerne af fosfor og kvælstof til vandmiljøet, ferske vande og marine områder reduceres med henholdsvis 80 og 50%. Størstedelen af reduktionen i fosforudledningen opnås ved at reducere udledningerne fra de kommunale spildevandsanlæg, der modtager spildevand fra mere end 5000 personer, og ved at reducere udledninger fra store industrier. Samtidig vil der ske en reduktion i udledningerne fra dambrug (*Miljøstyrelsen, 1988*). Kun få af overvågningsøerne er berørt væsentligt af disse tiltag.

Tabel 1.2 Karakteristik af overvågnings søerne. Data fra 1997. Data fra Hejrede Sø er dog fra 1996.

Sønavn	Middeldybde (m)	Søareal (km <sup>2</sup> )	Tilført fosfor (g P m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	Totalfosfor i sø, Årsgns. (µg P l <sup>-1</sup> )	Sigt dybde sommergns. (m)
<b>GRUPPE 1</b>					
1 Søby Sø	2,8	0,73	0,08	0,019	3,9
2 Holm Sø	0,8	0,12	0,05	0,019	0,9
3 Maglesø	3,6	0,15	0,04	0,015	3,4
4 Madum Sø	2,9	2,12	0,03	0,032	4,3
5 Nors Sø	3,6	3,47	0,04	0,025	3,3
6 Ravn Sø	15,0	1,82	0,45	0,030	2,8
<b>GRUPPE 2</b>					
7 Søholm Sø	6,5	0,26	0,34	0,053	1,5
8 Kvie Sø	1,2	0,30	0,03	0,086	1,2
9 Bastrup Sø	3,5	0,32	0,07	0,055	2,1
10 Hornum Sø	1,5	0,22	0,67	0,060	1,3
11 Søndersø	3,3	1,23	0,11	0,047	1,0
12 Røgbølle Sø	1,0	1,97	0,08	0,052	2,2
13 Ørn Sø	4,0	0,42	6,25	0,072	1,3
<b>GRUPPE 3</b>					
14 Furesøen	13,5	9,41	0,19	0,109	3,2
15 Fårup Sø	5,6	0,99	0,97	0,067	1,9
16 Damhussøen	1,6	0,46	0,38	0,053	1,7
17 Bryrup Langsø	4,6	0,38	1,02	0,052	2,4
18 Hejrede Sø (1996)	0,9	0,51	0,45	0,269	0,8
19 Hinge Sø	1,2	0,91	2,05	0,113	0,6
19 Hinge Sø	8,2	12,33	0,33	0,172	1,5
20 Tissø	2,6	0,44	0,47	0,051	1,9
21 Engelsholm Sø					
<b>GRUPPE 4</b>					
22 Bagsværd Sø	1,9	1,21	0,15	0,100	0,7
23 Borup Sø	1,1	0,10	1,19	0,098	0,8
24 Arreskov Sø	1,9	3,17	0,08	0,065	2,4
25 Tystrup Sø	9,9	6,62	1,51	0,292	1,4
26 Kilen	2,9	3,34	0,57	0,172	0,5
27 Dons Nørresø	1,0	0,36	0,72	0,136	0,5
<b>GRUPPE 5</b>					
28 Lemvig Sø	2,0	0,16	4,86	0,402	0,7
29 Jels Oversø	1,2	0,09	2,98	0,226	0,6
30 Arresø	3,1	39,87	0,13	0,230	0,4
31 Vesterborg Sø	1,4	0,21	2,03	0,147	0,5
32 Langesø	3,1	0,17	1,05	0,212	1,0
33 St. Søgård Sø	2,7	0,60	1,24	0,307	0,9
34 Fuglesø	2,0	0,05	0,84	0,373	0,6
35 Utterslev Mose	0,7	0,91	0,46	0,442	0,4
36 Søgård Sø	1,6	0,27	1,67	0,166	0,4
37 Gundsømagle Sø	1,2	0,32	1,32	0,404	0,4

#### Yderligere krav

For at forbedre miljøtilstanden i søerne kan amterne stille skrapere krav til punktkilderne, end der er krævet i Vandmiljøplanen. Der er kun få danske søer, der i dag modtager udledninger fra store spildevandsanlæg, som er omfattet af foranstaltningerne i Vandmiljøplanen. Derimod er der for mange søer opstillet krav til udledningerne fra de mindre punktkilder. Såfremt disse tiltag ikke er tilstrækkelig til at forbedre den enkelte søs miljøtilstand, er det i dag vanskeligt at reducere fosfortilførslen, med mindre der gribes ind over for bidragene fra de dyrkede arealer og fra spredt bebyggelse. I Vandmiljøplanen skal reduktionen i kvælstofudledningen især opnås ved en reduktion i afstrømningen fra de dyrkede arealer.

## *Formål*

Overvågningsprogrammet for søer har til formål:

- at følge søernes næringsstofftilførsel og miljøtilstand
- at øge vores viden om søernes reaktion ændringer i næringsstofftilførslen.

## *Indhold af rapporten*

Som i tidligere års rapporter gives der i denne rapport en generel beskrivelse af miljøtilstanden og udviklingen siden 1989. Desuden behandler rapporten en række supplerende emner, herunder fosfordynamikken i lavvandede søer, vinterplankton og alternative ligevægtstilstande i søer.





## 2 Klimaforhold i 1997

### 2.1 Indledning

Variationer i de klimatiske forhold kan direkte og indirekte influere på søernes miljøtilstand. I nedbørsrige år med stor afstrømning vil der generelt være en større næringsstofftilførsel til søerne - specielt af kvælstof. Vandopholdstiden vil til gengæld vil være kort, og der vil derfor være tendens til, at stoftilbageholdelsen i søerne i procent af tilførslen vil være relativt mindre end i et 'tørt' år. Temperaturen påvirker direkte en række processer i søerne, og forskelle i temperaturniveauet og sæsonforløbet kan derfor være en medvirkende årsag til forskelle i den generelle miljøtilstand de enkelte år. Kendskab til variationer i de klimatiske forhold er derfor nyttig, når resultaterne fra de enkelte års søovervågning skal tolkes.

I dette kapitel gives derfor en kort oversigt over de klimatiske forhold i 1997 sammenlignet med de forudgående overvågningsår. De klimatiske data er baseret på oplysninger fra Danmarks Meteorologiske Institut (1997) og Statens Planteavlsvforsøg, Afdeling for for Arealdata.

### 2.2 Temperatur og globalindstråling

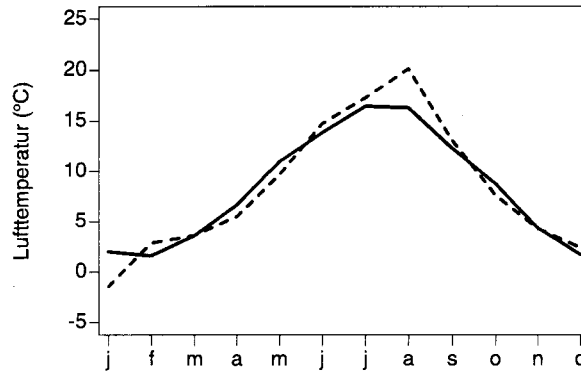
*Middeltemperaturen  
nogenlunde som de  
foregående år*

Årsmiddeltemperaturen var 8,3 °C i 1997 mod 8,2 °C som gennemsnit for de foregående overvågningsår (1989-1996) (Tabel 2.1). Temperaturerne i Jylland var både i 1997 og de foregående år lidt lavere end på Fyn og Sjælland.

Temperaturerne i de enkelte måneder var også i meget store træk identiske med resten af overvågningsperioden (Fig. 2.1), men januar var et par grader koldere end gennemsnittet for 1989 til 1996, og middeltemperaturen i august var helt usædvanlig høj, omkring 4 grader over middel for måneden i de foregående år.

Tabel 2.1. Oversigt og sammenligning af de klimatiske forhold i 1997 og perioden 1989 til 1996. For nedbør, potentiel fordampning, ferskvandsafstrømning og global indstråling er den samlede årlige mængde angivet. For lufttemperatur og vindhastighed er det årlige gennemsnit der er vist. Bornholm er udeladt af beregningerne for hele landet. (På grund af beregningsmetoden er der derfor afvigelser i forhold til DMI (1997)).

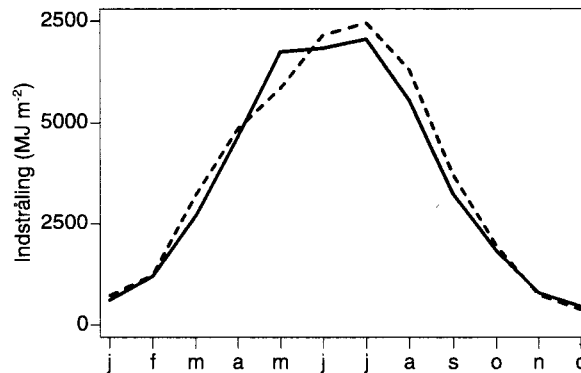
	Temperatur (°C)	Indstråling (MJ m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	Nedbør (mm år <sup>-1</sup> )	Fordampning (mm år <sup>-1</sup> )	Afstrømning. (mm år <sup>-1</sup> )	Vindhast. (m s <sup>-1</sup> )
<b>1989-1996:</b>						
Jylland	8,2	41375	688	526		4,6
Fyn	8,5	42238	627	542		4,6
Sjælland	8,5	42258	602	559		4,6
Hele Landet	8,2	41603	668	533	310	4,6
<b>1997:</b>						
Jylland	8,3	43273	623	528		4,4
Fyn	8,6	44165	532	545		4,5
Sjælland	8,5	44332	515	554		4,4
Hele Landet	8,3	43517	596	533	206	4,4



Figur 2.1. Sammenligning af den månedlige middeltemperatur (°C) mellem 1997 (---) og middel for perioden 1989 til 1996 (—). Data fra hele Danmark eksklusiv Bornholm.

Globalindstråling lidt højere i 1997

Globalindstrålingen var i 1997 højere sammenlignet med de foregående overvågningsår (Tabel 2.1), for hele landet var globalindstrålingen ca. 5% højere i 1997 sammenlignet med de foregående overvågningsår. Indstrålingen var generelt højest på Fyn og Sjælland.



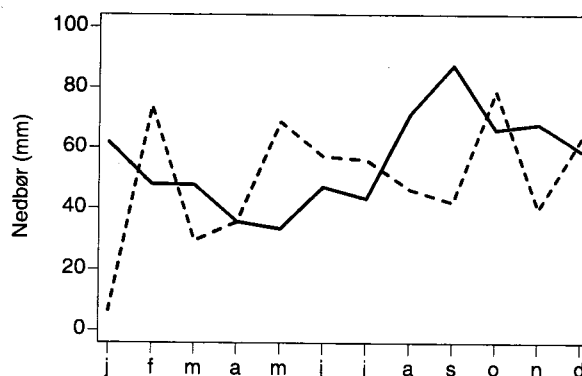
Figur 2.2. Sammenligning af den månedlige globalindstråling ( $\text{MJ}^{-2} \text{ mdr}^{-1}$ ) mellem 1997 (---) og middel for perioden 1989 til 1996 (—). Data fra hele Danmark eksklusiv Bornholm.

Den højere globalindstråling i 1997 ses også for de enkelte måneder undtagen maj, hvor indstrålingen i 1997 var noget lavere end de foregående år (Fig. 2.2), mens den ellers var højere, specielt i sommermånederne.

### 2.3 Nedbør og fordampning

Åsmiddelnedbør væsentlig under normalen i 1997

I 1997 var årsnedbøren 596 mm, hvilket er 116 mm under normalen for 1961-1990. Sammenlignet med gennemsnittet for de foregående overvågningsår var 1997 således et mere tørt år (Tabel 2.1). Nedbørsmængden på Fyn og Sjælland var mere udpræget lavere sammenlignet med Jylland, end tilfældet har været i de foregående år. Tørrest var der på Sjælland, der som gennemsnit fik mere end 100 mm mindre sammenlignet med Jylland i 1997, hvor der i de foregående år kun har været tale om ca. 80 mm mindre.

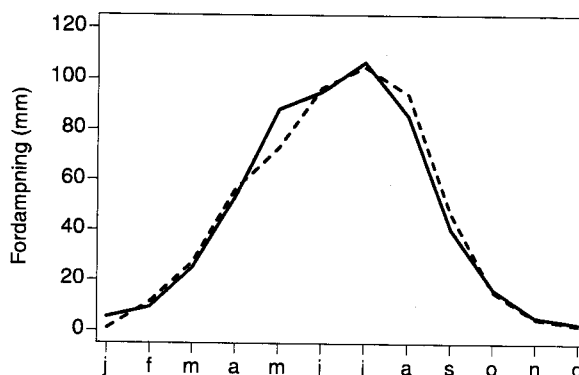


Figur 2.3. Sammenligning af den månedlige nedbør (mm mdr<sup>-1</sup>) mellem 1997 (---) og middel for perioden 1989 til 1996 (—). Data fra hele Danmark eksklusiv Bornholm.

De enkelte måneders nedbør afveg væsentlig fra gennemsnittet for månederne i perioden 1989 til 1996 (Fig. 2.3). Januar, august, september og november havde betydeligt mindre nedbør i 1997 i forhold til de foregående overvågningsår, og nedbøren i marts var også noget lavere end gennemsnittet for de foregående år. Februar og maj lå derimod væsentligt over gennemsnittet for de foregående år, og nedbøren var også højere end normalt i juni og juli.

*Fordampningen var som normalt i 1997*

Den potentielle fordampning var i 1997 som gennemsnittet for de foregående overvågningsår (Tabel 2.1). De regionale forskelle var også som de øvrige år, således var fordampningen højere på Fyn og Sjælland sammenlignet med Jylland.



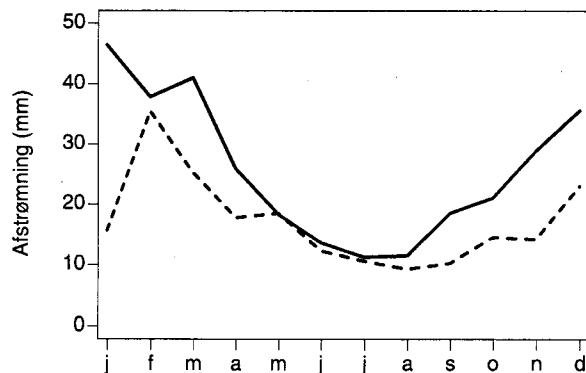
Figur 2.4. Sammenligning af den månedlige potentielle fordampning (mm mdr<sup>-1</sup>) mellem 1997 (---) og middel for perioden 1989 til 1996 (—). Data fra hele Danmark eksklusiv Bornholm.

Sæsonforløbet af den potentielle fordampning var også nogenlunde som gennemsnittet for de foregående overvågningsår (Fig. 2.4), dog var fordampningen noget lavere i maj sammenlignet med perioden 1989 til 1996.

## 2.4 Ferskvandsafstrømning

*Ferskvandsafstrømningen var mindre i 1997.*

I 1997 var årsafstrømningen 206 mm, hvilket er 104 mm mindre end gennemsnittet for perioden 1989 til 1996 (Tabel 2.1).



Figur 2.5. Sammenligning af den månedlige ferskvandsafstrømning (mm mdr<sup>-1</sup>) mellem 1997 (---) og middel for perioden 1989 til 1996 (—). Data fra hele Danmark.

Afstrømningen var dog større end i 1996, der med en ferskvandsafstrømning på 190 mm år<sup>-1</sup> har været det hidtil afstrømningsfattigste år i overvågningsperioden.

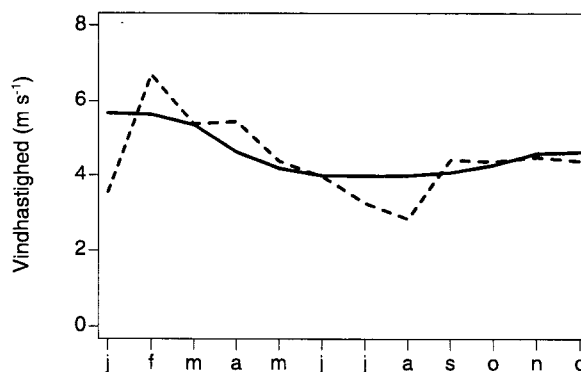
Det var specielt i perioderne januar-april og september-december afstrømningen var lavere i 1997 sammenlignet med de foregående overvågningsår (Fig. 2.5), i sommermånederne maj-august var afstrømningen stort set som middel for perioden 1989-1996.

## 2.5 Vindforhold

Den gennemsnitlige vindhastighed for hele Danmark var i 1997 lidt lavere end i perioden fra 1989 til 1996 (Tabel 2.1), og der var ikke væsentlige regionale forskelle hverken i 1997 eller i perioden fra 1989 til 1996.

Vindhastigheden var i januar og august lavere end gennemsnittet for perioden 1989 til 1996 (Fig. 2.6), mens den specielt i månederne februar og april var højere end i de forudgående overvågningsår.

De lavere vindhastigheder i august var sammenfaldende med ekstremt høje temperaturer, hvilket også var med til at skabe problemer med iltforholdene i bundvandet i de dybere søer. En del fiskeundersøgelser måtte af denne grund udsættes, da bundvandet var uden ilt, hvorfor der således ikke kunne fanges fisk her.



Figur 2.6. Sammenligning af den månedlige middel vindhastighed (m s<sup>-1</sup>) mellem 1997 (---) og middel for perioden 1989 til 1996 (—). Data fra hele Danmark eksklusiv Bornholm.

Generelt ret normale vindforhold i 1997

August var dog både stille og varm

## 2.6 Sammenfatning

- Med 8,2 °C som årsmiddeltemperatur blev 1997 et forholdsvist varmt år.
- Globalindstrålingen i 1997 var højere end gennemsnittet for de foregående overvågningsår.
- Årsnedbøren var 596 mm, hvilket er 116 mm under normalen for 1961-90. Også sammenlignet med de foregående overvågningsår var nedbøren lav, på nær 1996.
- Den potentielle fordampning var i 1997 som gennemsnittet for de foregående overvågningsår
- Afstrømningen var lav i 1997, dog ikke helt så lav som 1996.
- Vindforholdene var lidt roligere end de foregående år, specielt på grund af en lav gennemsnitlig vindhastighed i januar og august.



# 3 Kilder til fosfor og kvælstoftilførslen til søerne

## 3.1 Indledning

*Fosfortilførslen formindskes*

Der er såvel før som efter iværksættelsen af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram i 1989 gennemført omfattende forureningbegrænsende tiltag for at mindske tilførslen af fosfor med spildevand til danske søer. Fosfortilførslen til en række af de mest forurenede søer er således reduceret markant, dels fordi spildevandet renses bedre, og dels fordi udledningerne fra en del spildevandsanlæg nu ledes uden om søerne (Jensen et al., 1994a). Næringsstofftilførslen til mange danske søer er dog stadig så høj, at en markant forbedring i disse søers tilstand ikke kan forventes, uden at den eksterne tilførsel af især fosfor begrænses yderligere.

*Kendskab til kilder vigtigt*

Et kendskab til kilderne til den aktuelle næringsstofftilførsel er derfor en forudsætning for at kunne vurdere, hvordan og med hvilken effekt yderligere indgreb vil kunne iværksættes.

I dette kapitel gives en status for kvælstof- og fosfortilførslen til søerne, herunder fordelingen på kilder og udviklingen siden Overvågningsprogrammets start i 1989.

## 3.2 Metode

*Hvor godt kan massebalancerne opgøres*

De 37 søer, der indgår i Overvågningsprogrammet, er som tidligere vist rimeligt repræsentative for danske søer (Kristensen et al., 1990d), ligesom de dækker søer med meget forskellig næringsstofbelastning. Til 22 af de 37 søer er den eksterne vand- og stofftilførsel veldefineret på baggrund af omfattende målinger i til- og afløb (jf. kap. 4). Tilførslen til resten af overvågningssøerne kan vurderes ud fra kendskab til det topografiske oplands størrelse, jordtype og arealanvendelse (Wiggers et al., 1994).

Amtskommunerne har i de regionale rapporter opstillet vand- og stofbalancer for alle søerne og angivet stofftilførslen fordelt på følgende kilder:

Spildevand fra:

- Rensningsanlæg
- Industri
- Regnvandsbetingede udløb
- Dambrug
- Spredt bebyggelse

Diffus tilførsel fra:

- Dyrkningsbidrag
- "Naturlig tilførsel"
- Atmosfærisk deposition

*P i spildevand er mindre nu end tidligere*

Disse data er præsenteret i dette kapitel, idet der dog for enkelte af søerne er foretaget visse standardiseringer. Som generel værdi for atmosfærisk deposition af N og P er anvendt  $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  og  $0,2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ . De seneste oplysninger tyder på, at dette er lidt for højt, men vi har valgt at bruge de samme værdier i år som for de foregående af hensyn til sammenligningen fra år til år. Der er i dag bedre viden om de potentielle udledninger fra spildevand fra spredt bebyggelse, herunder erkendt, at fosformængden pr. PE er reduceret i perioden siden 1989 (*Miljøstyrelsen, 1994*). Spildevandsudledningerne fra spredt bebyggelse er beregnet under antagelse af, at en spildevands-PE har været  $1,5 \text{ kg P/PE år}$  i 1989-90 og  $1,0 \text{ kg P/PE år}$  siden 1991. Der er dog stadig en betydelig usikkerhed om, hvor meget spildevand fra spredt bebyggelse, der når frem til vandløb og søer, idet de alternative processer som nedsivning og omsætning undervejs ikke er godt kendte.

*Øvrige bidrag*

Bidragene fra de enkelte stofkilder er fundet ud fra målinger eller erfaringstal. Det diffuse bidrag er beregnet som en simpel difference mellem total stofftilførsel og tilførsel fra de øvrige stofkilder. Herved akkumuleres usikkerheden i det diffuse bidrag, bl.a. bliver en eventuel stofretention i oplandet indregnet i dette bidrag.

*Fosfortilførsel underestimeret?*

Ud over usikkerheden på beregningerne af stofftilførsel fra umålt opland har resultaterne fra overvågningen af stoftransport i vandløb vist, at der for nogle vandløbs vedkommende sker en betydelig underestimering af transporten af totalfosfor, når man anvender den gængse prøvetagningsmetodik med punktprøvetagning (*Larsen et al., 1995*). Dette har betydning ikke alene for beregningen af fosfortilførslen til og retention i søerne, men også for vurderingen af de enkelte kilders relative bidrag. Desuden er det sandsynligvis en medvirkende årsag til, at der for enkelte søer i nogle år beregnes et negativt fosforbidrag fra det åbne land. I et efterfølgende kapitel er der foretaget en nærmere analyse af, hvor sikkert vand- og stofftilførslen er beregnet for de enkelte søer.

For fire søer eksisterer der ingen årsopgørelser for 1989, og i 1991 mangler data fra to søer i Frederiksborg amt. For 1997 mangler der data fra Hejrede Sø i Storstrøms Amt.

### 3.3 Kilder til næringsstofbelastningen - status

Den gennemsnitlige kildefordeling for tilførslen af fosfor i hhv. perioden 1989-96 og for året 1997 fremgår af Fig. 3.1 og for kvælstof af Fig. 3.2. Formålet med denne præsentation er at give et billede af belastningstypernes betydning for de danske søer generelt, men det skal understreges, at kildernes relative betydning for de enkelte søer kan variere fra 0% til næsten 100%.

*Åbne land en af hovedkilderne til fosforbelastningen*

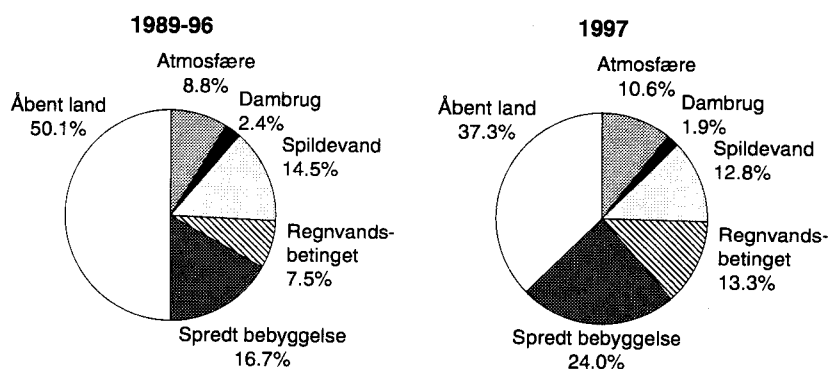
Hovedkilden til fosforbelastningen af søerne er bidraget fra det åbne land, der i gennemsnit udgør ca. halvdelen af totalbelastningen i perioden 1989-96 (Fig. 3.1). I 1997 er det åbne lands relative andel mindre (ca. 37%). Dette hænger især sammen med at 1997 var et forholdsvist tørt år. Spildevandets relative andel er stort set uændret,



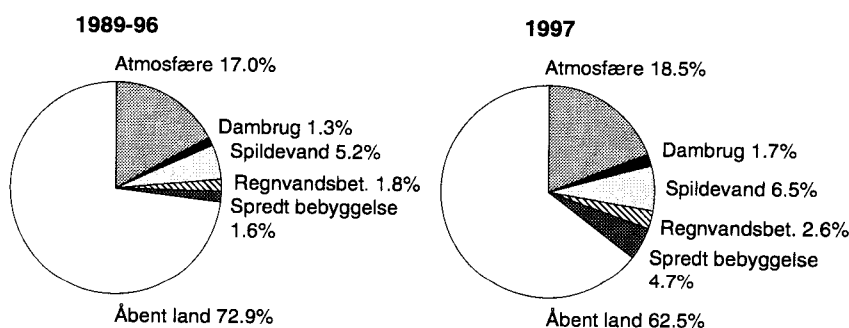
dvs. omkring 15%. Betydningen af de regnvandsbetingede udløb var højere i 1997 sammenlignet med de foregående år.

Den spredte bebyggelse bidrog med en større andel i 1997 sammenlignet med de foregående år (24% mod 17%). Dette forhold afspejler især, at den diffuse tilførsel var lavere i 1997, hvorfor den relative betydning af tilførslen fra den spredte bebyggelse blev højere. Det er værd at notere sig, at hvis søerne betragtes generelt, er tilførslen fra spredt bebyggelse højere end den egentlige spildevandstilførsel. Opførelsen over udledninger af spildevand fra spredt bebyggelse er dog behæftet med usikkerhed.

Andelen fra dambrug var stort set uændret i 1997 (ca. 2%) sammenlignet med de foregående overvågningsår. Betydningen af det atmosfæriske bidrag har været stigende (fra 9 til 11%), dog alene fordi de øvrige kilder til sammen har været faldende.



Figur 3.1 Den procentuelle kildefordeling for fosfortilførslen til overvågnings søerne i 1997 (højre side) og som gennemsnit for perioden 1989-96 (venstre side).



Figur 3.2 Den procentuelle kildefordeling for kvælstoftilførslen til overvågnings søerne i 1997 (højre side) og som gennemsnit for perioden 1989-96 (venstre side).

*Nærsten 3/4 af kvælstoftilførslen kommer fra det åbne land*

Kvælstofbelastningen fra det åbne land udgør op mod  $\frac{3}{4}$  af den totale tilførsel (Fig. 3.2). I 1997 var kvælstofbelastningen fra det åbne land dog mindre (63%) sammenlignet med de foregående overvågningsår (73%). Det atmosfæriske bidrag er den næstvigtigste kilde med en andel på ca. 17% i perioden 1989-96 og ca. 19% i 1997. Spildevand, regnvandsbetingede tilledninger, dambrug og spredt bebyggelse er som gennemsnit betraget mindre væsentlige kilder. Andelen herfra udgør som gennemsnit henholdsvis 5-6%, 2-3%, 1-2% og 2-5% af den samlede tilførsel. Punktkilderne udgjorde således kun 10-16% af den gennemsnitlige belastning af overvågnings søerne i perioden 1989-95.

Der er ikke fundet statistisk signifikante ændringer i den gennemsnitlige kildefordeling for kvælstof i 1997 i forhold til 1989-96. Den relative betydning af det diffuse bidrag var dog mindre end i alle forudgående år - på nær det "tørre" 1989, hvilket muligvis et tegn på, at den afstrømningskorrigerede tilførsel fra dyrkede arealer er ved at være reduceret. Der er dog endnu ikke statistisk belæg for at konkludere endegyldigt herom.

### 3.4 Kilder til næringsstofbelastningen - udviklingen i udvalgte enkeltkilder

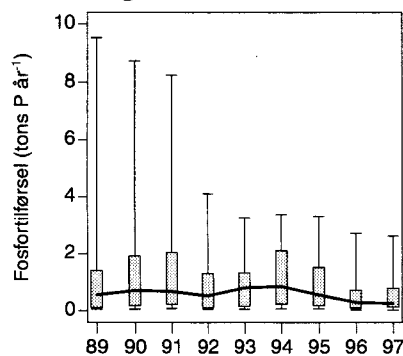
Der var stor variation i næringsstofftilførslen fra sø til sø og fra år til år i de enkelte søer. I det følgende er denne variation illustreret ved de såkaldte boxplot, der viser 10%-fraktilen, 25%-fraktilen (1. kvartil), 50%-fraktilen (medianen), 75%-kvartilen (3. kvartil), 90%-kvartilen. Eksempelvis angiver værdien af 10%-fraktilen, at 10% af søerne har en værdi, som er lavere (dvs. ca. 4 søer) og resten (dvs. ca. 33 søer) en værdi, der er højere. Tilsvarende angiver 75%-fraktilen, at tre fjerdedele af søerne (dvs. ca. 28 søer) har en værdi under fraktilen og resten (dvs. ca. 9 søer) en værdi over. I figurerne er kun medtaget data fra de søer, hvor den aktuelle belastningstype er større end 0.

*Fosfortilførsel faldet i de mest belastede søer*

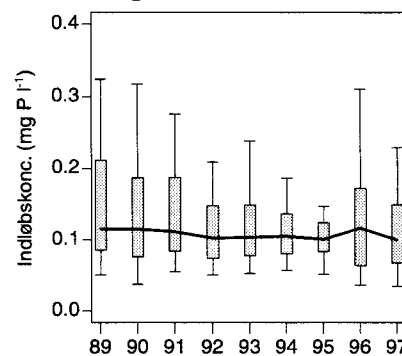
Median fosfortilførsel til søerne er nogenlunde uændret i perioden fra 1989 til 1997, men den følger dog i høj grad afstrømningen i de enkelte år, ligesom der også er sket et væsentligt fald i tilførslen til de mest belastede søer (90%-fraktilen og 75%-fraktilen, Fig. 3.3).

Belastningen kan også vurderes ud fra den vandføringsvægtede indløbskoncentration, og den har været en faldende i den halvdel af søerne, der har de højeste koncentrationer (Fig. 3.4). Dog var der tendens til en stigning til nogle søer i 1996 og 1997. Dette kan muligvis hænge sammen med en mindre fortynding af punktkildebidragene i disse to år. I søer med de laveste koncentrationer, har koncentrationen derimod været nogenlunde uændret. De faldende indløbskoncentrationer er stort set uafhængige af variationen i belastningen fra det åbne land (Fig. 3.5).

Belastningen fra det åbne land har været noget mindre i de tørre år



Figur 3.3 Boxplot for den to-tale tilførsel af fosfor (tons P år<sup>-1</sup>) til søerne i 1989-97, n=37.



Figur 3.4 Boxplot for den vandføringsvægtede totalfosfor indløbskoncentration (mg P l<sup>-1</sup>) til søerne i 1989-97, n=37.

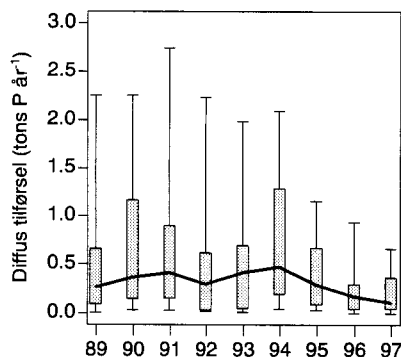
*Fald i kvælstoftilførslen i 1996 og 1997*

1996 og 1997 (Fig. 3.5). Der er således tendens til øget udvaskning ved stigende nedbørsmængde. Derudover ser det ud til, at andre faktorer gør sig gældende, men det er endnu for tidligt at konkludere, om eventuelle ændringer i landbrugspraksis kan have en indflydelse. Den umiddelbare sammenhæng mellem stoftilførsel og vandtilførsel er dog også tydelig og samtidig den væsentligste faktor.

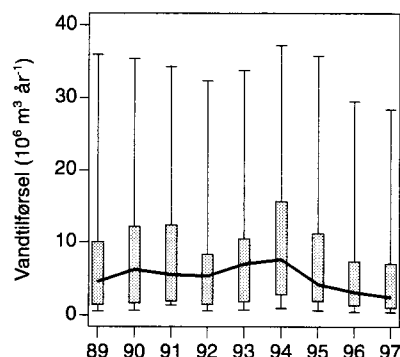
Den totale kvælstoftilførsel til søerne (Fig. 3.7) har i høj grad fulgt år til år variationen i vandafstrømningen (Fig. 3.6). Kvælstoftilførslen til søerne har således også været mindre i 1996 og 1997, specielt i søerne med en høj tilførsel er denne reduceret.

Den vandføringsvægtede indløbskoncentration af kvælstof er ikke i samme grad ændret i perioden 1989 til 1997 (Fig. 3.8). Der er dog en tendens til, at indløbskoncentrationen er lavere i 1996 og til dels 1997 sammenlignet med de foregående år.

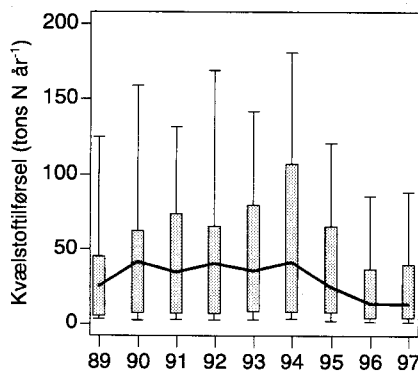
Den diffuse tilførsel af kvælstof har derimod været tydeligt lavere i 1996 og 1997 (Fig. 3.9). En væsentlig faktor af betydning for dette er vandafstrømningen. Om andre faktorer også spiller ind, er det endnu for tidligt at afgøre.



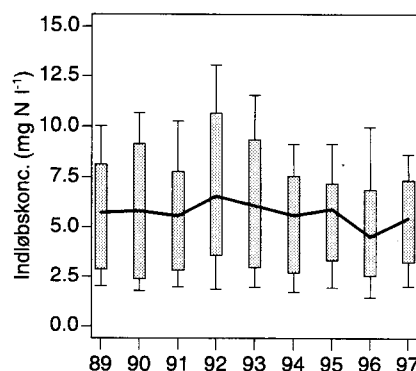
Figur 3.5 Boxplot for den diffuse tilførsel af fosfor (tons P år<sup>-1</sup>) til søerne i 1989-97, n=37.



Figur 3.6 Boxplot for den totale vandtilførsel (10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> år<sup>-1</sup>) til søerne i 1989-97, n=37.

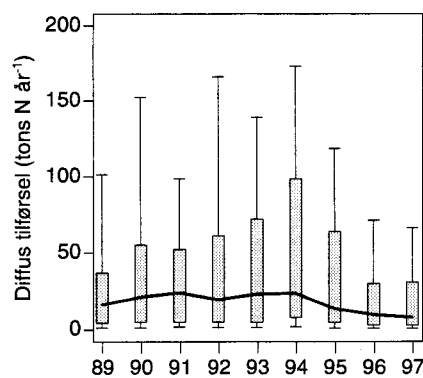


Figur 3.7 Boxplot for den totale tilførsel af kvælstof (tons N år<sup>-1</sup>) til søerne 1989-97, n=37.



Figur 3.8 Boxplot for den vandføringsvægtede total-kvælstof indløbskoncentration (mg N l<sup>-1</sup>) til søerne i 1989-97, n=37.

Figur 3.9 Boxplot for den diffuse tilførsel af kvælstof (tons N år<sup>-1</sup>) til søerne i 1989-97, n=37.



### 3.5 Sammenfatning

Hovedkonklusionen for de 9 overvågningsår er således, at:

- den største kilde til fosfor- og kvælstoftilførslen til søerne i dag er bidraget fra det åbne land, dvs. bidrag fra landbruget samt baggrundsbidrag.
- fosfortilførslen er blevet reduceret til mange af søerne - hovedsageligt som følge af en øget rensningsindsats på spildevandsanlæg eller afskæring af byspildevand.
- kvælstoftilførslen er reduceret i 1996 og 1997 sammenfaldende med den ringe afstrømning.

# 4 Vand- og næringsstofbalancer for kvælstof, fosfor

## 4.1 Indledning

Næringsstoffer bestemmer søtilstand

Søvandets næringsstofkoncentrationer og dermed miljøtilstanden er i høj grad styret af tilløbskoncentrationen af næringsstoffer og af vandtilstrømningen. Modeller til beskrivelse af søvandskoncentrationen af fosfor og kvælstof i danske søer indeholder da også både indløbskoncentrationer og vandets opholdstid som de primære forklarende variable (Kristensen et al., 1990b; Jensen et al., 1994a, Jensen et al., 1997). Søvandskoncentrationen af fosfor er dog tillige ofte påvirket af udvekslingen mellem søvandet og sedimentpuljen, specielt ved markante belastningsændringer.

Beskrivelse af den eksterne tilførsel

En veldokumenteret beskrivelse af den eksterne tilførsel af næringsstoffer og vand er en vigtig forudsætning både for vurdering af den øjeblikkelige tilstand og udvikling, og ikke mindst når man skal vurdere mulighederne for at forbedre miljøtilstanden.

I dette kapitel er vand- og næringsstofbalancerne for fosfor og kvælstof behandlet for overvågningssøerne i perioden 1989-97.

## 4.2 Metoder

Massebalancer på baggrund af månedsbalancer for vand og stof

For at kunne opstille pålidelige massebalancer er det vigtigt, at der måles på en betydelig del af det vand, som tilføres og fraføres søen. Dette vurderes muligt for 22 af de 37 overvågningssøer. Balancerne for disse søer er beregnet ved månedsvis afstemning af vandbalancen på baggrund af amtskommunernes indberettede månedlige vand- og stoftransporter, oplysninger om oplandsstørrelser, nedbør og fordampning, direkte tilledninger til søerne.

Vandbalancer

Vandbalancen er således opgjort månedsvis som:

$$Q_{\text{målt}} + Q_{\text{umålt}} + Q_{\text{nedbør}} + Q_{\text{indsivning}} = Q_{\text{afløb}} + Q_{\text{fordampning}} + Q_{\text{udsivning}} + \Delta_{\text{volumen}} \quad (1)$$

Beregningsmetode

$Q_{\text{målt}}$  er summen af målte tilløb (målt opland),  $Q_{\text{umålt}}$  er ikke-målt beregnet tilløb (umålt opland), ofte beregnet ved simpel oplandskorrektion til det målte tilløb,  $Q_{\text{nedbør}}$  og  $Q_{\text{fordampning}}$  er beregnet på baggrund af oplysninger fra Statens Planteavlsvforsøg i Foulum ( $Q_{\text{nedbør}}$  er den målte nedbør gange 1,16, og  $Q_{\text{fordampning}}$  er den potentielle fordampning gange 1,1),  $Q_{\text{afløb}}$  er det målte afløb. Henholdsvis  $Q_{\text{indsivning}}$  eller  $Q_{\text{udsivning}}$  er derefter beregnet ved afstemning af ovenstående ligning (1), og der er således tale om et nettoresultat. Enten  $Q_{\text{indsivning}}$  eller  $Q_{\text{udsivning}}$  må nødvendigvis antages at være 0 i den givne måned. Årsbalancer er herefter beregnet ved summering af de enkelte måneders resultater.

Grundvandsudveksling

En fare ved beregningen af grundvandsudvekslingen ( $Q_{\text{indsivning}}$  og  $Q_{\text{udsivning}}$ ) som en differens mellem de målte og estimerede størrelser er naturligvis, at metoden akkumulerer eventuelle usikkerheder eller

fejl i dette ligningsled. Det er dog tidligere blevet sandsynliggjort, at der er tale om en reel grundvandsudveksling (Jensen *et al.*, 1995). Ligesom måneds- og årsafstemte vandbalancer er stort set identiske.

### Stofbalancer

Efter opstillingen af vandbalancerne er stofbalancerne (for stof S) beregnet efter samme princip som (1):

$$\text{Til}_S - S_{\text{søretention}} = \text{Afl}_S + \Delta_{\text{magasin}_S} \quad (2)$$

hvor

$$\text{Til}_S = \text{Til}_{S_{\text{målt}}} + \text{Til}_{S_{\text{umålt}}} + \text{Til}_{S_{\text{direkte}}} + \text{Atm}_S + \text{Indsiv}_S \quad (3)$$

og

$$\text{Afl}_S = \text{Afl}_{S_{\text{målt}}} + \text{Udsiv}_S \quad (4)$$

$\Delta_{\text{magasin}_S}$  er ændringen i stofindhold i over måneden.  $\text{Til}_S$  er den samlede stoftilførsel fra det målte opland ( $\text{Til}_{S_{\text{målt}}}$ ), umålt opland ( $\text{Til}_{S_{\text{umålt}}}$ ), direkte spildevandstilledninger ( $\text{Til}_{S_{\text{direkte}}}$ ), atmosfærisk deposition ( $\text{Atm}_S$ ) og beregnet udsivning ( $\text{Udsiv}_S$ ). Samlet stoffraførsel ( $\text{Afl}_S$ ) er summen af målt fraførsel i afløbet ( $\text{Afl}_{S_{\text{målt}}}$ ) og beregnet udsivning ( $\text{Udsiv}_S$ ). Retentionen af stof i søen ( $S_{\text{søretention}}$ ) er dermed eneste ubekendte led og kan beregnes ud fra (2).

### Koncentrationer for målte vand til- og fraførsler

Stofbalancerne er således opgjort ved at tildele de enkelte komponenter i vandbalancen enten målte eller estimerede stofkoncentrationer, samt ved at addere bidrag fra direkte punktkilder. Såvel  $Q_{\text{umålt}}$  som  $Q_{\text{indsivning}}$  er som udgangspunkt tildelt den koncentration, der er fundet i det målte tilløb,  $Q_{\text{udsivning}}$  er som udgangspunkt tildelt søvandet koncentration. Hvor amtskommunerne har dokumenteret rimeligheden i anvendelsen af andre koncentrationer, er disse dog anvendt. For nedbøren er anvendt standardværdierne: 20 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> og 0,2 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>, hvor amtskommunerne ikke har dokumenteret andre værdier (se i øvrigt kommentarerne vedrørende dette i kap. 3).

### 22 søer med gode vand- og stofbalancer

Pålidelige stofbalancer for kvælstof og fosfor har kunnet opstilles for 22 af de 37 overvågningssøer.

### Beregning af stofretention

Ved beregning af absolutte stofretentioner er der korrigeret for magasinændringer i søvolumenet. De relative tilbageholdelser (retentionsprocenter) er beregnet som procent af den samlede stofmængde til rådighed for retention, dvs. som procent af den tilførte mængde samt den tilstedeværende mængde i søvolumenet ved beregningsperiodens start.

### Stoftransportberegning

I næsten alle søtilløb er stoftransporten beregnet ved punktprøvetagning af vandkemi og kombineret med kontinuert målte vandføringer (C-lineær-interpolations metoden). I enkelte tilløb er der dog tillige opsat en station til kontinuert prøvetagning af vandkemi.

### Usikkerheder på stoftransportberegninger

Ud over usikkerheden på beregningen af stoftilførslen til søerne fra de umålte oplande og eventuel grundvandsindsivning er der naturligvis også en vis usikkerhed på de beregnede stoftransporter i de 'målte' vandløb. Punktprøvetagning i vandløb i små oplande underestimerer transporten af total fosfor. I 13 vandløb i dyrkede oplande

(5-40 km<sup>2</sup>) med intensiv, kontinuert prøvetagning (ugepuljede prøver) var fosfortransporten således i gennemsnit 26% større end transporten beregnet på baggrund af punktprøvetagning (Larsen *et al.*, 1995). Forskellen skyldes især en underestimering af transporten af partikulært P. Det må derfor antages, at der i de målte søtilløb generelt også beregnes en for lille partikulær fosfortransport, idet kun 4 søtilløb er etableret med udstyr til kontinuerlig prøveudtagning.

*Fosfortilførslen  
understimeret?*

Det er imidlertid ikke muligt umiddelbart at korrigere fosfortransporterne i søtilløbene til en 'mere sand' transport, fordi de relative afvigelser mellem de to førnævnte metoder varierede meget i de 13 undersøgte vandløb, og fordi afvigelserne ikke har kunnet relateres til vandløbsspecifikke parametre. Problemstillingen er dog relevant ikke alene af hensyn til et korrekt estimat af fosfortilførslen til søerne, men også af hensyn til beregning af stofretention og kildeopsplitningen af tilførslen. Det dyrkningsbetingede bidrag til fosfortilførslen beregnes ud fra differencen mellem den totale tilførsel og tilførsel fra øvrige kilder til fosfortilførslen. En generel underestimering af fosfortilførslen med den anvendte prøvetagnings-metodik vil således også medføre en underestimering af de dyrkningsbetingede bidrag og tilsvarende generelt overestimere de relative bidrag fra øvrige kilder. Det er dog usikkert, i hvor høj grad det partikulært tilførte fosfor er eller bliver tilgængeligt for planteplanktonets vækst.

### 4.3 Vandbalancer for søerne

*Søernes vandbalancer*

Generelt er der målt på hovedparten af vandet i de 22 søer, men for nogle søer er betydningen af det umålte opland, nedbøren eller grundvandsudvekslingen betydelig, hvorfor det naturligvis for disse søer er af stor betydning for opstilling af fornuftige vandbalancer, at deres størrelse vurderes nøje, og at der anvendes realistiske koncentrationer for fosfor og kvælstof for dette vand (jf. Jensen *et al.*, 1995). Da de danske søer generelt er små og har et lille vandvolumen, er opholdstiderne i høj grad påvirkede af det enkelte års afstrømningsforhold - næsten tre fjerdedele af de 37 overvågningssøer har en opholdstid på mindre end et år, d.v.s. at alt vandet i disse bliver udskiftet en til flere gange årligt.

År- til år variationerne i vandopholdstiderne ( $T_w$ ) og de hydrauliske belastninger ( $q$ ) for de 22 overvågningssøer, for hvilke der er opstillet detaljerede vandbalancer, ændres også markant fra år til år afhængig af nedbørsforhold (Tabel 4.1, Fig. 4.1). Således var opholdstiderne også lange i de tørre år 1989, 1996 og 1997. De længste opholdstider i overvågningsperioden blev registreret i 1996, men også i 1997 var opholdstiderne lange. I det våde år 1994 var opholdstiderne betydeligt kortere end de øvrige overvågningsår.

Den hydrauliske belastning forløber modsat af opholdstiden (Tabel 4.1, Fig. 4.2), den var høj i 1994, og mindst i 1996 og 1997.

Tabel 4.1 Oversigt over vandopholdstid ( $T_w$ , år) og hydraulisk belastning ( $q_s$ , m år<sup>-1</sup>). Søer, der indgår de enkelte år er: 6,13, 15, 17, 18, 19, 20, 21, 23, 24, 25,26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 36 og 37.

	År	Antal	Gns.	25%	Median	75%
Vandopholdstid (år)	1989	20	0,75	0,10	0,24	0,67
	1990	22	0,47	0,05	0,17	0,48
	1991	21	0,45	0,05	0,22	0,46
	1992	22	0,49	0,06	0,18	0,47
	1993	22	0,48	0,05	0,16	0,46
	1994	22	0,29	0,03	0,09	0,35
	1995	22	0,36	0,05	0,13	0,43
	1996	22	1,32	0,13	0,28	1,26
	1997	21	0,97	0,12	0,30	1,10
Hydraulisk belastning (m år <sup>-1</sup> )	1989	20	13,7	3,9	10,8	14,1
	1990	22	20,9	7,6	14,0	26,8
	1991	21	19,1	5,7	15,7	23,0
	1992	22	18,8	5,6	14,9	23,0
	1993	22	23,0	6,0	19,0	27,5
	1994	22	31,1	11,6	31,4	41,6
	1995	22	22,6	7,4	20,4	28,0
	1996	22	11,7	2,7	6,4	13,0
	1997	21	11,9	3,9	7,2	12,1

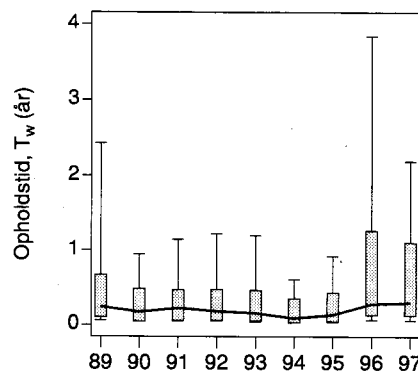
#### 4.4 Fosforbalancer for søerne

*Stor variation i fosfortilførslen og -tilbageholdelsen*

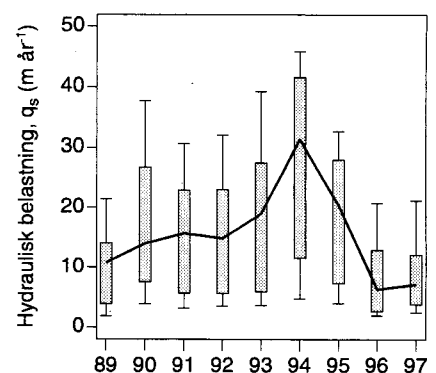
*Reduceret tilførsel af fosfor til søerne*

I tabel 4.2 er nøgletallene for fosforbelastning og balancer i overvågningssøerne i perioden fra 1989 til 1997 angivet.

Fosfortilførslen til de 22 søer var den hidtil laveste i overvågningsperioden. Fosfortilførslen var således mere end 3 gange mindre end den hidtil højeste tilførsel i overvågningsperioden. Fosfortilførslen er i absolutte mængder reduceret væsentligt både som gennemsnit, median eller kvartiler igennem perioden 1989-97 (Tabel 4.2, Fig. 4.3), men samtidig har vandtilførslen haft en afgørende betydning. Fosfortilførslen har således alt andet lige været høj i våde år og lav i tørre år. Fosfortilførslen er signifikant reduceret for 11 af de 22 søer medtaget i analyserne i dette kapitel (Tabel 4.3).



Figur 4.1. Udviklingen i opholdstiden ( $T_w$ , år) for de 22 søer i perioden 1989 til 1997.



Figur 4.2. Udviklingen i den hydrauliske belastning ( $q_s$ , m år<sup>-1</sup>) for de 22 søer i perioden 1989 til 1997.



Tabel 4.2. Fosforbalancer for 20-22 af overvågningssøerne i de enkelte år. De anførte koncentrationer er vandføringsvægtede. Ved beregning af tilbageholdelse er magasinændring indregnet. Indløbskoncentration er beregnet som sum af samtlige tilførsler (inkl. atmosfærisk bidrag) divideret med vandtilførsel (inkl. nedbør). Søer der indgår er nr. 6, 13, 15, 17, 18, 19, 20, 21, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 36, 37.

	År	Antal	Gns.	25%	Median	75%
Indløbskoncentration (mg P l <sup>-1</sup> )	1989	20	0,385	0,117	0,205	0,285
	1990	22	0,250	0,119	0,156	0,231
	1991	21	0,222	0,115	0,150	0,192
	1992	22	0,147	0,098	0,118	0,156
	1993	22	0,149	0,098	0,142	0,163
	1994	22	0,130	0,103	0,125	0,141
	1995	22	0,115	0,093	0,109	0,133
	1996	22	0,154	0,099	0,136	0,189
	1997	21	0,114	0,087	0,104	0,145
Udløbskoncentration (mg P l <sup>-1</sup> )	1989	20	0,267	0,097	0,141	0,213
	1990	22	0,244	0,100	0,163	0,212
	1991	21	0,206	0,102	0,123	0,173
	1992	22	0,158	0,094	0,109	0,160
	1993	22	0,158	0,099	0,123	0,156
	1994	22	0,136	0,084	0,115	0,145
	1995	22	0,120	0,080	0,105	0,138
	1996	22	0,167	0,073	0,138	0,204
	1997	21	0,137	0,066	0,104	0,179
Tilførsel (mg P m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	1989	20	13,5	3,0	5,9	10,4
	1990	22	14,3	3,4	7,8	14,4
	1991	21	12,8	3,0	5,8	11,2
	1992	22	8,0	2,7	5,3	9,9
	1993	22	10,5	2,9	7,6	12,8
	1994	22	12,1	4,6	10,8	18,2
	1995	22	7,8	2,9	6,9	9,2
	1996	22	5,0	1,7	3,9	6,2
	1997	21	3,9	1,7	2,8	4,9
Tilbageholdelse (mg P m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	1989	20	4,17	-0,03	1,09	3,59
	1990	22	1,36	-0,86	0,86	2,68
	1991	21	2,16	0,26	1,23	3,49
	1992	22	-0,41	-1,92	0,02	1,15
	1993	22	0,51	-0,49	0,81	1,85
	1994	22	-0,05	-1,31	0,43	2,44
	1995	22	0,04	-1,48	0,45	1,59
	1996	22	-0,15	-1,24	0,44	1,47
	1997	21	-0,29	-1,85	0,24	1,00
Tilbageholdelse (%)	1989	20	13,8	-0,4	18,5	40,2
	1990	22	3,9	-20,1	12,4	19,4
	1991	21	15,1	4,2	14,5	23,0
	1992	22	-3,0	-15,3	1,2	17,6
	1993	22	4,9	-10,3	9,1	15,7
	1994	22	3,3	-6,0	6,0	20,5
	1995	22	6,1	-20,3	11,6	21,3
	1996	22	-2,1	-28,5	12,4	25,8
	1997	21	-8,9	-29,6	11,4	26,3

Tabel 4.3. Udviklingen i overvågningssøernes massebalancer for fosfor fra 1989 til 1997. -/+ , --/++ , ---/+++ , ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1% signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Pi er indløbskoncentrationen. Pu er udløbskoncentrationen. Ptilm2 er fosfortilførslen pr. m<sup>2</sup>. Pretm2 er fosfortilbageholdelsen

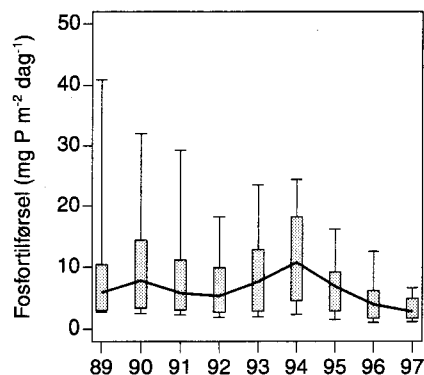
	Pi	Pu	Ptilm2	Pretm2	Pret(%)
Ravn Sø	--	-	0	0	0
Ørn Sø	----	----	----	--	0
Fårup Sø	0	-	0	0	0
Bryrup Langsø	--	---	0	0	+++
Hejrede Sø	---	0	0	--	--
Hinge Sø	0	0	-	0	0
Tissø	----	0	--	--	-
Engelsholm Sø	-	---	0	0	++
Borup Sø	0	0	0	0	0
Arreskov Sø	-	----	0	0	0
Tystrup Sø	---	0	----	---	---
Kilen	0	0	---	0	0
Dons Nørresø	----	--	0	++	0
Lemvig Sø	0	0	-	0	-
Jels Oversø	0	0	-	0	0
Arresø	----	---	----	0	0
Vesterborg Sø	0	0	-	0	0
Langesø	--	0	-	0	0
St. Søgård Sø	0	0	0	0	0
Fuglesø	---	0	0	-	-
Søgård Sø	0	--	0	0	+
Gundsømagle Sø	----	---	----	-	---
i alt +/++/+++/++++	0	0	0	1	3
i alt -/--/---/----	13	11	11	6	6

#### Reduceret indløbskoncentration for totalfosfor

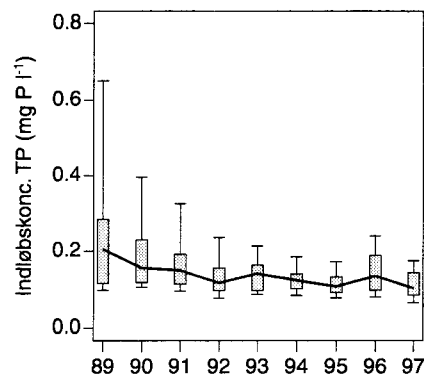
Indløbskoncentrationen af totalfosfor er reduceret væsentligt i perioden 1989 til 1997 (Tabel 4.3, Fig. 4.4). I det tørre 1996 var der dog tendens til en stigning, muligvis forårsaget af mindre fortynding af punktkildebidraget dette år.

Til 13 af de 22 søer er indløbskoncentrationen reduceret i perioden 1989 til 1997. Udløbskoncentrationen af totalfosfor er også reduceret, men knapt så markant som indløbskoncentrationen. Denne forskel er især betinget af intern fosforfrigivelse i de søer der endnu ikke er i ligevægt med deres nuværende fosfortilførsel.

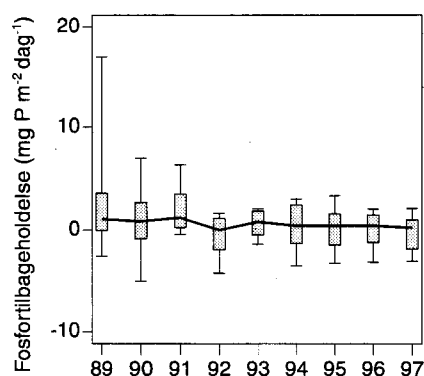
For 10 af de 22 søer er udløbskoncentrationen reduceret signifikant (Tabel 4.3). For det meste er der sammenfald mellem nedgang i indløbskoncentration og udløbskoncentration. For 2 søer er registreret betydeligt større fald i udløbskoncentration end i indløbskoncentration. I begge de 2 søer, Arreskov Sø og Engelsholm, er der sket en væsentlig formindskelse i bestanden af planktivore fisk og et skift til en klarvandet tilstand. Dette har betinget en højere stoftilbageholdelse.



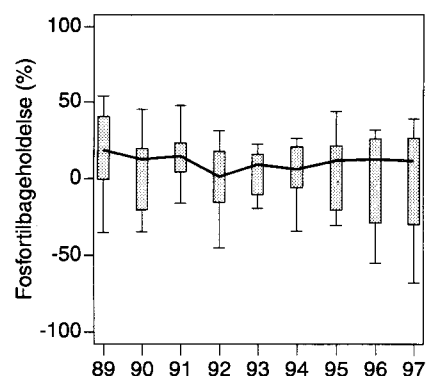
Figur 4.3. Udviklingen i tilførslen af totalfosfor ( $\text{mg P m}^{-2} \text{dag}^{-1}$ ) for de 22 søer i perioden 1989 til 1997.



Figur 4.4. Udviklingen i indløbskoncentrationen af totalfosfor ( $\text{mg P l}^{-1}$ ) for de 22 søer i perioden 1989 til 1997.



Figur 4.5. Udviklingen i tilbageholdelsen af totalfosfor ( $\text{mg P m}^{-2} \text{dag}^{-1}$ ) for de 22 søer i perioden 1989 til 1997.



Figur 4.6. Udviklingen i tilbageholdelsen af totalfosfor (%) for de 22 søer i perioden 1989 til 1997.

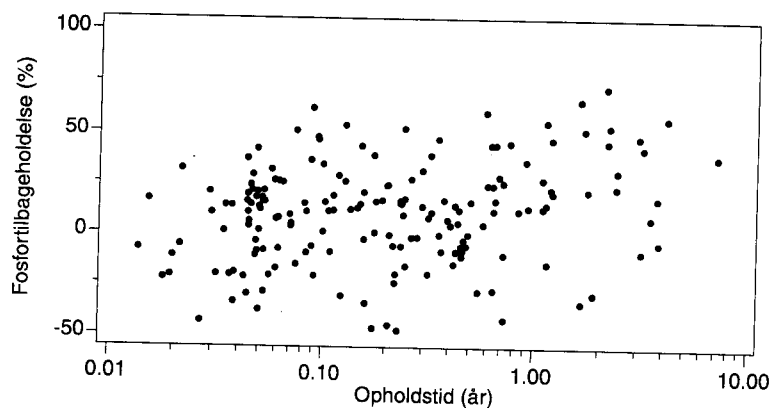
#### Mindre fosfortilbageholdelse

Tilbageholdelsen af fosfor i søerne i absolutte mængder er blevet mindre i overvågningsperioden (Tabel 4.2, Fig. 4.5), og i temmelig mange af søerne var tilbageholdelsen negativ. Tidligere ophobet fosfor i sedimentet bliver stadig frigivet specielt i de mere næringsrige søer. Dette betyder samtidigt, at også ændringer i søvandet (totalfosfor, klorofyl m.v.) er mindre, end man skulle forvente ud fra formindskelsen i den eksterne belastning (se Kapitel 5).

#### Tilbageholdelsesraten er faldende i en del søer

Den absolutte tilbagebageholdelsesrater af fosfor i søerne faldt signifikant i 6 af de 22 søer, mens den kun blev øget signifikant i en enkelt sø, nemlig Dons Nørresø (Tabel 4.3).

Den relative tilbageholdelsen af fosfor i søerne fulgte stort set mønstret for den absolutte tilbageholdelse (Tabel 4.3, Fig. 4.6). I 3 søer, Bryrup Langsø, Engelsholm Sø og Søgård Sø, steg den relative tilbageholdelse signifikant, selv om der ikke kunne påvises signifikante ændringer i den absolutte tilbageholdelsesrate (Tabel 4.3).



Figur 4.7. Sammenhængen mellem fosfortilbageholdelse (%) og vandets opholdstid (år) for de 22 søer.

Tilbageholdelsen af fosfor i søerne følger kun i mindre omfang de kendte sammenhænge mellem tilbageholdelse og opholdstid (f.eks. Vollenweider-modellen) og med øget stoftilbageholdelse ved øget opholdstid (Fig. 4.7). Andre faktorer spiller øjensynlig en vigtigere rolle, bl.a. kan ændringer i den biologiske struktur påvirke stoftilbageholdelsen markant (Jeppesen *et al.*, 1998). Men den mest afgørende faktor i perioden 1989 til 1997 er, at en del af søerne ikke er i ligevægt med den nuværende fosfortilførsel. De er i høj grad under indflydelse af intern fosforfrigivelse fra sedimentet (se også kapitel 6).

#### 4.5 Kvælstofbalancer for søerne

Mindre kvælstoftilførsel i 1997

Kvælstoftilførslen til de 22 søer med de mest sikre vand- og stofbalancer i 1997 var som gennemsnit lavere end i alle de øvrige år. Medianen var dog lavere i 1996 end i 1997 (Tabel 4.4, Fig. 4.8). Tilførslen var næsten kun en tredjedel af den, der forekom i det meget våde år, 1994. Til halvdelen af disse søer var mediantilførslen således større end  $624 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  i 1994 mod  $214 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  i 1997. Statistisk sikkert ( $p < 0,05\%$ ) er kvælstoftilførslen dog kun reduceret til 4 af de 22 søer i perioden 1989 til 1997 (Tabel 4.5).

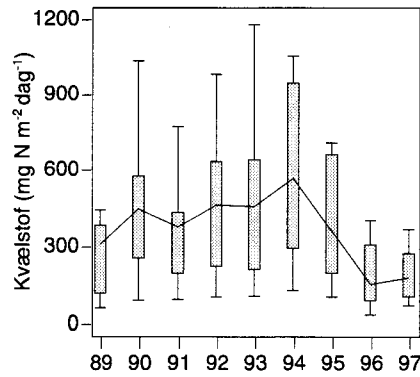
Tilløbs- og afløbskoncentrationer

Indløbskoncentrationen af kvælstof var også lavest i 1997 som gennemsnit for de 22 søer, mens medianen dog her også var lavere i 1996 (Tabel 4.4, Fig. 4.9). Det samme mønster genfindes for kvælstofindholdet i søafløbene.

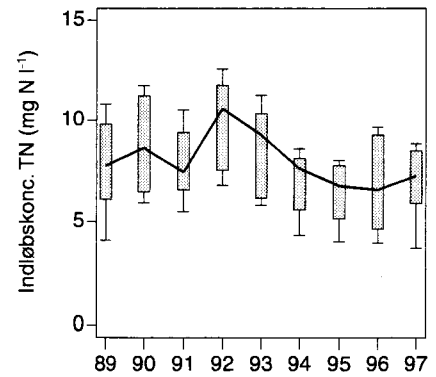
Indløbskoncentration er reduceret statistisk signifikant til 9 af de 22 søer, mens udløbskoncentrationen er reduceret statistisk signifikant for 6 søer (Tabel 4.5). Indløbs- og udløbskoncentrationen er kun statistisk signifikant øget i Kilen.

Tabel 4.4. Kvælstofbalancer for 20-22 af overvågningssøerne i de enkelte år. De anførte koncentrationer er vandføringsvægtede. Ved beregning af tilbageholdelse er magasinændring indregnet. Indløbskoncentration er beregnet som sum af samtlige tilførsler (inkl. atmosfærisk bidrag) divideret med vandtilførsel (inkl. nedbør). Søer, der indgår, er nr. 6, 13, 15, 17, 18, 19, 20, 21, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 36, 37.

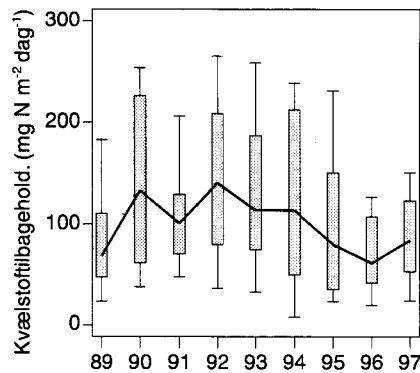
	År	Antal	Gns.	25%	Median	75%
Indløbskoncentration (mg N l <sup>-1</sup> )	1989	20	7,6	6,1	7,7	9,8
	1990	22	8,6	6,5	8,6	11,2
	1991	21	7,7	6,6	7,4	9,4
	1992	22	9,7	7,5	10,6	11,8
	1993	22	8,3	6,2	9,3	10,3
	1994	22	6,9	5,6	7,6	8,1
	1995	22	6,7	5,1	6,7	7,7
	1996	22	6,7	4,6	6,5	9,3
	1997	21	6,8	5,9	7,2	8,5
	Udløbskoncentration (mg N l <sup>-1</sup> )	1989	20	4,3	3,1	4,1
1990		22	5,6	4,0	5,6	7,4
1991		21	5,2	3,7	5,2	6,4
1992		22	6,0	3,9	5,9	8,0
1993		22	5,7	4,2	5,7	7,4
1994		22	5,2	4,6	5,8	6,8
1995		22	4,9	3,6	5,3	6,1
1996		22	3,8	1,8	3,3	5,2
1997		21	3,9	2,4	3,8	4,6
Tilførsel (mg N m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )		1989	20	265	121	310
	1990	22	517	257	449	576
	1991	21	420	198	378	434
	1992	22	537	225	463	634
	1993	22	560	212	457	642
	1994	22	628	295	567	947
	1995	22	440	198	362	662
	1996	22	223	92	155	308
	1997	21	218	107	180	274
	Tilbageholdelse (mg N m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	1989	20	85	47	68
1990		22	141	61	133	226
1991		21	123	70	101	129
1992		22	147	80	141	208
1993		22	141	75	114	187
1994		22	124	49	114	212
1995		22	134	35	80	150
1996		22	73	41	61	107
1997		21	90	53	84	123
Tilbageholdelse (%)		1989	20	30,0	17,7	30,5
	1990	22	31,7	19,2	24,9	52,2
	1991	21	32,1	20,9	25,2	41,3
	1992	22	32,1	17,9	30,3	46,5
	1993	22	31,5	15,9	26,9	50,7
	1994	22	25,5	11,5	19,4	34,6
	1995	22	30,7	15,0	29,7	52,3
	1996	22	38,8	25,0	35,5	54,0
	1997	21	43,8	24,8	43,3	58,1



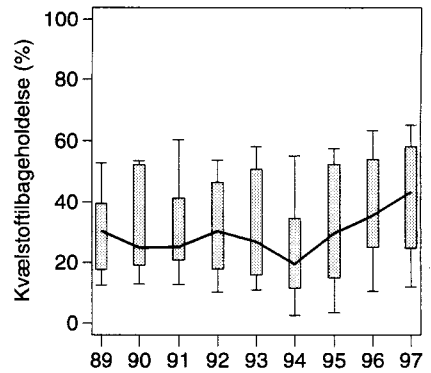
Figur 4.8. Udviklingen i tilførslen af to-talkvælstof ( $\text{mg N}^{-2} \text{dag}^{-1}$ ) for de 22 søer i perioden 1989 til 1997.



Figur 4.9. Udviklingen i indløbskoncentrationen af totalkvælstof ( $\text{mg N l}^{-1}$ ) for de 22 søer i perioden 1989 til 1997.

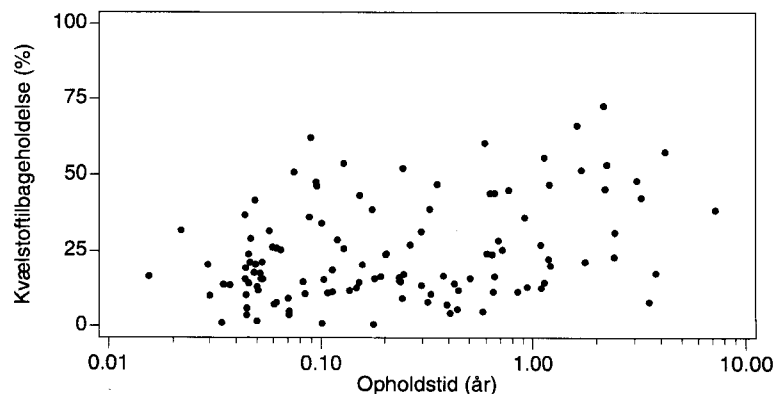


Figur 4.10. Udviklingen i tilbageholdelsen af totalkvælstof ( $\text{mg N m}^{-2} \text{dag}^{-1}$ ) for de 22 søer i perioden 1989 til 1997.



Figur 4.11. Udviklingen i tilbageholdelsen af totalkvælstof (%) for de 22 søer i perioden 1989 til 1997.

Indløbskoncentrationen er generelt reduceret med en højere takt end udløbskoncentration. Således er der absolut blevet tilbageholdt mindre af den tilførte kvælstof i søerne. Kvælstoftilbageholdelsen var i gennemsnit "kun"  $86 \text{ mg N m}^{-2} \text{d}^{-1}$  (Tabel 4.4, Fig. 4.10), hvilket er den laveste tilbageholdelse i de 9 overvågningsår, bortset fra 1996, hvor tilbageholdelsen var  $69 \text{ mg N m}^{-2} \text{d}^{-1}$ . Kvælstoftilbageholdelsen er samstemmende reduceret statistisk signifikant i 5 af de 22 søer, og kun øget i 2 søer (Tabel 4.5).



Figur 4.12. Sammenhængen mellem kvælstoftilbageholdelse (%) og vandets opholdstid (år) for de 22 søer.

Tabel 4.5. Udviklingen i overvågnings søernes massebalancer for kvælstof fra 1989 til 1997. -/+ , --/++ , ---/+++ , ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1% signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Ni er indløbskoncentrationen. Nu er udløbskoncentrationen. Ntilm2 er kvælstoftilførslen pr. m<sup>2</sup>. Nretm2 er kvælstoftilbageholdelsen pr. m<sup>2</sup>. Nret(%) er tilbageholdelsen som procent

	Ni	Nu	Ntilm2	Nretm2	Nret(%)
Ravn Sø	-	0	0	0	0
Ørn Sø	-	0	--	0	0
Fårup Sø	0	0	0	0	0
Bryrup Langsø	0	0	0	+	0
Højrede Sø	0	0	0	-	0
Hinge Sø	-	0	0	0	0
Tissø	--	0	0	0	+
Engelsholm Sø	0	--	0	+	+++
Borup Sø	0	0	0	0	0
Arreskov Sø	-	----	0	0	++
Tystrup Sø	---	-	0	0	++
Kilen	+++	++	0	0	0
Dons Nørresø	0	--	0	0	+
Lemvig Sø	0	0	0	0	++
Jels Oversø	0	0	--	-	0
Arresø	----	0	---	0	0
Vesterborg Sø	--	0	0	--	0
Langesø	0	0	0	0	++
St. Søgård Sø	0	--	--	-	0
Fuglesø	0	0	0	0	0
Søgård Sø	0	0	0	0	0
Gundsømagle Sø	----	--	0	--	0
i alt +/+/+/+/+/+	1	1	0	2	7
i alt -/-/-/-/-	9	6	4	5	0

Den relative tilbageholdelse (i % af tilførslen) er dog steget i perioden 1989-97, fra gennemsnitligt 28% i 1989 til 42% i 1997. I 7 af de 22 søer er den relative tilbageholdelse steget signifikant i løbet af de 9 år.

Tilbageholdelsen af kvælstof i søerne følger kun til dels de kendte sammenhænge mellem tilbageholdelse og opholdstid (se f.eks. *Jensen et al., 1997*) med øget stoftilbageholdelse med øget opholdstid (Fig. 4.12). Der er dog også andre faktorer, der spiller en rolle.

Fiskedød og opfiskning i Arreskov Sø samt indgreb i fiskebestanden i Engelsholm Sø som et led i sørestaurering har således ført til en markant forøgelse i kvælstoftilbageholdelsen (*Jeppesen et al., 1998*). I Arreskov Sø, for eksempel, steg tilbageholdelsesprocenten på årsbasis fra 26-38% før fiskedøden til 48-62% efter. Det var karakteristisk, at den procentuelle tilbageholdelse øgedes, når søen blev klarvandet.

Forbedringer i søernes miljøtilstand vil derfor kunne øge kvælstoftabet i lavvandede søer og dermed mindske transporten til N-følsomme marine områder.

## 4.6 Sammenfatning

For 22 af de 37 overvågningssøer har det været muligt at opstille rimeligt nøjagtige vandbalancer og stofbalancer for kvælstof og fosfor.

Som i 1996 var vandets opholdstid i søerne korte i 1997, og den hydrauliske belastning omvendt lav. Opholdstiden var generelt 3-4 gange så lange som i det hidtil vådeste år 1994.

Fosfortilførslen til de 22 søer var den hidtil laveste i overvågningsperioden, og fosfortilførslen var mere end 3 gange lavere end den hidtil højeste tilførsel i overvågningsperioden. Fosfortilførslen var dog 'kun' reduceret statistisk signifikant til 11 af de 22 søer.

Indløbskoncentrationerne var ligeledes også lavere i 1997 end i de foregående år. Til 13 af de 22 søer var indløbskoncentrationen reduceret statistisk signifikant i overvågningsperioden.

Udløbskoncentrationen af fosfor var reduceret for ca. det samme antal søer, men dog med knapt så stor en takt på grund af intern fosforfrigivelse fra sedimentet i mange af søerne. Den reducerede tilførsel af fosfor betyder, at søerne endnu ikke er kommet i ligevægt med den nuværende fosfortilførsel.

Fosfortilbageholdelsen er således også på grund af den interne frigivelse reduceret i de 22 søer generelt, både absolut og relativt.

Kvælstoftilførslen til de 22 søer er også reduceret i overvågningsperioden, dog ikke så meget som for fosfor. Statistisk set er kvælstoftilførslen dog også kun reduceret til 4 af de 22 søer.

Indløbskoncentrationen er dog signifikant reduceret til 9 af de 22 søer, og koncentrationen i 1996 og 1997 har været lav i forhold til de øvrige år.

Tilbageholdelsen af kvælstof er samstemmende med den reducerede tilførsel reduceret i absolutte mængder, hvorimod den relative tilbageholdelse (%) er øget. Variationen i den relative tilbageholdelse er i høj grad styret af vandets opholdstid i søerne. Ved korte opholdstider er der alt andet lige altid mindre relativ kvælstoftilbageholdelse end ved lange opholdstider.

Den biologiske struktur påvirker dog også stoftilbageholdelsen i søerne. Eksempler er Arreskov Sø og Engelsholm Sø, hvor fiskebestanden er blevet mindre domineret af skidtfisk, og stoftilbageholdelsen er samtidig steget.



## 5 Udviklingen i søernes miljøtilstand vurderet ud fra ændringer i fysiske, kemiske og biologiske variable

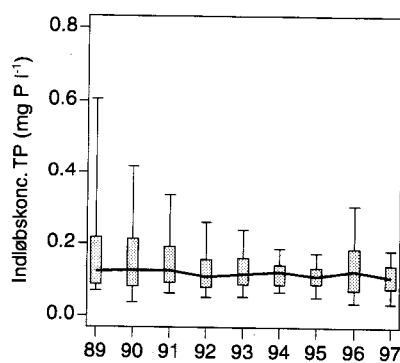
### 5.1 Indledning

Tidsserien for overvågningssøerne er nu oppe 9 år (1989 til 1997). Muligheden for at iagttage eventuelle signifikante ændringer i de forskellige indikatorer på miljøtilstanden er derfor øget. I dette afsnit er der foretaget en status for situationen i 1997 samt en statistisk vurdering i udviklingen af en række fysiske, kemiske og biologiske parametre.

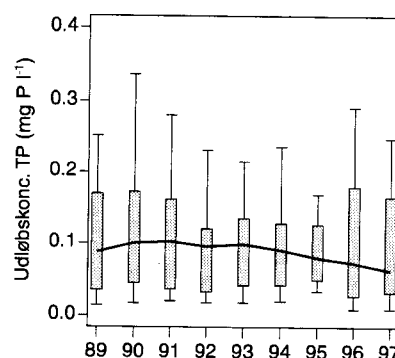
### 5.2 Metode

#### Statistiske beregninger

Vurderingen er især foretaget på grundlag af tidsvægtede gennemsnit af de enkelte variable på årsbasis eller sommerbasis (1/5 til 1/10). For de kemiske variable er der alene anvendt resultater fra søernes overfladevand. De statistiske beregninger er baseret på lineær regression på de udregnede middelværdier og er testet for, om der er afvigelser fra nulhypotesen - d.v.s. om der gennem de 9 år har været en statistisk sikker ændring. Responsvariablen er logaritmetransformeret (middelværdien) for at sikre varianshomogenitet og normalfordeling. På grund af den korte tidsserie har vi valgt at acceptere nulhypotesen på 10% signifikansniveau, hvorfor der i flere tilfælde kun er tale om udviklingstendenser. Med denne metode vil være lettere statistisk at påvise en jævn udvikling over en årrække end pludselige ændringer.



Figur 5.1. Udviklingen i indløbskoncentrationen af totalfosfor ( $\text{mg P l}^{-1}$ ) i perioden 1989 til 1997.



Figur 5.2. Udviklingen i udløbskoncentrationen af totalfosfor ( $\text{mg P l}^{-1}$ ) i perioden 1989 til 1997.

Tabel 5.1. Tidsvægtede middel- og medianværdier, 25%- og 75%-kvartiler for indløbs- og udløbskoncentrationen af total fosfor i alle overvågningsøer (overfladevand). Enheden er mg P l<sup>-1</sup>.

	År	Antal	Gns	25%	Median	75%
<b>Årsværdier</b>						
Total-P, indløb	1989	33	0,280	0,085	0,122	0,217
	1990	37	0,208	0,081	0,126	0,213
	1991	35	0,209	0,091	0,125	0,192
	1992	37	0,153	0,079	0,107	0,156
	1993	37	0,149	0,087	0,115	0,161
	1994	37	0,139	0,085	0,122	0,141
	1995	37	0,133	0,088	0,109	0,133
	1996	37	0,146	0,071	0,124	0,186
	1997	36	0,125	0,075	0,106	0,141
Total-P, udløb	1989	33	0,176	0,035	0,087	0,169
	1990	37	0,168	0,045	0,100	0,172
	1991	35	0,149	0,036	0,102	0,161
	1992	37	0,113	0,032	0,095	0,120
	1993	37	0,115	0,042	0,099	0,135
	1994	37	0,106	0,042	0,091	0,127
	1995	37	0,092	0,049	0,080	0,126
	1996	37	0,115	0,027	0,073	0,179
	1997	35	0,099	0,032	0,062	0,164

### 5.3 Fosfor

#### Alle søer

*Faldende fosforkoncentration i tilløb og søvand*

Indløbskoncentration af fosfor har generelt været faldende gennem de ni år (Tabel 5.1,  $p < 0,01$ ). Således er middelkoncentrationen mere end halveret fra 0,248 mg P l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,125 mg P l<sup>-1</sup> i 1997. Medianværdien er til gengæld stort set uændret gennem perioden (Fig. 5.1). I stedet er der sket en markant nedgang i 75% og især 90%-kvartilen, svarende til, at nedgangen i den gennemsnitlige indløbskoncentration først og fremmest er sket en nedgang i de mest fosforrige søtilløb. Der er også sket et fald i udløbskoncentrationen af totalfosfor i perioden, men faldet er ikke så stort som for indløbskoncentrationen. Middelkoncentrationen i udløbet er reduceret fra 0,176 mg P l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,099 mg P l<sup>-1</sup> i 1997 (Tabel 5.1, fig. 5.2). Statistisk set er der registreret et signifikant fald i indløbs- og udløbskoncentrationen for 14 af de 37 overvågningsøer.

I overensstemmelse med faldet i indløbs- og udløbskoncentrationen viser de tidsvægtede værdier af fosforindholdet i søvandet for året som helhed også en faldende tendens gennem de ni år (Tabel 5.3). Således er gennemsnitsværdien for totalfosfor reduceret fra 0,202 mg P l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,143 mg P l<sup>-1</sup> i 1997 og ortho-fosfat fra 0,082 mg P l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,057 mg P l<sup>-1</sup> i 1997. Koncentrationsnedgangen var kraftigst i perioden fra 1989 til 1991. Sommermiddelkoncentrationen af totalfosfor var i 1997 på 0,188 mg P l<sup>-1</sup> den hidtil laveste i overvågningsperioden (Tabel 5.3).

*Reduceret 75%-kvartil*

Mens medianværdien for totalfosfor er nogenlunde uændret fra 1989 til 1997, er 75%-kvartilen faldet (Fig. 5.3 og 5.4). Hvor 75% af søerne i 1989 havde en årsmiddelkoncentration lavere end 0,243 mg P l<sup>-1</sup>, var 75%-kvartilen i 1997 reduceret til 0,212 mg P l<sup>-1</sup> (Tabel 5.1).

Tabel 5.2. Udviklingen i tilløbs- og afløbskoncentrationer for overvågnings søerne af totalfosfor (total-P) og total kvælstof (Total-N) fra 1989 til 1997. -/+ , --/++ , ---/+++ , ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1% signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.

	Årsmiddel		Årsmiddel	
	Total-P, indløb	Total-P, udløb	Total-N, indløb	Total-N, udløb
Søby Sø	0	0	+	0
Holm Sø	--	0	0	0
Maglesø	0	0	0	0
Madum Sø	0	0	0	0
Nors Sø	0	0	0	0
Ravn Sø	--	-	-	0
Søholm Sø	++	-	0	0
Kvie Sø	0	0	0	0
Bastrup Sø	0	0	0	0
Hornum Sø	0	-	0	-
Søndersø	0	0	++++	0
Røgbølle Sø	0	0	+++	0
Ørn Sø	----	----	-	0
Furesøen	0	0	---	0
Fårup Sø	0	-	0	0
Damhussøen	0	--	0	--
Bryrup Langsø	--	---	0	0
Hejrede Sø (-1997)	---	0	0	0
Hinge Sø	0	0	-	0
Tissø	----	0	--	0
Engelsholm Sø	0	---	0	--
Bagsværd Sø	0	--	0	0
Borup Sø	0	0	0	0
Arreskov Sø	-	----	-	----
Tystrup Sø	---	0	---	-
Kilen	0	0	+++	++
Dons Nørresø	----	--	0	--
Lemvig Sø	0	0	0	0
Jels Oversø	0	0	0	0
Arresø	----	---	----	0
Vesterborg Sø	0	0	--	0
Langesø	--	0	0	0
St. Søgård Sø	0	0	0	--
Fuglesø	---	0	0	0
Utterslev Mose	--	0	--	0
Søgård Sø	0	--	0	0
Gundsømagle Sø	----	---	----	--
i alt +/+/+/+/+/+	1	0	4	1
i alt -/-/-/-/----	14	14	11	8

Endnu mere markant er faldet for sommermiddelkoncentrationen, hvor 75%-kvartilen i 1997 er reduceret fra 0,331 i 1989 til 0,212 mg P l<sup>-1</sup> i 1997. Faldet er dog ikke slået igennem i alle næringsrige søer, idet 90%-kvartilen i 1997 næsten var på niveau med 1989 (Fig. 5.3) og endog har været stigende på sommerbasis i perioden fra 1993 til 1997 (Fig. 5.4). Ligeledes er 25%-kvartilen uændret i 9-års perioden, svarende til, at fosforindholdet i de mest næringsfattige søer ikke er reduceret.

#### De enkelte søers udvikling

På enkelt søniveau (1989-1997) forsætter udviklingen imod lavere fosforindhold, og i 19 ud af de 37 søer er der nu en signifikant nedgang i årsmiddelkoncentrationen af totalfosfor (Tabel 5.4).

Totalfosfor er reduceret i 19 tilfælde



Tabel 5.3. Tidsvægtede middel- og medianværdier, 25%- og 75%-kvartiler for total og opløst fosfor i alle overvågningssøer (overfladevand). Enheden er mg P l<sup>-1</sup>.

	År	Antal	Gns.	25%	Median	75%
<b>Årsværdier</b>						
Total-P	1989	37	0,202	0,082	0,128	0,243
	1990	40	0,198	0,085	0,126	0,261
	1991	38	0,172	0,072	0,117	0,232
	1992	40	0,173	0,073	0,118	0,236
	1993	39	0,166	0,067	0,104	0,222
	1994	39	0,153	0,060	0,115	0,225
	1995	39	0,152	0,054	0,106	0,205
	1996	39	0,157	0,055	0,112	0,239
	1997	38	0,143	0,052	0,099	0,212
	PO <sub>4</sub> -P	1989	37	0,082	0,014	0,031
1990		40	0,087	0,014	0,041	0,123
1991		38	0,067	0,011	0,030	0,089
1992		40	0,058	0,011	0,021	0,053
1993		39	0,061	0,011	0,030	0,056
1994		39	0,061	0,012	0,024	0,069
1995		39	0,057	0,010	0,026	0,090
1996		39	0,072	0,011	0,019	0,086
1997		38	0,057	0,007	0,018	0,069
<b>Sommerværdier</b>						
Total-P	1989	37	0,217	0,080	0,124	0,331
	1990	40	0,235	0,077	0,158	0,403
	1991	38	0,200	0,064	0,147	0,282
	1992	40	0,222	0,072	0,137	0,284
	1993	39	0,222	0,065	0,166	0,307
	1994	39	0,206	0,070	0,111	0,268
	1995	39	0,197	0,054	0,140	0,236
	1996	39	0,191	0,058	0,111	0,259
	1997	38	0,188	0,057	0,105	0,212
	PO <sub>4</sub> -P	1989	37	0,070	0,011	0,024
1990		40	0,089	0,009	0,039	0,128
1991		38	0,061	0,008	0,017	0,084
1992		40	0,059	0,009	0,020	0,065
1993		39	0,067	0,008	0,024	0,090
1994		39	0,075	0,008	0,014	0,084
1995		39	0,067	0,006	0,018	0,077
1996		39	0,082	0,007	0,015	0,090
1997		38	0,070	0,006	0,015	0,060

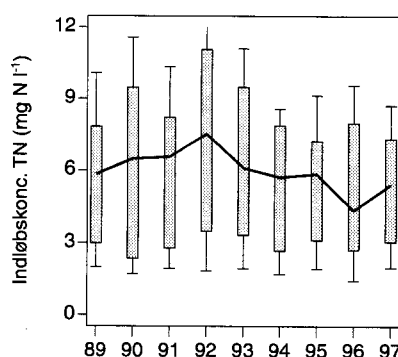
## 5.4 Kvælstof

### Alle søer

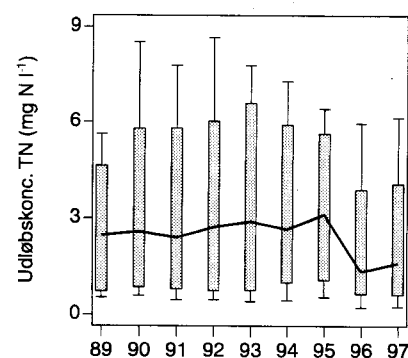
Totalkvælstof er reduceret mindre end totalfosforkoncentrationen i søerne i perioden fra 1989 til 1997, men der kan dog nu registreres en statistisk sikker reduktion i koncentrationsniveauet af totalkvælstof i modsætning til tidligere (se f.eks. *Jensen et al., 1996*). Den vandføringsvægtede indløbskoncentrationen af totalkvælstof er som gennemsnit reduceret fra et gennemsnitsniveau på omkring 6-7 mg N l<sup>-1</sup> i begyndelsen af perioden til et niveau omkring 5 mg N l<sup>-1</sup> de seneste år (Tabel 5.5). Det er især i søerne med de højeste kvælstofkoncentrationer at faldet er registreret (Fig. 5.7), mens der i de reneste søer ikke er registreret en udvikling i indløbskoncentration (10% og 25%-kvartilerne, Fig. 5.7). Indløbskoncentration af totalkvælstof er reduceret signifikant i 11 af søerne, mens udløbskoncentrationen er faldet signifikant for 8 af søerne (Tabel 5.2).

Tabel 5.4. Udviklingen i overvågningssøernes indhold af totalfosfor (total-P) og opløst fosfat (PO<sub>4</sub>-P) fra 1989 til 1997. -/+ , --/++ , ---/+++ , ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1% signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.

	Årsmiddel		Sommermiddel	
	PO <sub>4</sub> -P	Total-P	PO <sub>4</sub> -P	Total-P
Søby Sø	---	0	-	0
Holm Sø	0	0	0	0
Maglesø	0	----	0	--
Madum Sø	+	0	0	0
Nors Sø	0	0	0	0
Ravn Sø	0	----	0	--
Søholm Sø	----	----	--	----
Kvie Sø	0	0	0	0
Bastrup Sø	--	----	---	--
Hornum Sø	0	0	0	0
Søndersø	----	----	--	--
Røgbølle Sø, Sydbassin	----	----	-	--
Ørnsø	----	----	---	--
Furesøen	0	0	0	0
Fårup Sø	0	--	0	0
Damhussøen	----	----	--	----
Bryrup Langsø	--	----	0	-
Højrede Sø (-1997)	+	0	0	0
Hinge Sø	----	0	---	0
Tissø Amt	0	0	0	0
Engelsholm Sø	++	----	0	--
Bagsværd Sø	---	---	-	-
Borup Sø	0	0	0	-
Arreskov Sø	0	----	0	----
Tystrup Sø	0	0	-	0
Kilen	0	0	0	---
Dons Nørresø	0	---	0	---
Lemvig Sø	+++	+++	+++	+++
Jels Oversø	0	---	0	0
Arresø	----	---	---	--
Vesterborgsø	----	---	--	----
Langesø	0	0	0	0
Store Søgårdsø	0	0	0	0
Fuglesø	0	0	0	0
Utterslev Mose, Østbas.	0	+	+	+++
Søgård Sø	0	----	0	--
Gundsømagle Sø	----	----	-	---
i alt +/++/+++/++++	4	2	2	2
i alt -/--/---/----	13	19	13	19



Figur 5.7. Udviklingen i indløbskoncentrationen af totalkvælstof (mg N l<sup>-1</sup>) i perioden 1989 til 1997.



Figur 5.8. Udviklingen i udløbskoncentrationen af totalkvælstof (mg N l<sup>-1</sup>) i perioden 1989 til 1997.

Tabel 5.5. Tidsvægtede middel- og medianværdier, 25%- og 75%-kvartiler for indløbs- og udløbskoncentrationen af totalkvælstof i alle overvågningssøer (overfladevand). Enheden er mg N l<sup>-1</sup>.

	År	Antal	Gns.	25%	Median	75%
<b>Årsværdier</b>						
Total-N, indløb	1989	33	6,03	2,98	5,83	7,83
	1990	37	6,50	2,36	6,47	9,47
	1991	35	5,96	2,78	6,56	8,21
	1992	37	7,26	3,49	7,51	11,07
	1993	37	6,44	3,33	6,10	9,49
	1994	37	5,50	2,68	5,72	7,87
	1995	37	5,59	3,11	5,86	7,21
	1996	37	5,04	2,73	4,35	7,98
	1997	36	5,39	3,05	5,43	7,30
Total-N, udløb	1989	33	2,88	0,72	2,47	4,63
	1990	37	3,66	0,86	2,59	5,78
	1991	35	3,43	0,79	2,41	5,79
	1992	37	3,88	0,74	2,73	6,02
	1993	37	3,70	0,76	2,90	6,59
	1994	37	3,49	0,99	2,66	5,90
	1995	37	3,41	1,08	3,12	5,61
	1996	37	2,48	0,64	1,35	3,89
	1997	35	2,46	0,62	1,61	4,07

Tabel 5.6. Tidsvægtede middel- og medianværdier, 25%- og 75%-kvartiler for totalkvælstof (Total-N) og nitrat (NO<sub>3</sub>-N) i alle overvågningssøer (overfladevand). Enheden er mg N l<sup>-1</sup>.

	År	Antal	Gns.	25%	Median	75%
<b>Årsværdier</b>						
Total-N	1989	37	2,62	1,31	2,18	3,79
	1990	40	3,12	1,37	2,29	4,51
	1991	38	2,85	1,34	2,16	4,35
	1992	40	3,04	1,34	2,01	4,67
	1993	39	3,12	1,02	2,27	4,82
	1994	39	2,86	1,22	1,79	4,80
	1995	39	2,45	1,07	2,23	3,69
	1996	39	2,19	1,09	1,82	3,32
	1997	38	2,20	1,16	1,68	3,31
NO <sub>3</sub> -N	1989	37	1,15	0,21	0,62	2,03
	1990	40	1,69	0,19	0,75	3,04
	1991	38	1,57	0,19	0,81	2,87
	1992	40	1,65	0,18	0,56	3,18
	1993	39	2,04	0,14	0,84	3,52
	1994	39	1,68	0,18	0,84	3,13
	1995	39	1,29	0,19	0,88	2,15
	1996	39	0,86	0,10	0,46	1,34
	1997	38	1,01	0,10	0,43	1,86
<b>Sommerværdier</b>						
Total-N	1989	37	2,06	1,16	1,73	2,58
	1990	40	2,16	1,22	1,88	3,09
	1991	38	2,10	0,96	1,84	2,97
	1992	40	2,17	1,14	2,00	3,05
	1993	39	2,11	0,94	1,96	2,84
	1994	39	2,10	1,03	2,11	3,07
	1995	39	1,93	0,96	1,81	2,71
	1996	39	1,68	0,92	1,41	2,11
	1997	38	1,71	0,91	1,59	2,31
NO <sub>3</sub> -N	1989	37	0,49	0,04	0,10	0,38
	1990	40	0,57	0,02	0,17	0,70
	1991	38	0,68	0,03	0,26	1,02
	1992	40	0,59	0,02	0,16	0,72
	1993	39	0,95	0,04	0,16	0,90
	1994	39	0,72	0,03	0,20	1,12
	1995	39	0,60	0,02	0,18	1,01
	1996	39	0,24	0,02	0,06	0,18
	1997	38	0,37	0,02	0,07	0,59

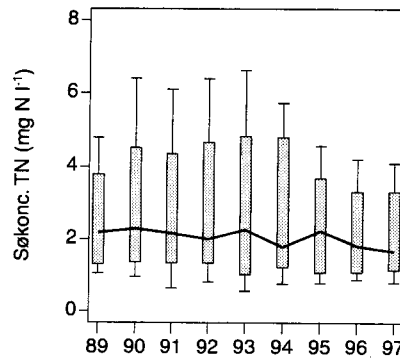
Tabel 5.7. Udviklingen i overvågningssøernes indhold af totalkvælstof (total-N) og nitrat (NO<sub>3</sub>-N) fra 1989 til 1997. -/+ , -/+ , -/+ , -/+ , -/+ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1% signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.

	Årsmiddel		Sommermiddel	
	NO <sub>3</sub> -N	Total-N	NO <sub>3</sub> -N	Total-N
Søby Sø	0	0	0	0
Holm Sø	0	0	0	0
Maglesø	0	0	0	0
Madum Sø	0	0	0	0
Nors Sø	0	0	0	0
Ravnsø	0	0	0	0
Søholm Sø	0	0	0	0
Kvie Sø	0	0	0	0
Bastrup Sø	0	0	0	0
Hornum Sø	0	0	0	0
Søndersø	0	0	---	0
Røgbølle Sø, Sydbassin	0	0	0	0
Ørnsø	--	--	0	0
Furesøen	--	--	0	0
Fårup Sø	0	--	0	--
Damhussøen	0	---	0	-
Bryrup Langsø	0	0	0	0
Hejrede Sø (-1997)	0	0	0	0
Hinge Sø	---	---	0	0
Tissø Amt	0	0	0	0
Engelsholm Sø	0	---	--	--
Bagsværd Sø	--	0	0	0
Borup Sø	0	0	0	0
Arreskov Sø	0	----	0	---
Tystrup Sø	---	---	--	--
Kilen	0	++	0	0
Dons Nørresø	0	----	0	--
Lemvig Sø	0	0	0	0
Jels Oversø	0	0	0	--
Arresø	0	0	0	0
Vesterborgsø	0	--	0	0
Langesø	0	0	0	0
Store Søgårdsø	0	--	0	--
Fuglesø	0	0	0	0
Utterslev Mose, Østbas.	0	0	0	+++
Søgård Sø	0	0	0	0
Gundsømagle Sø	--	0	0	0
i alt +/+ /+++ /++++	0	1	0	1
i alt -/- /--- /----	6	11	3	9

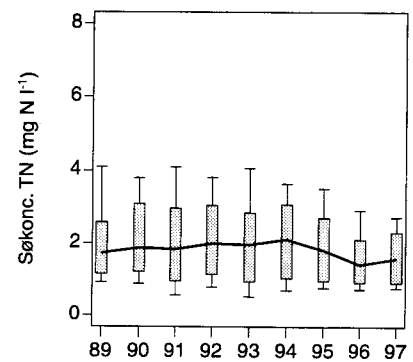
Årsmiddelkoncentrationen af totalkvælstof i søerne er reduceret fra 2,62 mg N l<sup>-1</sup> i 1989 til 2,20 mg N l<sup>-1</sup> i 1997. Tilsvarende er medianen reduceret fra 2,18 mg N l<sup>-1</sup> i 1989 til 1,68 mg N l<sup>-1</sup> i 1997 (Tabel 5.6, Fig. 5.9 og 5.10). Sommergennemsnit er reduceret knapt så markant. Det faldende kvælstofindhold er overensstemmende med ændringerne i indløbskoncentrationerne.

Nitratkoncentrationen i søerne ændres ikke på samme entydige måde gennem perioden, selv om der også her ses tendenser til et fald gennem perioden. Års- og sommergennemsnittet for nitrat er reduceret fra henholdsvis 1,15 og 0,49 mg NO<sub>3</sub>-N l<sup>-1</sup> i 1989 til henholdsvis 1,01 og 0,37 mg NO<sub>3</sub>-N l<sup>-1</sup> i 1997 (Tabel 5.6). Også medianerne for både års- og sommerkoncentrationerne er faldet i perioden. Sammenlignes niveauerne af nitrat mellem hele året og sommerperioden, er det tydeligt, at koncentrationen om sommeren er meget lavere end hele året (Fig. 5.11 og 5.12).

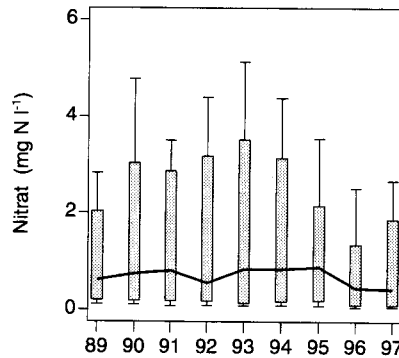




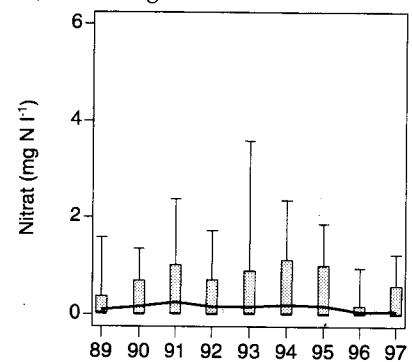
Figur 5.9. Udviklingen i søkoncentrationen af totalkvælstof søkoncentration (mg N l<sup>-1</sup>). Årsgns.



Figur 5.10. Udviklingen i søkoncentrationen af totalkvælstof søkoncentration (mg N l<sup>-1</sup>). Sommergns.



Figur 5.11. Udviklingen i søkoncentrationen af nitrat søkoncentration (mg N l<sup>-1</sup>). Årsgns.



Figur 5.12. Udviklingen i søkoncentrationen af nitrat søkoncentration (mg N l<sup>-1</sup>). Sommergns.

Det er i vintermånederne, at de højeste nitratkoncentrationer optræder i søerne. Om sommeren optages meget af nitraten i planteplanktonet eller fjernes fra søerne ved denitrifikation.

### De enkelte søers udvikling

For de enkelte overvågningssøer ses den generelt faldende tendens for totalkvælstof også. Årsmiddel totalkvælstofkoncentration er således reduceret signifikant i 11 af de 37 overvågningssøer (Tabel 5.7), mens sommermiddelkoncentrationen er reduceret i 9 søer. Med hensyn til nitrat er koncentrationen kun reduceret signifikant i forholdsvis få søer (Tabel 5.7). I 6 søer er årsmiddelkoncentration af nitrat reduceret, mens kun i 3 søer er der registreret et signifikant fald i sommermiddelkoncentration af nitrat.

## 5.5 Sigtdybde og klorofyl *a*

### Alle søer

Sammenlignet med indholdet af næringsstoffer og især totalfosfor er ændringerne i overvågningssøernes gennemsnitlige sigtdybde og indhold af klorofyl *a* mindre (Tabel 5.8).

Sigtdybden er dog generelt stigende i perioden fra 1989 til 1997 og klorofylindholdet faldende.

Tabel 5.8. Tidsvægtede middel- og medianværdier, 25%- og 75%-kvartiler for sigtdybde (m) og klorofyl ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) i alle overvågningsøer (overfladevand).

	År	Antal	Gns.	25%	Median	75%
<b>Årsværdier</b>						
Sigtdybde	1989	36	1,6	0,6	1,2	2,1
	1990	39	1,5	0,7	1,2	2,1
	1991	38	1,6	0,7	1,2	2,0
	1992	40	1,5	0,8	1,3	2,0
	1993	39	1,6	0,8	1,5	2,2
	1994	39	1,6	0,8	1,4	2,0
	1995	39	1,6	0,9	1,5	2,3
	1996	39	1,7	0,9	1,5	2,4
	1997	38	1,7	0,9	1,5	2,5
Klorofyl <i>a</i>	1989	37	78	20	36	108
	1990	40	72	23	44	81
	1991	38	68	27	39	87
	1992	40	68	26	43	83
	1993	39	62	22	32	62
	1994	39	61	17	33	80
	1995	39	59	15	39	71
	1996	39	50	15	27	71
	1997	38	55	17	33	76
<b>Sommerværdier</b>						
Sigtdybde	1989	36	1,4	0,5	0,9	1,9
	1990	39	1,3	0,5	1,1	1,8
	1991	38	1,5	0,5	1,1	1,9
	1992	40	1,2	0,5	1,0	1,6
	1993	39	1,4	0,5	1,2	1,8
	1994	39	1,4	0,5	1,2	1,8
	1995	39	1,4	0,6	1,2	1,8
	1996	39	1,5	0,6	1,2	2,0
	1997	38	1,5	0,6	1,3	2,1
Klorofyl <i>a</i>	1989	37	88	25	51	123
	1990	40	93	22	56	131
	1991	38	89	20	56	114
	1992	40	91	27	57	122
	1993	39	89	19	52	114
	1994	39	89	17	48	149
	1995	39	77	12	51	118
	1996	39	65	12	39	98
	1997	38	75	14	52	109

Ændringen i sigtdybden slår dog ikke igennem på den gennemsnitlige sigtdybde, der på årsbasis kun har varieret mellem 1,6 og 1,7 m i perioden, hvorimod der er en tydelig forøgelse i såvel medianen og fraktilerne (Tabel 5.8, Fig. 5.13). 25-% fraktilen for årsmiddel sigtdybden er steget fra 0,6 m i 1989 til 0,9 m i 1997, mens medianen er øget fra 1,2 til 1,5 m.

Sommermiddel sigtdybden udviser ikke en helt så tydelig udvikling, men tendenserne er dog de samme (Tabel 5.8, Fig. 5.14), og medianen for sommermiddel sigtdybden er således også øget fra 0,9 til 1,3 m.

Ændringerne i sigtdybden ses også for klorofyl *a*. Således er årsmiddel koncentrationen reduceret fra 108 i 1989 til 76  $\mu\text{g l}^{-1}$  i 1997 (Tabel 5.8, Fig. 5.15). På sommerniveau er udviklingen ikke helt så tydelig. Middelsommerekoncentrationen af klorofyl *a* er således kun reduceret fra 123 i 1989 til 109  $\mu\text{g l}^{-1}$  i 1997 (Tabel 5.6, Fig. 5.15).

I størsteparten af de søer, hvor der er sket signifikante ændringer i perioden 1989 til 1997 i enten sigtdybde eller klorofyl *a*, er der tale om en øget sigtdybde og et reduceret klorofyl *a* indhold (Tabel 5.8x).

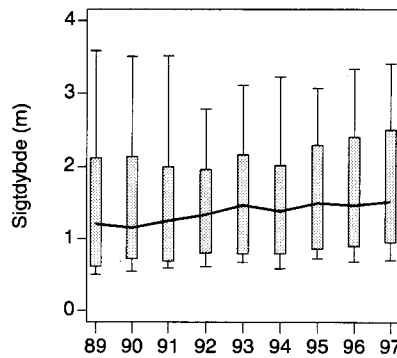
Tabel 5.8x. Udviklingen i overvågningssøernes indhold af sigtdybde og klorofyl *a* fra 1989 til 1997. /+, /++, /+++, /++++ svarer til reduktion/forøgelse på hhv. 10, 5, 1 og 0,1% signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring

	Årsmiddel		Sommermiddel	
	Sigtdybde	Klorofyl <i>a</i>	Sigtdybde	Klorofyl <i>a</i>
Søby Sø	0	0	0	0
Holm Sø	0	0	0	0
Maglesø	0	----	0	-
Madum Sø	0	--	0	0
Nors Sø	0	0	0	+
Ravn Sø	0	0	0	0
Søholm Sø	+	---	0	--
Kvie Sø	++	0	0	0
Bastrup Sø	0	0	0	-
Hornum Sø	0	0	0	0
Søndersø	++	----	0	---
Røgbølle Sø, Sydbas.	0	--	0	0
Ørnsø	0	0	0	0
Furesøen	0	0	++	0
Fårup Sø	+	0	0	0
Damhussøen	0	0	0	0
Bryrup Langsø	0	0	0	0
Hejrede Sø (-1997)	++	---	+++	--
Hinge Sø	0	0	0	0
Tissø Amt	0	0	++	-
Engelsholm Sø	+++	----	+++	-
Bagsværd Sø	+	0	0	0
Borup Sø	0	0	0	0
Arreskov Sø	+++	----	+++	---
Tystrup Sø	0	++	--	++
Kilen	0	0	++	0
Dons Nørresø	++++	----	+++	---
Lemvig Sø	0	0	0	0
Jels Oversø	0	---	0	---
Arresø	0	0	0	0
Vesterborgsø	+	--	++++	--
Langesø	++	0	0	0
Store Søgårdsø	++++	--	+	--
Fuglesø	0	0	0	0
Utterslev Mose, østb.	0	0	0	0
Søgård Sø	+	---	++	-
Gundsømagle Sø	++	0	0	0
I alt +/++/+++/++++	14	1	10	2
I alt -/--/---/----	1	13	2	13

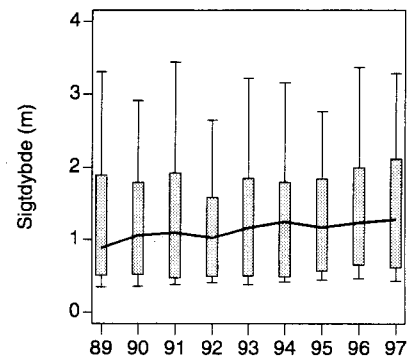
Som årsmiddel er sigtdybden således øget i 14 søer, men kun reduceret i 1 sø, og tilsvarende er klorofyl *a* indholdet reduceret i 13 søer, men kun øget i 1 sø.

Tilsvarende ændringer ses på sommerniveau. Sommermiddelsigt dybden er øget i 10 søer og sommermiddel klorofyl *a* indholdet er reduceret i 13 søer.

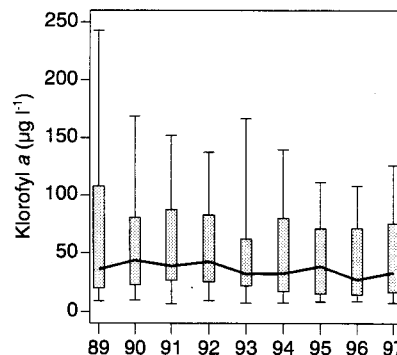
Blandt de mest markante positive ændringer er Dons Nørresø, hvor årsmiddelsigt dybden er øget fra 0,47 m til 0,88 m, og St. Søgård Sø, hvor årssigt dybden er øget fra 0,50 til 0,85 m. Holm Sø har sigt til bunden i 1997.



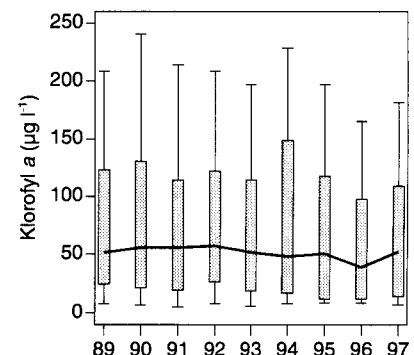
Figur 5.13. Udviklingen i sigtdybden (m). Årsgns.



Figur 5.14. Udviklingen i sigtdybden (m). Sommergns.



Figur 5.15. Udviklingen i koncentrationen af klorofyl a ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). Årsgns.



Figur 5.16. Udviklingen i koncentrationen af klorofyl a ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ). Sommergns.

## 5.6 Plantoplankton

### Alle søer

*Høj planteplanktonmængde og dominans af blågrønalger og grønalger i mange søer*

Som allerede udtrykt ved sigtdybde og klorofyl *a* indhold er hovedparten af de 37 overvågnings søer kendetegnet ved en høj planteplanktonmængde.

I de fleste søer er der samtidigt en dominans af planteplanktontyper, der er karakteristiske for næringsrige søer.

Størstedelen af biomassen udgøres således af blågrønalger eller grønalger (Tabel 5.9). Set under et er ændringerne i totalbiomassen af planteplankton fra 1989 til 1997 forholdsvis små (Tabel 5.9, Fig. 5.17).

Sommermiddeltotalbiomassen er reduceret fra  $17,6 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  i 1989 til  $14,5 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  i 1997, mens sommermedianen er reduceret fra  $11,7 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  i 1989 til  $10,2 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  i 1997.

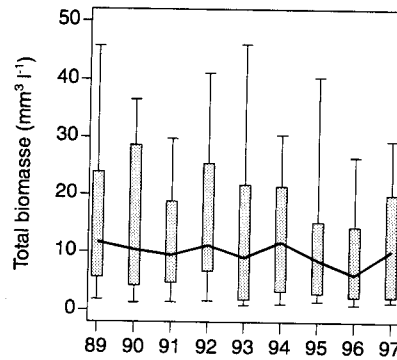
### De enkelte søers udvikling

*Fald i totalbiomassen i 11 søer*

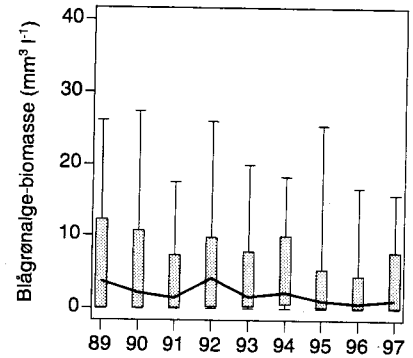
Analyserne på enkelt sø-niveau viser en signifikant ændring i totalbiomassen i 14 søer. Heraf er der på sommerbasis kun tale om en stigning i 3 søer, men et fald i 11 søer (Tabel 5.10). De mest markante fald er sket i Arreskov Sø og Søholm Sø. De 3 søer med en signifikant stigning er Holm Sø, Magle Sø og Tystrup Sø.

Tabel 5.9. Planteplanktonbiomassen ( $\text{mm}^3 \text{ l}^{-1}$ ) i overvågningssøerne i årene 1989-97 (sommerrmiddel).

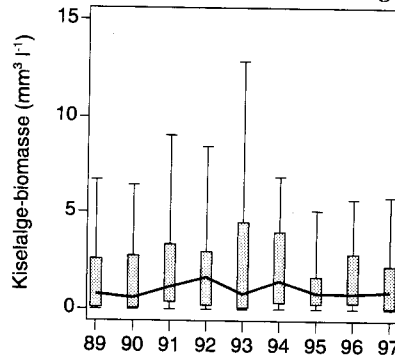
	År	Antal	Gns.	25%	Median	75%
Totalbiomasse	1989	36	17,6	5,6	11,7	23,9
	1990	40	15,5	4,3	10,4	28,6
	1991	37	12,7	4,7	9,4	18,8
	1992	39	17,1	6,7	11,2	25,5
	1993	39	15,1	1,9	9,0	21,7
	1994	39	13,8	3,3	11,7	21,4
	1995	39	12,9	2,9	8,6	15,3
	1996	39	11,0	2,3	6,1	14,3
	1997	38	14,5	2,3	10,2	20,0
	Blågrønalger	1989	36	8,9	0,0	3,7
1990		40	7,8	0,1	2,1	10,7
1991		37	4,9	0,1	1,5	7,3
1992		39	8,5	0,3	4,2	9,7
1993		39	7,2	0,3	1,6	7,8
1994		39	6,5	0,6	2,2	9,9
1995		39	5,8	0,2	1,1	5,3
1996		39	5,0	0,1	0,7	4,4
1997		38	5,2	0,1	1,2	7,7
Kiselalger		1989	36	2,7	0,1	0,8
	1990	40	1,8	0,1	0,6	2,7
	1991	37	2,6	0,4	1,2	3,3
	1992	39	3,0	0,2	1,6	3,0
	1993	39	3,2	0,1	0,8	4,5
	1994	39	2,7	0,4	1,5	4,0
	1995	39	1,7	0,3	0,8	1,7
	1996	39	1,9	0,3	0,8	2,8
	1997	38	1,9	0,1	0,9	2,2
	Grønalger	1989	36	4,0	0,2	1,1
1990		40	3,8	0,1	0,9	3,0
1991		37	3,7	0,2	0,9	3,5
1992		39	3,8	0,3	1,2	2,9
1993		39	2,9	0,1	0,4	2,4
1994		39	2,2	0,1	0,4	2,6
1995		39	2,0	0,1	0,8	2,2
1996		39	1,8	0,1	0,5	1,9
1997		38	2,0	0,1	0,5	2,9
Furealger		1989	36	0,5	0,0	0,0
	1990	40	0,8	0,0	0,1	0,7
	1991	37	0,4	0,0	0,1	0,4
	1992	39	0,5	0,0	0,1	0,8
	1993	39	0,5	0,0	0,1	0,5
	1994	39	1,2	0,0	0,1	1,1
	1995	39	2,4	0,0	0,2	1,0
	1996	39	1,3	0,0	0,1	0,6
	1997	38	4,2	0,0	0,2	0,8



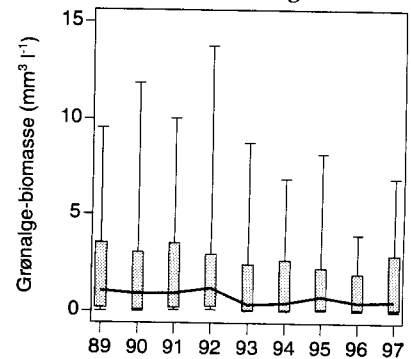
Figur 5.17. Udviklingen i totalbiomassen af planteplankton ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ). Sommergns.



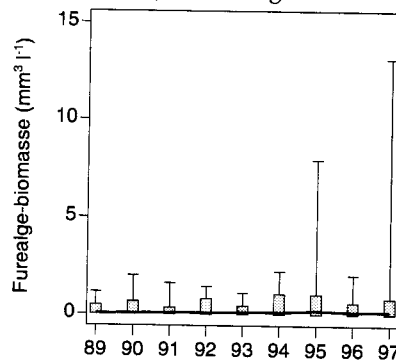
Figur 5.18. Udviklingen i blågrønalgbiomassen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ). Sommergns.



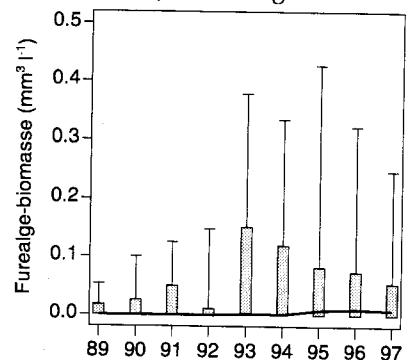
Figur 5.19. Udviklingen i kiselalgebio-massen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ). Sommergns.



Figur 5.20. Udviklingen i grønalgbiomassen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ). Sommergns.



Figur 5.21. Udviklingen i furealgebio-massen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ). Sommergns.



Figur 5.22. Udviklingen i gulalgebio-massen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ). Sommergns.

Sommermiddelbiomassen af blågrøn-alger er reduceret væsentligt i perioden fra  $8,9 \text{ mm}^3 \text{l}^{-1}$  i 1989 til  $5,2 \text{ mm}^3 \text{l}^{-1}$  i 1997 (Tabel 5.9), mens medianen dog kun er reduceret fra  $3,7 \text{ mm}^3 \text{l}^{-1}$  i 1989 til  $1,2 \text{ mm}^3 \text{l}^{-1}$  i 1997 (Fig. 5.18).

Tendensen er, at blågrønalgbiomassen falder, men tendensen er ikke entydig, da den øges i nogle søer (Tabel 5.10). I 7 søer er blågrønalgbiomassen reduceret signifikant fra 1989 til 1997, mens den i 3 søer er steget i samme periode.

Det er i Dons Nørresø, Søgård Sø samt Gundsømagle Sø, at blågrønalgbiomassen er steget (Tabel 5.10). Disse søer har tidligere været domineret af grøn-alger, men der er nu på grund af et faldende næringsstofniveau sket et skift fra grøn-alger til blågrøn-alger.

Tabel 5.10. Udviklingen i overvågningssøernes biomasse af planteplankton fra 1989 til 1997. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1% signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Total er total biomassen. Blågrøn er blågrønalgbiomassen. Kisel er kiselalgebiosmassen. Grøn er grønalgbiomassen. Fure er furealgebiosmassen.

	Total	Blågrøn	Kisel	Grøn	Fure
Søby Sø	0	0	0	++	+
Holm Sø	+	0	0	+	0
Maglesø	++	0	0	0	0
Madum Sø	0	0	0	0	0
Nors Sø	0	0	0	0	0
Ravnsø	-	0	0	0	0
Søholm Sø	---	----	0	---	0
Kvie Sø	--	0	+	+	++
Bastrup Sø	0	0	0	0	0
Hornum Sø	0	0	0	0	0
Søndersø	0	0	0	0	0
Røgbølle Sø, Sydbassin	0	0	0	0	0
Ørnsø	0	0	0	0	0
Furesøen	0	-	0	0	+
Fårup Sø	0	0	0	0	0
Damhussøen	-	0	0	0	0
Bryrup Langsø	0	0	0	++	0
Hejrede Sø (-1997)	--	-	0	0	0
Hinge Sø	0	0	0	0	++
Tissø Amt	0	0	0	--	0
Engelsholm Sø	-	-	0	--	++
Bagsværd Sø	0	0	0	0	0
Borup Sø	0	0	0	0	0
Arreskov Sø	----	----	--	--	0
Tystrup Sø	++	---	0	0	++
Kilen	0	--	+	0	0
Dons Nørresø	--	+++	0	---	0
Lemvig Sø	0	0	0	0	0
Jels Oversø	--	0	--	0	0
Arresø	0	0	0	0	0
Vesterborgsø	-	0	-	0	++
Langesø	0	0	0	--	0
Store Søgårdsø	0	0	0	0	0
Fuglesø	0	0	0	0	0
Utterslev Mose, Østbas.	0	0	0	0	---
Søgård Sø	-	++	--	--	0
Gundsømagle Sø	0	++	0	----	0
i alt +/++/+++/++++	3	3	2	4	7
i alt -/--/---/----	11	7	4	8	1

Sådanne skift stemmer overens med de empiriske relationer for planteplanktonsammensætningen i lavvandede søer (Jensen *et al.*, 1994).

Vejen mod en forbedret miljøtilstand går i disse lavvandede søer via en fase, hvor der sker en stigning i blågrønalgernes mængde. Blågrønalgemængden aftager igen, hvis næringsstofniveauet reduceres yderligere.

Den gennemsnitlige biomasse af kiselalger er faldet fra 2,7 mm<sup>3</sup> l<sup>-1</sup> i 1989 til 1,9 mm<sup>3</sup> l<sup>-1</sup> i 1997 (Tabel 5.9), mens medianen er stort set uændret. Variationen fra år til år er i mange tilfælde også større end udviklingen i hele perioden, og der er derfor også kun få søer med en statistisk signifikant udvikling i perioden (Fig. 5.19).

I 4 søer er kiselalgebiomassen faldet signifikant, mens den i 2 søer er steget signifikant (Tabel 5.10).

Tabel 5.11. Dyreplanktonbiomassen (mg TV l<sup>-1</sup>) i overvågningssøerne i årene 1989-97 (sommerrmiddel).

	År	Antal	Gns.	25%	Median	75%
Totalbiomasse	1989	37	0,87	0,36	0,78	1,21
	1990	39	0,93	0,42	0,74	1,37
	1991	37	0,93	0,37	0,87	1,16
	1992	39	0,84	0,29	0,69	1,31
	1993	39	0,82	0,30	0,61	0,93
	1994	39	0,75	0,32	0,60	0,98
	1995	39	0,78	0,29	0,63	1,08
	1996	39	0,82	0,36	0,62	1,23
	1997	38	0,80	0,39	0,63	1,25
	Hjuldyr	1989	37	0,07	0,01	0,03
1990		39	0,06	0,02	0,04	0,10
1991		37	0,07	0,02	0,03	0,05
1992		39	0,10	0,03	0,06	0,13
1993		39	0,06	0,02	0,04	0,09
1994		39	0,10	0,02	0,04	0,09
1995		39	0,06	0,02	0,03	0,07
1996		39	0,05	0,01	0,03	0,07
1997		38	0,07	0,02	0,05	0,07
Vandlopper		1989	37	0,34	0,15	0,27
	1990	39	0,39	0,12	0,21	0,44
	1991	37	0,42	0,19	0,31	0,52
	1992	39	0,31	0,12	0,18	0,40
	1993	39	0,30	0,15	0,22	0,37
	1994	39	0,31	0,15	0,22	0,44
	1995	39	0,38	0,15	0,21	0,56
	1996	39	0,36	0,16	0,27	0,47
	1997	38	0,39	0,11	0,26	0,50
	Små cladoceer	1989	37	0,30	0,05	0,19
1990		39	0,24	0,04	0,14	0,27
1991		37	0,20	0,05	0,07	0,24
1992		39	0,23	0,07	0,13	0,30
1993		39	0,21	0,04	0,12	0,26
1994		39	0,13	0,02	0,06	0,22
1995		39	0,12	0,02	0,06	0,13
1996		39	0,13	0,03	0,07	0,16
1997		38	0,16	0,04	0,07	0,28
Dafnier		1989	37	0,17	0,04	0,10
	1990	39	0,23	0,04	0,13	0,29
	1991	37	0,23	0,04	0,12	0,28
	1992	39	0,21	0,01	0,06	0,25
	1993	39	0,26	0,02	0,05	0,14
	1994	39	0,20	0,02	0,08	0,18
	1995	39	0,22	0,03	0,09	0,23
	1996	39	0,28	0,04	0,12	0,44
	1997	38	0,18	0,04	0,12	0,20



## 5.7 Dyreplankton

### Alle søer

Ingen væsentlige ændringer  
i biomassen af dyreplankton

Hverken den totale biomasse eller biomassen af forskellige typer af dyreplankton er ændret væsentligt i søerne som helhed. Mest markant er en faldende biomasse af de små cladoccer, der er reduceret fra et gennemsnit i 1989 på 0,30 mg TV l<sup>-1</sup> til 0,16 mg TV l<sup>-1</sup> i 1997 (Tabel 5.11).

Betragtet under et er der derfor ingen tegn på, at dyreplanktonets kapacitet til at nedgræsse planteplanktonet er øget i overvågnings søerne på trods af et fald i tilførslen af totalfosfor til mange af søerne.

Tabel 5.12. Udviklingen i overvågnings søernes biomasse af dyreplankton fra 1989 til 1997. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1% signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Total er total biomassen. Vandlopper er vandloppebiomassen. Små cladoc. er biomassen af små cladoccer.

	Total	Hjuldyr	Vandlopper	Små cladoc.	Dafnier
Søby Sø	0	---	0	0	0
Holm Sø	0	0	0	++	0
Maglesø	0	0	0	0	+
Madum Sø	0	0	0	0	0
Nors Sø	0	0	+	0	0
Ravn Sø	0	0	0	0	0
Søholm Sø	0	0	0	0	0
Kvie Sø	0	0	---	0	+++
Bastrup Sø	0	0	---	0	0
Hornum Sø	0	0	0	0	0
Søndersø	0	0	0	0	0
Røgbølle Sø, Sydbassin	0	--	0	0	0
Ørnsø	0	0	0	0	0
Furesøen	0	0	0	0	0
Fårup Sø	0	0	0	0	0
Damhussøen	0	0	0	0	0
Bryrup Langsø	0	0	+	0	0
Hejrede Sø (-1997)	0	0	0	--	0
Hinge Sø	0	+	0	0	0
Tissø Amt	0	0	0	+	0
Engelsholm Sø	--	0	0	--	0
Bagsværd Sø	0	0	0	0	0
Borup Sø	----	----	0	---	0
Arreskov Sø	--	0	0	---	0
Tystrup Sø	0	0	++	0	0
Kilen	--	+	--	0	0
Dons Nørresø	0	0	0	0	0
Lemvig Sø	0	0	0	0	0
Jels Oversø	0	0	0	0	0
Arresø	0	0	++	0	0
Vesterborgsø	--	--	0	--	0
Langesø	0	++	0	0	0
Store Søgårdsø	0	0	0	0	0
Fuglesø	0	--	0	0	0
Utterslev Mose, Østbas.	+++	--	0	0	0
Søgård Sø	+	0	0	0	0
Gundsømagle Sø	0	0	+	----	----
i alt +/++/+++/++++	2	3	5	2	2
i alt -/--/---/----	5	6	3	6	1

·Tabel 5.13. Gns. biomassen af cladoceer og *Daphnia* ( $\mu\text{g TV individ}^{-1}$ ) og græsningstrykket i overvågningssøerne i årene 1989-97 (sommermiddel).

	År	Antal	Gns.	25%	Median	75%
Gns. Biomasse cladoceer	1989	37	2,7	1,3	1,9	2,8
	1990	39	2,8	1,3	1,9	3,2
	1991	37	4,5	1,4	2,9	4,6
	1992	39	2,7	0,9	1,5	3,1
	1993	39	2,7	0,9	1,6	3,8
	1994	39	3,1	1,1	1,9	4,1
	1995	39	3,1	1,0	1,8	4,4
	1996	39	4,4	1,2	1,8	4,8
	1997	38	3,2	0,9	1,8	4,0
Gns. Biomasse <i>Daphnia</i>	1989	37	5,4	1,8	4,2	7,5
	1990	39	6,3	2,3	5,1	9,8
	1991	37	8,3	3,5	7,5	9,5
	1992	39	6,1	2,0	4,9	9,6
	1993	39	6,2	2,1	5,0	9,0
	1994	39	7,2	2,9	7,0	9,9
	1995	39	8,0	3,9	7,4	10,5
	1996	39	10,3	3,0	8,6	14,4
	1997	38	8,1	2,9	6,6	11,4
Græsning (% dag-1)	1989	37	27,4	9,3	18,6	29,9
	1990	39	27,0	8,1	19,0	32,5
	1991	37	31,2	10,7	15,7	28,0
	1992	39	25,0	8,1	15,2	31,8
	1993	39	25,5	8,1	15,3	38,8
	1994	39	22,4	7,3	17,0	34,1
	1995	39	24,8	7,2	17,6	32,1
	1996	39	38,2	12,0	22,0	45,1
	1997	38	28,4	9,0	23,5	36,4

### De enkelte søers udvikling

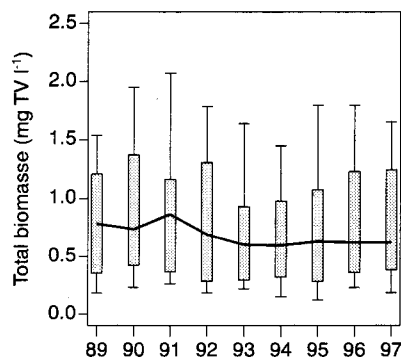
Totalbiomassen mindsket i 7 af de 37 søer

Som for de øvrige variable dækker dette generelle billede dog over en række søspecifikke forskelle. Totalbiomassen af dyreplankton er således gået signifikant tilbage i 5 søer, og kun øget i 2 søer (Tabel 5.12, Fig. 5.23).

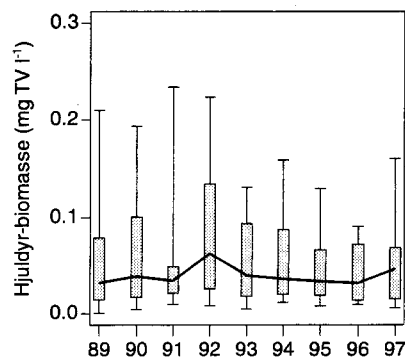
En tilbagegang i totalbiomassen kan være udtryk for et øget predationstryk fra planktivore fisk, men det kan også skyldes et fald i mængden af føde i form af planteplankton.

I 2 søer (Arreskov Sø og Vesterborg Sø) er der et sammenfald mellem reduceret planteplankton og dyreplankton biomasse, i de øvrige tilfælde tyder den faldende dyreplanktonbiomasse derimod øget predationstryk fra fisk.

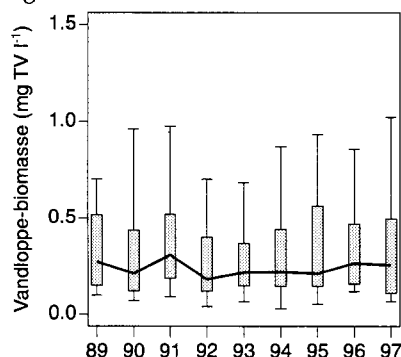
Hjuldyrbiomassen er reduceret i 6 søer og øget i 3 søer (Tabel 5.12, Fig. 5.24). Vandlopperne har øget biomassen i flere søer (Fig. 5.25), mens biomassen af de små cladoceer generelt er reduceret (Fig. 5.26). Med hensyn til dafnierne er der kun registreret små ændringer (Fig. 5.27). Således er deres biomasse øget i 2 søer og reduceret i en sø (Tabel 5.12).



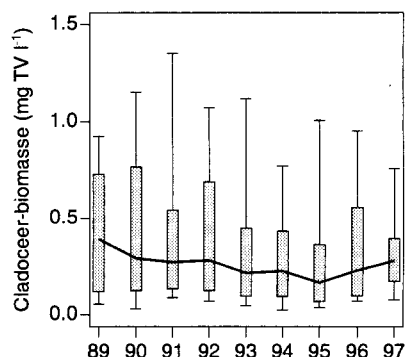
Figur 5.23. Udviklingen i totalbiomassen af dyreplankton ( $\text{mg TV l}^{-1}$ ). Sommergns.



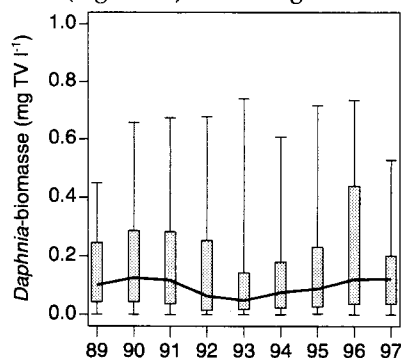
Figur 5.24. Udviklingen i hjuldyrbiomassen ( $\text{mg TV l}^{-1}$ ). Sommergns.



Figur 5.25. Udviklingen i vandlopperbiomassen ( $\text{mg TV l}^{-1}$ ). Sommergns.



Figur 5.26. Udviklingen i cladoceerbiomassen ( $\text{mg TV l}^{-1}$ ). Sommergns.



Figur 5.27. Udviklingen i *Daphnia*-biomassen ( $\text{mg TV l}^{-1}$ ). Sommergns.

Størrelsen af dyreplanktonet og dermed den individuelle biomasse af dyreplanktonet er af stor betydning for deres græsningstryk på planteplankton.

Den gennemsnitlige biomasse af cladoceerne er øget fra  $2,7 \mu\text{g TV individ}^{-1}$  i 1989 til  $3,2 \mu\text{g TV individ}^{-1}$  i 1997 (Tabel 5.13, Fig. 5.28). År- til årvariationerne er dog større end stigningen i perioden.

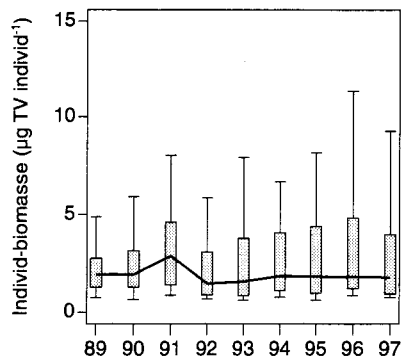
Ændringerne i biomassen på enkeltsoniveau tegnet et andet billede. Således er størrelsen af alle cladoceer reduceret i 11 søer og kun øget i 2 søer (Tabel 5.14).

Tabel 5.14. Udviklingen i overvågnings søernes dyreplankton fra 1989 til 1997. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1% signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Cladoceer er gns. biomassen af alle cladoceer. *Daphnia* er gns. biomassen af *Daphnia*. Græsning er græsningsprocent pr. dag.

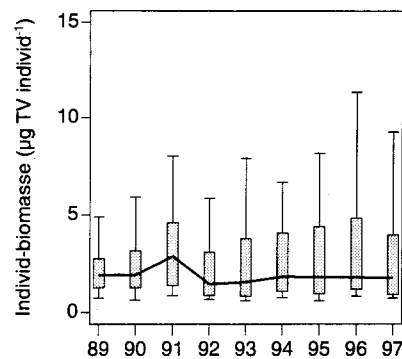
	Cladoceer	<i>Daphnia</i>	Græsning
Søby Sø	--	0	0
Holm Sø	0	0	0
Maglesø	--	0	0
Madum Sø	----	0	0
Nors Sø	0	++	0
Ravn Sø	0	++	0
Søholm Sø	++	0	0
Kvie Sø	0	0	0
Bastrup Sø	0	0	0
Hornum Sø	0	0	0
Søndersø	0	0	0
Røgbølle Sø, Sydbassin	0	0	0
Ørnsø	0	0	+
Furesøen	0	0	0
Fårup Sø	0	0	0
Damhussøen	---	++	0
Bryrup Langsø	0	+++	0
Hejrede Sø (-1997)	0	0	+
Hinge Sø	0	0	0
Tissø Amt	+	0	++
Engelsholm Sø	--	0	0
Bagsværd Sø	--	0	0
Borup Sø	---	0	---
Arreskov Sø	0	0	++
Tystrup Sø	0	0	--
Kilen	0	0	0
Dons Nørresø	0	0	0
Lemvig Sø	0	0	0
Jels Oversø	---	+++	0
Arresø	0	0	0
Vesterborgsø	--	0	0
Langesø	0	0	0
Store Søgårdsø	---	0	0
Fuglesø	0	0	0
Utterslev Mose, Østbas.	0	+	0
Søgård Sø	0	0	0
Gundsømagle Sø	----	0	0
i alt +/++/+++/++++	2	6	4
i alt -/--/---/----	11	0	2

For dafnier er der derimod mere entydige udviklinger i den gennemsnitlige størrelse. Den gennemsnitlige biomasse af dafnier er øget fra 5,4 µg TV individ<sup>-1</sup> i 1989 til fra 8,1 µg TV individ<sup>-1</sup> i 1997. I 1996 var den gennemsnitlige biomasse af dafnier endog så høj som 10,3 µg TV individ<sup>-1</sup> (Tabel 5.13, Fig. 5.29).

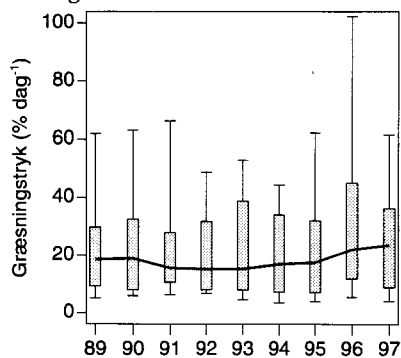
I de enkelte søer er den gennemsnitlige biomasse af dafnier tilsvarende øget signifikant i 6 søer, mens der ikke er søer, hvor den er reduceret signifikant (Tabel 5.14).



Figur 5.28. Udviklingen i gennemsnitsbiomassen af cladocera ( $\mu\text{g TV individ}^{-1}$ ). Sommergns.



Figur 5.29. Udviklingen i gennemsnitsbiomassen af *Daphnia* ( $\mu\text{g TV individ}^{-1}$ ). Sommergns.



Figur 5.30. Udviklingen i dyreplanktonets græsningstrykket ( $\% \text{ dag}^{-1}$ ). Sommergns.

Ændringerne i størrelserne af dyreplanktonet slår dog ikke igennem på dyreplanktonets samlede græsningstryk på planteplankton, hverken set for overvågningssøerne samlet (Tabel 5.13, Fig. 5.30). Der er dog en tendens til et øget græsningstryk i søerne. På enkelt sø niveau er græsningstrykket øget signifikant i 4 søer, men samtidig er det faldet signifikant i 2 søer (Tabel 5.14).

## 5.8 Undervandsplanter

Siden 1993 er undervandsplanternes udbredelse undersøgt én gang årligt i 17 af overvågningssøerne. Hver sø inddelles ved undersøgelserne i et antal delområder, hvori vegetationens sammensætning og udbredelse registreres i dybdeintervaller. Der udarbejdes en samlet artsliste og laves en kvantificering af søens planter. Der beregnes en samlet dækningsgrad (RPA) for de enkelte delområder og for søen totalt. På baggrund af planternes højde og vanddybde på de enkelte prøvetagningssteder beregnes desuden et relativt plantefyldt volumen (RPV). Ligesom der også opnås et estimat af den største dybde med undervandsplanter ("dybdegrænsen").

Det plantedækkede areal har som gennemsnit stort set været uændret i perioden (Tabel 5.15, Fig. 5.31).

Dog har medianen fra 1993 til 1997 været stigende, svarende til, at i halvdelen af søerne er det relative plantedækkede areal øget.

Tabel 5.15 Undervandsplanterne i overvågningssøerne i årene 1993-97. Dybdegrænsen er indberettet med områdeundersøgelserne.

	År	Antal	Gns.	25%	Median	75%
Relative plantedækkede areal (RPA, %)	1993	16	21,7	0,5	6,6	47,2
	1994	17	24,2	0,8	9,0	50,0
	1995	17	25,3	1,2	8,1	53,9
	1996	17	23,3	2,9	12,0	48,1
	1997	17	24,9	2,0	24,4	44,7
Relative plantefyldte volumen (RPV, %)	1993	16	4,3	0,0	0,5	6,1
	1994	17	4,7	0,1	0,3	4,2
	1995	17	5,0	0,1	0,4	5,3
	1996	17	6,2	0,1	1,0	6,2
	1997	17	7,5	0,1	1,0	9,2
Dybdegrænse (m)	1993	16	3,7	1,8	2,5	6,0
	1994	17	3,6	2,0	3,0	5,0
	1995	17	3,6	2,0	3,5	4,5
	1996	17	3,7	2,0	3,0	5,0
	1997	17	4,0	2,5	3,0	5,0

Kun i Arreskov Sø er undervandsplanternes plantedækkede areal ændret meget signifikant (Tabel 5.16). Der er sket en meget kraftig udvikling gennem de seneste to år. Dækningsgraden var i 1997 61% mod 12% i 1996 og 3% i 1995. Årsagerne hertil er primært en reaktion på den pludselige sigtforbedring i efteråret 1992 som følge af fiske-død (Fyns Amt, 1998). I 2 andre søer er der også sket mindre signifikante ændringer. I Nors Sø er det plantedækkede areal reduceret, mens det er øget i Maglesø.

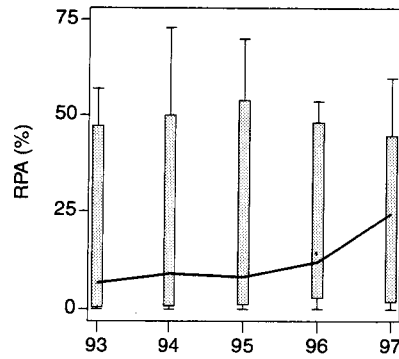
Det relative plantefyldte vandvolumen har for de 17 søer været generelt stigende i perioden fra 1993 til 1997 (Tabel 5.15, Fig. 5.32). Både gennemsnittet og medianen er øget væsentligt, men dog kun signifikant i Arreskov Sø og Røgbølle Sø (Tabel 5.16).

Den forøgede RPV i Røgbølle Sø skyldes primært en stigning i mængden af tornfrøet hornblad, som er den dominerende plante i søen. Sammenlignet med tidligere år udviklede arten sig kraftigt i 1997 og dannede tætte bestande, som i store områder udfyldte vand-søjlen totalt (Storstrøms Amt, 1998).

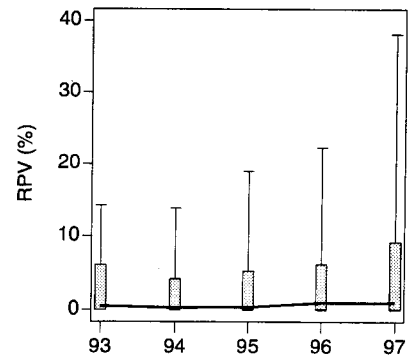
Dybdegrænsen er også øget i de 17 søer generelt (Tabel 5.15, Fig. 5.33), dog ikke så markant som RPA og RPV. Derimod er der registreret flere enkelt søer med signifikante udviklinger i dybdegrænsen i forhold til RPA og RPV. Dybdegrænsen er signifikant øget i 4 af de 17 søer i perioden fra 1993 til 1997 (Madum Sø, Ravn Sø, Røgbølle Sø og Arreskov Sø) (Tabel 5.16).

Samtidigt er dybdegrænsen signifikant reduceret i Nors Sø. Reduktionen i såvel dybdegrænse som RPA i Nors Sø skyldes en reduktion i sigtdybden.

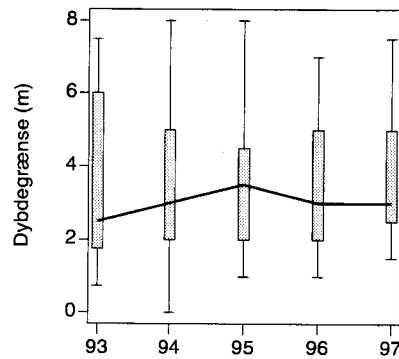
Der er således en signifikant sammenhæng mellem sigtdybde og dybdegrænsen gennem de seneste 5 år. Hvad reduktionen i sigtdybde derimod skyldes kan ikke siges med sikkerhed. Der er ikke umiddelbart forhold i oplandet, som kan forklare ændringerne, hvorfor Viborg Amt (1998) mener der er tale om en naturlig variation.



Figur 5.31. Udviklingen i det relative plantedækkede areal (RPA, %) i de 17 søer med undervandsplanteundersøgelser.



Figur 5.32. Udviklingen i det relative plantefyldte volumen (RPV, %) i de 17 søer med undervandsplanteundersøgelser.



Figur 5.33. Udviklingen i dybdegrænsen (m) i de 17 søer med undervandsplanteundersøgelser.

Tabel 5.16. Udviklingen i overvågningssøernes undervandsplanter fra 1993 til 1997. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1% signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. RPA er det relative plantedækkede areal. RPV er det relative plantefyldte volumen. Dybdegrænsen er indberettet med områdeundersøgelserne

	RPA	RPV	Dybdegrænse
Søby Sø	0	0	0
Maglesø	+	0	0
Madum Sø	0	0	++
Nors Sø	-	0	--
Ravn Sø	0	0	++
Søholm Sø	0	0	0
Kvie Sø	0	0	0
Hornum Sø	0	0	0
Røgbølle Sø	0	+++	++
Furesøen	0	0	0
Fårup Sø	0	0	0
Damhussøen	0	0	0
Hinge Sø	0	0	0
Tissø Amt	0	0	0
Arreskov Sø	+++	+++	++
Utterslev Mose, Vestbassin	0	0	0
Utterslev Mose, Østbassin	0	0	0
i alt +/+/+/+/+/+	2	2	4
i alt -/-/-/-/-	1	0	1

## 5.9 Sammenfatning

Den gennemsnitlige årsmiddelværdi for de 37 overvågningssøer er reduceret fra 0,202 mg totalfosfor l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,143 mg totalfosfor l<sup>-1</sup> i 1997. Reduktionen i søernes totalfosfor er især sket blandt de næringsrige søer. 75%-kvartilen er således reduceret fra 0,243 mg totalfosfor l<sup>-1</sup> i 1989 til 0,212 mg totalfosfor l<sup>-1</sup> i 1997. I samme periode er der sket en halvering af middelindløbskoncentrationen til søerne, fra 0,248 mg P l<sup>-1</sup> til 0,125 mg P l<sup>-1</sup>.

I 19 ud af de 21 søer med signifikante ændringer i totalfosfor på årsbasis har der været tale om en reduceret koncentration i perioden 1989 til 1995. I alle 19 tilfælde tale om en ændring på 1% signifikansniveau eller derunder. Kun i én sø (Lemvig Sø) er der sket en signifikant stigning i totalfosfor koncentrationen..

I perioden 1989 til 1997 er der sket mindre ændringer i totalkvælstof end i totalfosfor. I 11 ud af de 12 søer med signifikante ændringer (10% niveau eller mindre) for årsmiddel i totalkvælstof har der været tale om en faldende koncentration. Årsmiddelindhold er kun øget i én sø. Sommermiddelsigtdybden for alle overvågningssøerne var i 1997 1,5 m. 50% af søerne havde i sommeren 1997 en middelsigtdybde mindre en 1,3 m. Tendensen er gået i retning af, at de mest uklare søer generelt er blevet mindre uklare, hvilket er sammenfaldende med, at især disse har haft faldende søkoncentration af fosfor.

I størsteparten af søerne med ændret sigtdybde er der tale om en øget sigtdybde. I 10 ud af de 37 søer er sommersigtdybde således øget, men er kun reduceret i 2 søer.

Set under et har den gennemsnitlige biomasse af planteplankton i de 37 søer ikke ændret sig signifikant i de 9 år. I 11 søer er der dog sket et signifikant fald i biomassen. Blågrønalgerne biomasse er øget i 3 søer, men reduceret i 7 søer. Stigningen i de tre sidstnævnte søer er dog tegn på en forbedring.

Betragtet under et er der ikke sket signifikante ændringer i dyreplanktonets biomasse igennem de 9 overvågningsår. På enkeltsøniveau er der dog sket visse ændringer, idet totalbiomassen er faldet i 5 søer og øget i 2 søer.

For undervandsplanterne har der generelt været en tendens til øget udbredelse i perioden fra 1989 til 1997. Statistisk set er udbredelsen dog kun øget i 4 søer, mens den er reduceret i en enkelt sø.

Den overordnede konklusion vedrørende søernes miljøtilstand er at der i over halvdelen af de 37 overvågningssøer er sket forbedringer i perioden 1989 til 1997. De største forbedringer ses mht. næringsstofkoncentrationerne og til dels sigtdybden. Med hensyn til den biologiske struktur er den indtil videre forbedret i et begrænset antal søer, hvilket bl.a. skyldes biologisk træghed i søerne (fisk mv.). I andre søer er næringsstofniveauet ikke reduceret tilstrækkeligt til at give markante forbedringer i den biologiske struktur, men i en del af disse søer reduceres næringsstofniveauet dog yderligere, når indflydelsen af den interne fosforfrigivelse fra sedimentet mindskes.



## 6 Intern fosforbelastning i lavvandede søer

### 6.1 Indledning

I dette afsnit gennemgås de sæsonmæssige variationer, der ses i indholdet og tilbageholdelsen af fosfor i de lavvandede danske søer ved forskellige næringsstofniveauer. Analysen baserer sig dels på fosformålinger fra søvandet i 265 søer (Tabel 6.1) og dels på massebalanceberegninger fra 16 af de lavvandede overvågningssøer (Tabel 6.2). Sæsonvariationen i koncentrationer og tilbageholdelse er grupperet i forhold til den gennemsnitlige sommerkoncentration af totalfosfor ( $P_{\text{som}}$ , 1. maj-1. oktober).

Data fra de 265 søer stammer fra de sidste 10-15 år og kun søer, hvorfra der findes mindst 10 årlige prøvetagninger, er taget med. Hvor der findes data fra flere år, er det mest omfattende og nyeste datasæt anvendt.

Massebalanceberegningerne fra de 16 søer dækker 8-års perioden fra 1989-1996 og er foretaget på månedsniveau, så det er muligt at vurdere den sæsonmæssige tilbageholdelse af fosfor. Ud af de 16 søer har de 4 haft en signifikant reduktion i fosfortilførslen i den undersøgte periode.

Tabel 6.1 Karakteristik af de 265 søer. Middelsommerværdier er angivet for 25, 50, 75% fraktiler og gennemsnit.

	25%	Median	75%	Gns.
Areal, ha	17	40	137	247
Middeldybde, m	1,2	2,1	3,2	2,3
Sigtdybde m	0,75	1,2	2,0	1,6
Total fosfor, mg P l <sup>-1</sup>	0,15	0,30	0,58	0,47

Tabel 6.2 Karakteristik af de 16 lavvandede søer. Totalfosfor og middeldybde er angivet som sommergennemsnit.

	Min.	Median	Gns.	Max.
Areal, ha	5	34	91	662
Middeldybde, m	0,9	1,9	2,5	9,9
Hydraulisk opholdstid, dage, årsværdier	7	30	70	266
Total fosfor, mg P l <sup>-1</sup>	0,086	0,286	0,322	0,991
Sigtdybde, m,	0,4	0,6	0,8	2,0

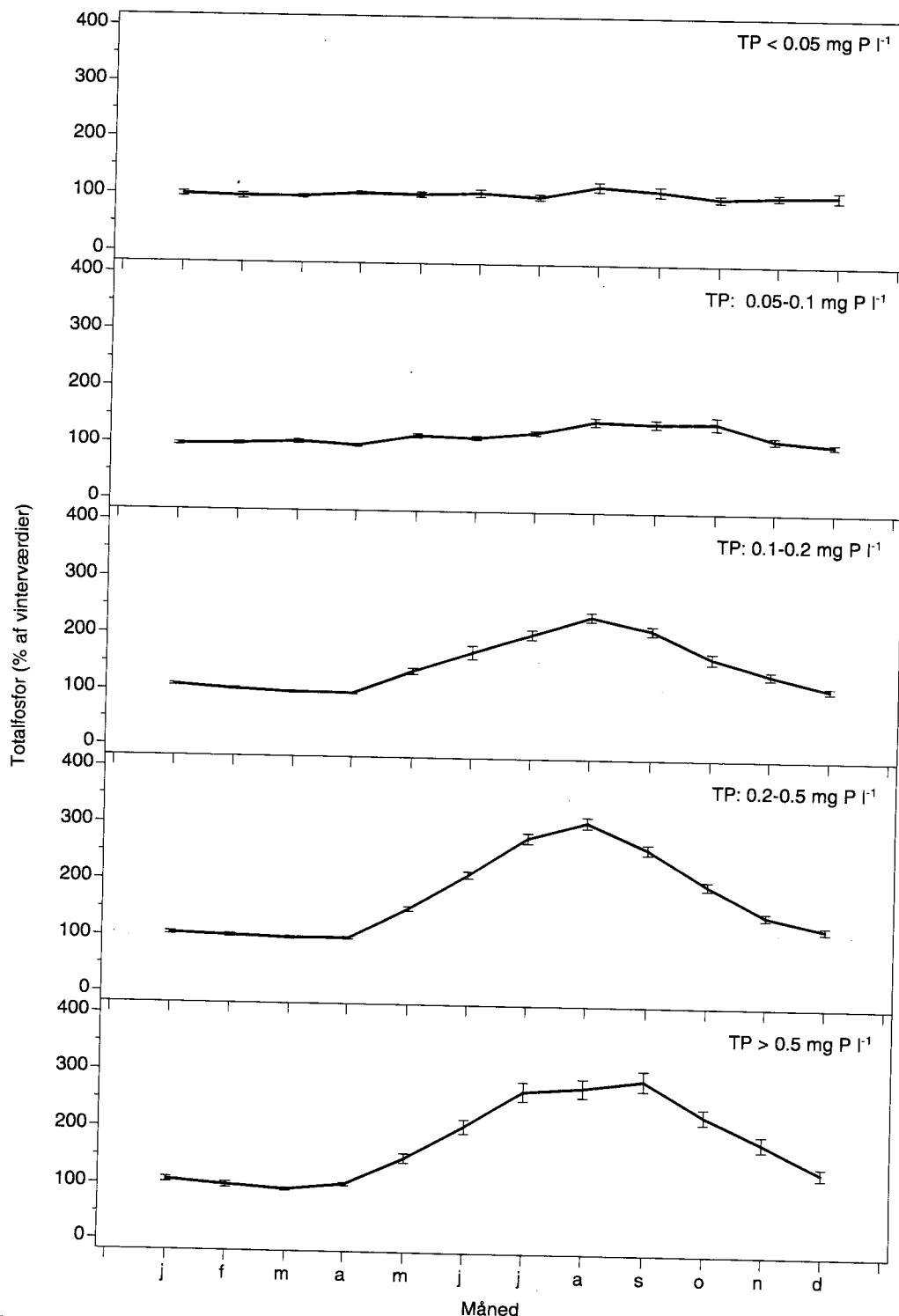
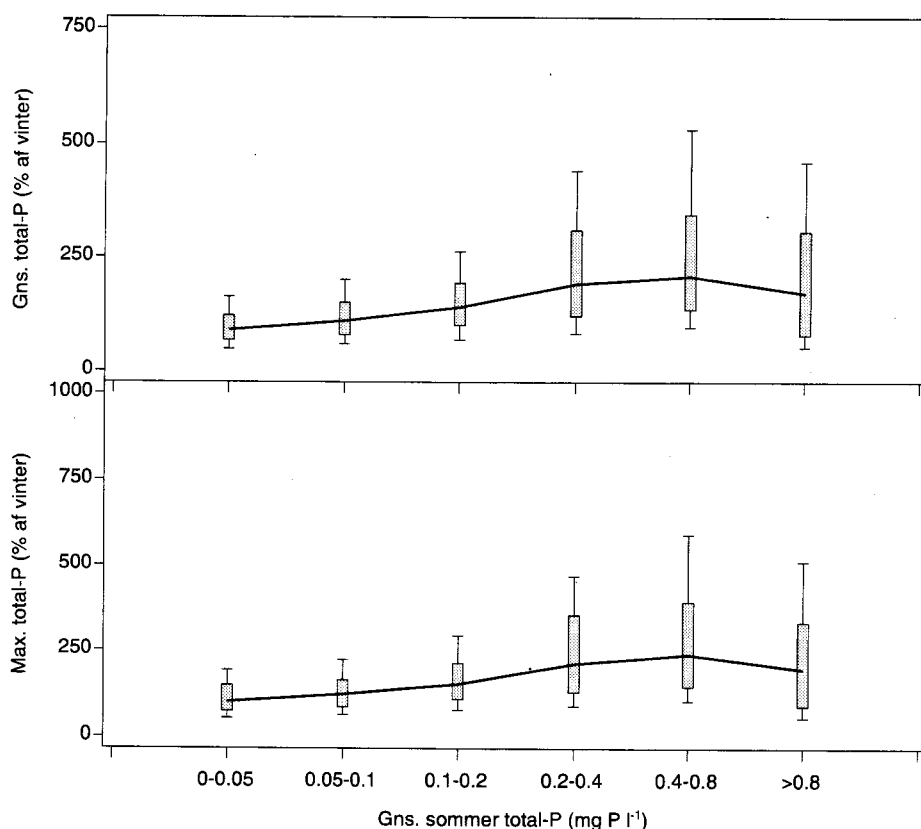


Fig. 6.1. Indholdet af totalfosfor (TP) i overfladevandet i de 265 søer inddelt i forskellige næringsstofkategorier (gennemsnitlig sommerkoncentration af total fosfor,  $P_{som}$ ). Den sæsonmæssige variation er illustreret ved at vise den aktuelle måling i forhold til en gennemsnitlig vinterværdi (1. januar til 31. marts, sat til 100%). Variationen (standard afvigelsen) omkring hver månedsværdi er vist med bjælker.

## 6.2 Sæsonvariationen i indholdet fosfor (265 søer)

Som det fremgår af Fig. 6.1 er der stor forskel på den sæsonmæssige variation i indholdet af fosfor ved forskellige næringsstofniveauer. I de mindst næringsrige søer ( $P_{som}$  under  $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$ ) er der næsten ingen forskel på sommer- og vinterværdier.

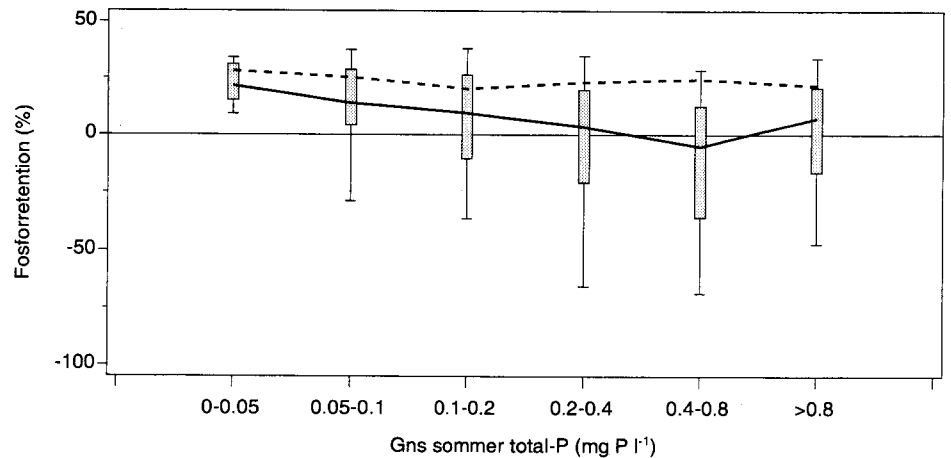


Figur 6.2. Gennemsnitlig (øverst) og maksimal (nederst) sommer-TP i forhold til vinter-TP i 265 søer med forskelligt næringsstofniveau. På begge figurer er angivet 10, 25, 50 (median), 75 og 90% fraktiler.

Men ved stigende næringsstofniveau opnås højere og højere sommerkoncentrationer i forhold til vinterkoncentrationer, samtidig med at varigheden af de forhøjede sommerkoncentrationer bliver længere og længere. Søer med  $P_{\text{som}}$  mellem 0,2 og 0,5  $\text{mg P l}^{-1}$  opnår således typisk en koncentration, der overstiger vinterkoncentrationen med en faktor 2-3. I søer med  $P_{\text{som}}$  over 0,5  $\text{mg P l}^{-1}$  overstiger sommerkoncentrationen vinterværdien med en faktor PÅ CA. 3. Varigheden af koncentrationer, der er mere end dobbelt så høje som vinterkoncentrationer, øges fra ca. 1 måned i søer med  $P_{\text{som}}$  mellem 0,1 og 0,2  $\text{mg P l}^{-1}$  til 4-6 måneder i søer med  $P_{\text{som}}$  over 0,2  $\text{mg P l}^{-1}$ .

Tilsvarende ses en store forskelle i de gennemsnitlige og de maksimale målte koncentrationer ved forskelligt næringsstofniveau (Fig. 6.2). Den gennemsnitlige sommerkoncentration er som medianværdi ca. 2 gange højere end de gennemsnitlige vinterværdier i søer med  $P_{\text{som}}$  over 0,2  $\text{mg P l}^{-1}$ . Den tilsvarende maksimale koncentration er ca. 2,5 gange højere.

I nogle søer kan øget sommerkoncentration tilskrives en forøgelse af fosforkoncentrationen i det tilstrømmende vand om sommeren, fordi fortyndingen af næringsrigt spildevand er mindre om sommeren (Kristensen et al., 1990), men i de fleste tilfælde kan forhøjede koncentrationer kun forklares ved en øget indflydelse fra sedimentet. Konklusionen fra de 265 søer må herefter være, at den interne frigivelse af fosfor i de mest næringsrige af disse søer generelt har stor betydning for søvandets indhold af fosfor om sommeren.



Figur 6.3. Den årlige fosfortilbageholdelse (i % af tilførsel) i 16 søer (1989-1996) med forskelligt fosforniveau. Den beregnede tilbageholdelse på baggrund af Vollenweider ( $P_{so} = P_i / (1 + \sqrt{T_w})$ ), hvor  $P_{so}$  er årsmiddel søkoncentration,  $P_i$  er middel indløbskoncentration og  $T_w$  er opholdstiden i år (Vollenweider, 1976) er også vist som stiplet linje.

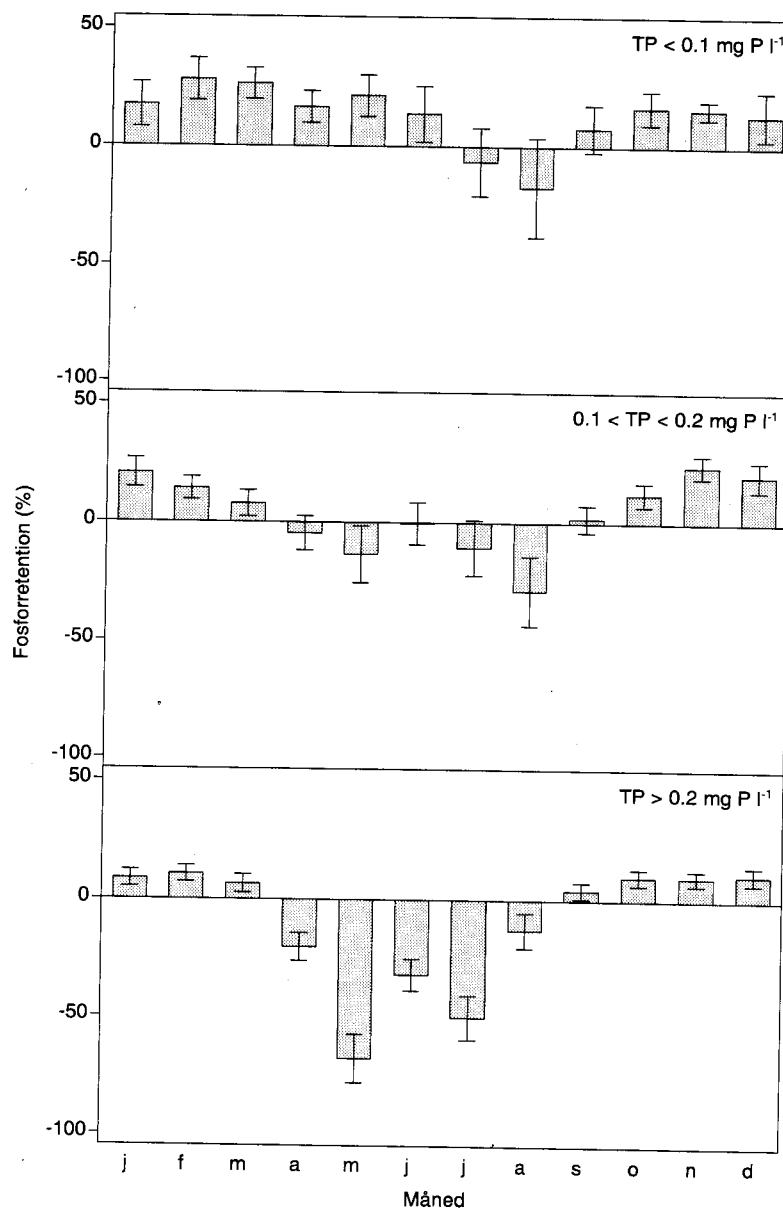
### 6.3 Den årlige tilbageholdelse af fosfor (16 søer)

Den årlige nettotilbageholdelse af fosfor i de 16 søer varierer også med næringsstofniveau (Fig. 6.3). I de mindst næringsrige søer ( $P_{som} < 0,1 \text{ mg P l}^{-1}$ ) er tilbageholdelsen næsten altid positiv, mens mange af de mere næringsrige søer ( $P_{som} > 0,2 \text{ mg P l}^{-1}$ ) har en negativ tilbageholdelse. I kategorien med  $P_{som}$  mellem 0,4 og 0,8  $\text{mg P l}^{-1}$  er den årlige nettotilbageholdelse negativ i mere end 50% af søerne.

Tilbageholdelsen beregnet ud fra en Vollenweider-model viser ligeledes, at der især blandt de næringsrige søer er en væsentlig lavere tilbageholdelse af fosfor, end det kunne forventes. Dette tyder på, at en stor del af disse søer langt fra er i ligevægt med den nuværende eksterne fosforbelastning.

### 6.4 Sæsonvariationen i tilbageholdelsen af fosfor (16 søer)

Den sæsonmæssige tilbageholdelse af fosfor viser, at det først og fremmest er om sommeren, at der er en betydelig påvirkning fra sedimentet (Fig. 6.4). I de næringsrige søer ( $P_{som} > 0,1 \text{ mg P l}^{-1}$ ) er der en negativ tilbageholdelse fra april til september. De mest næringsrige ( $P_{som} > 0,2 \text{ mg P l}^{-1}$ ) har den største frigivelse. Selv i søer med  $P_{som}$  under  $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$  er der i juli og august en negativ tilbageholdelse af fosfor.



Figur 6.4. De månedlige fosfor-retentioner (%±SE) for de 16 søer 1989-96 inddelt i 3 total-P-kategorier.

Det er karakteristisk, at der især i maj og juli er en høj negativ tilbageholdelse. I de mest næringsrige ( $P_{\text{som}} > 0,2 \text{ mg P l}^{-1}$ ) frigives her, hvad der svarer til 50-70% af indløbstilførslen.

Til gengæld er der generelt kun en beskedne eller mindre negativ tilbageholdelse i juni måned. Dette gælder især for søer med  $P_{\text{som}}$  mellem 0,1 og 0,2 mg P l<sup>-1</sup>, men effekten ses også ved koncentrationer over 0,2 mg P l<sup>-1</sup>. Denne effekt skal tilskrives den klarvandsperiode, der ses i mange søer i starten af sommeren. I nogle uger, indtil fiskeyngelen kommer frem, optræder zooplanktonet her i så store mængder, at de yder et betydeligt græsningstryk på planteplanktonet. En lignende effekt er set i mange af de biomanipulerede søer, idet fosforkoncentrationen ofte falder, efter at der er opnået mere klarvandede forhold (Søndergaard et al., 1998).

Baggrunden for den positive effekt af klarvandsfasen på tilbageholdelsen af fosfor skyldes sandsynligvis flere forhold. Blandt de vigtigste er formentlig, at den reducerede sedimentation påvirker fosforfri-

givelsen fra sedimentet via mindsket omsætning og forbrug af ilt og nitrat i sedimentoverfladen samt at de forbedrede lysforhold fører til en øget bentisk produktion, hvilket kan være med til at lægge låg på sedimentets fosforpulje. Kendskabet til disse mekanismer er imidlertid mangelfuld.

Den markante sæsonvariation i tilbageholdelsen af fosfor ved alle næringsstofniveauer tyder på en tæt kobling til temperatur og biologiske processer i søen. En positiv tilbageholdelse om vinteren - også i de mest næringsrige søer - peger på, at iltforholdene i overfladesedimentet har stor betydning. Om vinteren er sedimentationen og omsætningen af organisk materiale lille, hvilket betyder, at ilt og nitrat kan trænge længere ned i sedimentet og dermed forbedre bindingskapaciteten af fosfor (*Jensen og Andersen, 1992*). I løbet af foråret mindskes tykkelsen af det iltede overfladelag, og der er basis for en øget frigivelse, også fra den del, som er ophobet i løbet af vinteren. Det sidstnævnte er måske baggrunden for, at den største frigivelse fra sedimentet opnås i maj i de næringsrige søer.

## 6.5 Ligevægt eller ikke ligevægt ?

I hvor høj grad er de observerede sæsonmæssige variationer i koncentrationer og tilbageholdelse af fosfor påvirket af den faldende tilførsel til søerne? Besvarelsen af dette spørgsmål er desværre ikke så let, fordi vi mangler data, der kvantificerer den historiske belastningsudvikling.

Den nedgang i fosforkoncentration, der er set i mange vandløb (*Windolf et al., 1997*), peger imidlertid på, at belastningen til mange søer er reduceret markant igennem de sidste 10-20 år. Det må også gælde søerne, der er medtaget i denne analyse, og som derfor ikke kan antages at være i ligevægt. Som også vist, støttes denne vurdering af, at tilbageholdelsen af fosfor i de næringsrige søer er langt mindre end beregnet ved Vollenweider-relationen. Dermed er det mest rimelig at se de beskrevne sæsonvariationer i fosforkoncentration og tilbageholdelse som repræsentative for de søer, som inden for de sidste 10-20 år har været genstand for en reduceret fosfortilførsel.

## 7 Lavvandede søer i næringsstofintervallet, hvor både den klarvandede og den uklare tilstand er mulig - fire eksempler blandt overvågningssøerne

### 7.1 Indledning

De seneste års forskning og overvågning har vist, at søer, som i ligevægt med den eksterne fosfortilførsel har en fosforkoncentration på 0,050-0,150 mg P l<sup>-1</sup>, kan forekomme i to meget forskellige tilstande. De kan enten være meget klarvandede eller meget uklare. Flere af overvågningssøerne befinder sig i dette fosforinterval.

For at få en bedre indsigt i, hvad der karakteriserer de forskellige tilstande og om årsagerne til, at de befinder sig i enten den ene eller den anden tilstand, har vi foretaget en analyse af data fra fire overvågningssøer med en middelfosforkoncentration på omkring 0,1 mg P l<sup>-1</sup> på årsbasis. De fire søer er: Røgbølle Sø og Damhussøen, som begge er klarvandede, Hejrede Sø, som har været uklar fra 1989-1995, hvorefter den formentlig på grund af fiskedød om vinteren skiftede til en klarvandet tilstand, og endelig Hinge Sø, som er uklar. Vi vil i dette afsnit specielt fokusere på betydningen af dyreplanktonets græsning for vandets klarhed. Analysen er kun baseret på talmateriale fra 1989-1996. For Hejrede Sø er data fra 1996 udeladt, fordi søen her var klarvandet.

### 7.2 Karakteristik af søerne

De fire søer er alle lavvandede med middeldybder på 0,9-1,6 m og maksimumdybder på <4 m (Tabel 7.1). Damhussøen ligger i udkanten af København og får ved pumpning vand tilført fra Harrestrup å med henblik på at opretholde et konstant vandvolumen. Dette vandløb får tilført opspædet spildevand fra overløbsbygværker. De øvrige søer er beliggende i landbrugsområder. Ingen af disse søer tilføres spildevand fra punktkilder, men får kun bidrag fra spredt bebyggelse og landbrugsdrift. I gennemsnit for perioden varierede middelbelastningen af totalfosfor (TP) til de fire søer mellem 0,3 og 3,3 g P m<sup>-2</sup> og belastningen var 5-11 gange højere til de uklare søer (Hinge Sø og Hejrede Sø, Tabel 7.1). Kvælstof (TN) belastningen varierede mellem 5-167 g N m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>, og belastningen var 19-34 gange højere til de uklare søer. Det vandføringsvægtede TP:TN -forhold i det tilførte vand var 10-34 i de uklare søer og 48-57 i de klarvandede søer.

Der var kun få undervandsplanter i de to uklare søer. I Hinge Sø var 0,03 og 0,9% af søens areal dækket af planter ved undersøgelserne i sensommeren (Tabel 7.1), omfattende spredte områder med især Børstebladet Vandaks, Hjertebladet Vandaks og Aks-tusindblad i bred-

Tabel 7.1. Morfometriske data fra de fire år.

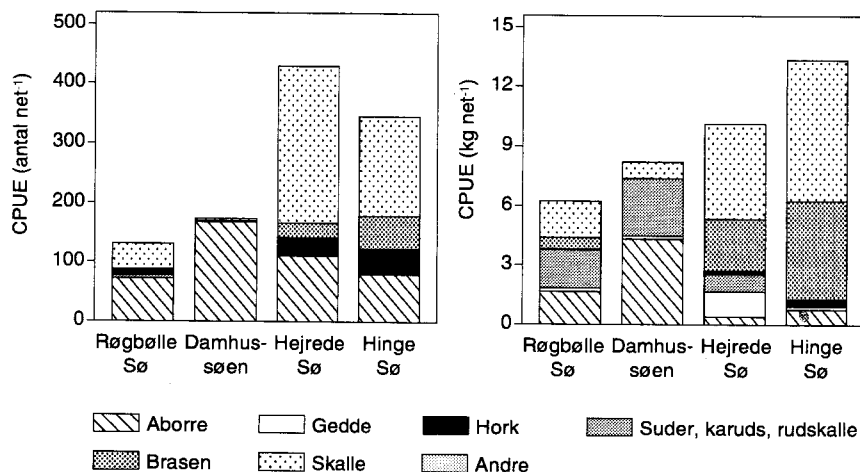
	Ekstern næringsstofbelastning						Middelindløbskoncentration	
	(ha)	(m)	(%)	(g TP m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	(g TN m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	TN:TP	sommer	år
							mg P l <sup>-1</sup>	mg P l <sup>-1</sup>
Røgbølle Sø	197	1,0	42-56	0,3	8,6	34	0,199	0,143
Damhussøen	48	1,6	48-74	0,5	4,8	10	0,191	0,178
Hinge Sø	98	1,2	0,03-0,09	2,9	167	57	0,085	0,114
Hejrede Sø	51	1,0	0	3,3	160	48	0,235	0,170

zonen. I Hejrede Sø var der kun spredte forekomster af Børsteblandet Vandaks og Kruset Vandaks.

I de klarvandede søer var der derimod udbredt forekomst af undervandsplanter i alle undersøgelsesårene. De kvantitative data fra 1993-1996 for Røgbølle Sø og Damhussøen viser, at Børsteblandet Vandaks, kransnålalger, Vandpest og Tornfrøet Hornblad dominerede. Ydermere blev der observeret trådalger. I Damhussøen varierede dækningsgraden af undervandsplanter i sensommeren mellem 48% og 74%, trådalger mellem 0-40% og det plantefyldte volumen (RPV) var 10-13 %. I Røgbølle Sø var dækningsgraden af planter ligeledes høj. Her varierede den mellem 42-52% for undervandsplanter og mellem 15-39% for trådalger, mens RPV var 14-28%.

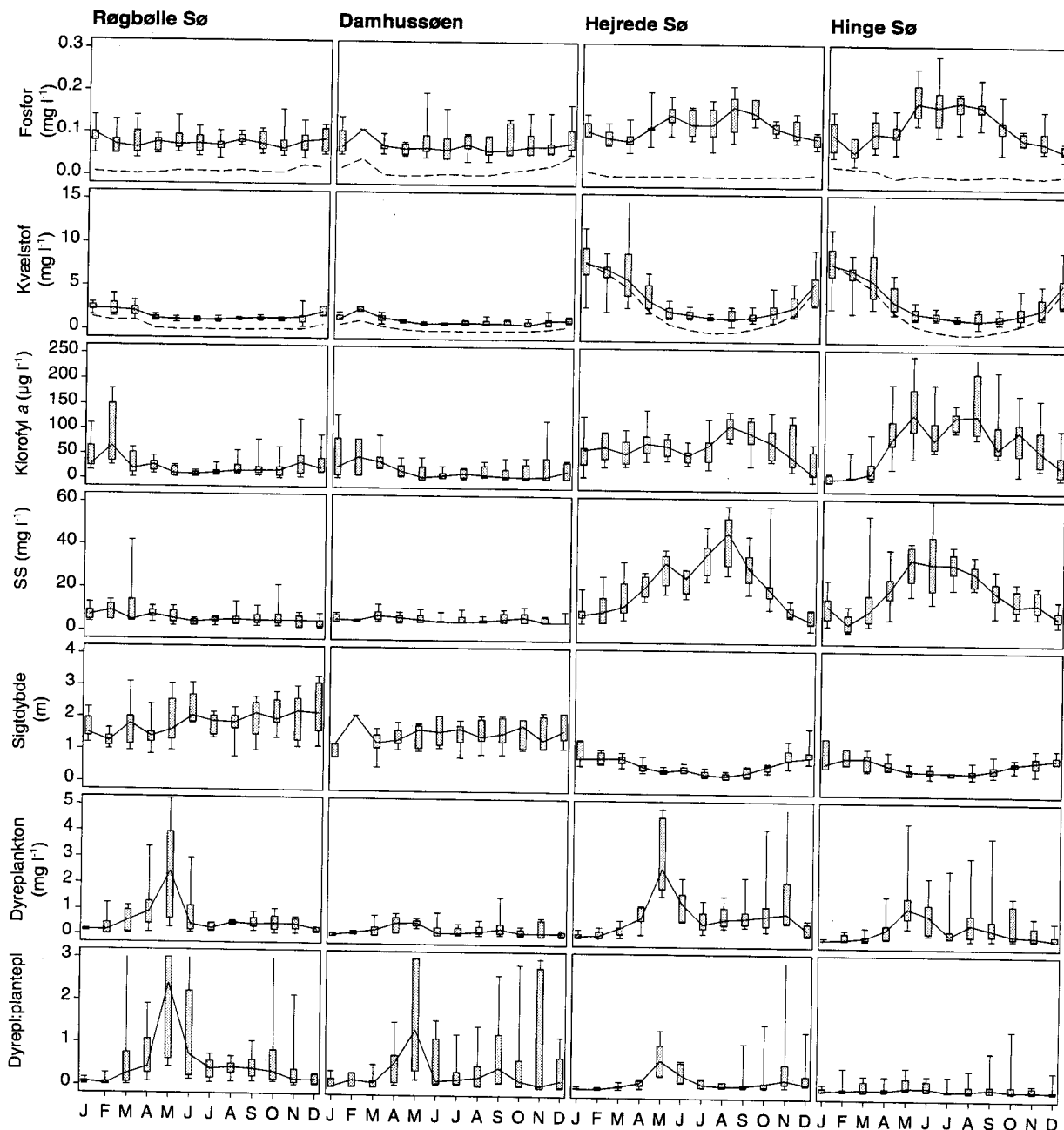
Fiskeundersøgelserne med gællenet viste en betydelig forskel i mængden og sammensætningen af fisk. CPUE på vægtbasis (fangst pr. gællenet med forskellige maskevidder) i gennemsnit for de år, der er foretaget fiskeundersøgelser, varierede mellem 6,3 og 8,1 kg pr. net i de to klarvandede søer og mellem 10,1-13,3 kg pr. net i de to uklare søer (Fig. 7.1). CPUE i antal fisk var ligeledes lavere i de klarvandede søer, nemlig 130-174 fisk pr. net mod 349-430 fisk pr. net i de uklare søer (Fig. 8.1).

I de uklare søer var fiskebestanden domineret af karpfisk både på antal- og på vægtbasis. Skalle og brasen udgjorde alene 64-67% af det samlede antal fangede fisk i gællenettene og 89-93% på vægtbasis. Omvendt dominerede aborre i de klarvandede søer, hvor den udgjorde 55-97% af bestanden af fisk og 27-53% på vægtbasis. Desuden var biomassen af bredzone arter som suder, karuds og rudskalle relativt stor i disse søer.



Figur 7.1 Fiskebestandens sammensætning og mængde i fire overvågnings-søer. Data repræsenterer et gennemsnit af fangster i gællenet i de 2-3 år, hvor der har været gennemført fiskeundersøgelser.





Figur 7.2 Boxplot diagram, der viser sæsondynamikken i koncentrationen af totalfosfor (-), ortho-fosfat (---), totalkvælstof (-), uorganisk kvælstof (---), klorofyl *a*, suspenderet stof (SS), sigtdybde, dyreplanktonbiomasse (tv) og dyreplankton:planteplankton biomasse (tv:tv) i pelagiet i to klarvandede (venstre) og to uklare søer. Den fuldtotrukne linje og de brudte streger repræsenterer medianværdier. Også 10, 25, 75 og 90% vises. Data omfatter 7-8 år. Data fra Hejrede Sø i 1996 er udeladt, da søen her skiftede til den klarvandede tilstand.

Rovfiskenes samlede andel af biomassen var blot 8-16% i de uklare søer og 29-55% i de klarvandede søer. Den højere rovfiskeandel i Hejrede Sø sammenlignet med Hinge Sø kan skyldes opfiskningen af karpfisk i Hejrede Sø, som har fundet sted siden 1991. I perioden frem til 1994 er der i alt fjernet 72 kg ha<sup>-1</sup>.

Fiskebestandens sammensætning var således markant forskellig i de to søtyper. Det må antages, at rovfiskene yder et stort prædationstryk på de planktivore fisk i de to klarvandede søer, mens rovfiskebestanden er for lille til at kunne regulere de planktivore fisk i de to uklare søer. Dominansen af især aborre i søer med mange undervandsplanter stemmer godt overens med resultater fra danske søer generelt

(Müller, 1997; Jeppesen, 1998). Aborren er bedre end skallen til at søge føde i vegetationen, mens det omvendte er tilfældet på åbent vand - i hvert fald i søer med et næringsstofniveau på det aktuelle TP niveau på  $0,1 \text{ mg l}^{-1}$ . Det betyder, at aborren er en effektiv konkurrent til skallen i planterige søer, og forudsat at den kan nå igennem en ofte iagttaget flaskehals, når den skifter fra dyreplankton til bunddyr, vil den senere kunne virke som rovfisk på fredfisk som skalle og brasen. Brasen trives endvidere meget dårligt i søer med mange undervandsplanter, hvilket yderligere forbedrer aborrens mulighederne for at komme igennem stadiet, hvor bunddyr er den væsentligste føde, fordi brasen er en effektiv "støvsuger" af bunddyr på åbent vand.

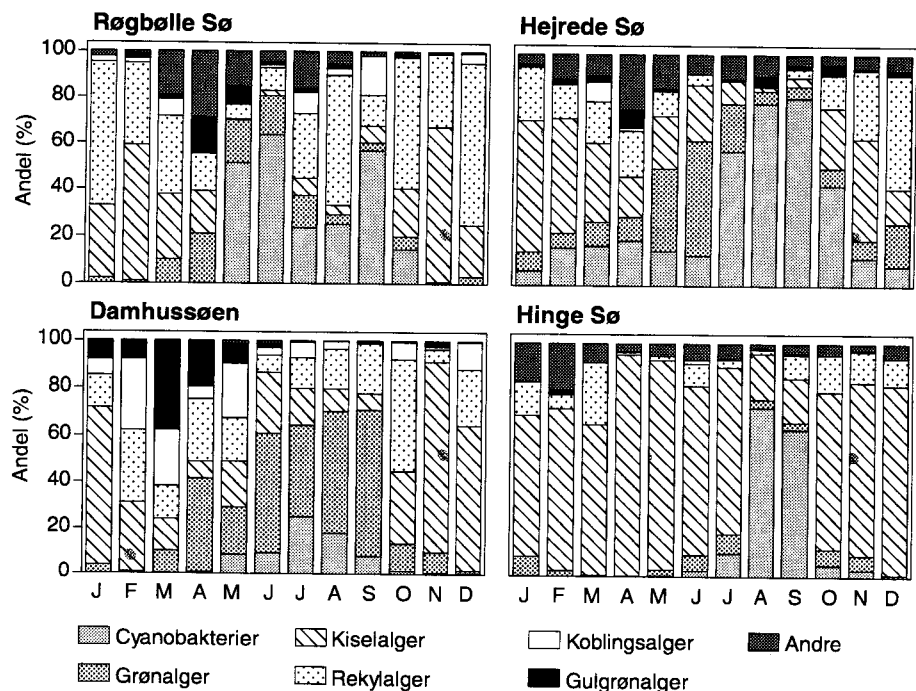
Den store forskel i undervandsvegetationens udbredelse og i fiskebestandens sammensætning og mængde har, som vi skal se i de følgende afsnit, stor effekt på næringsstofniveau og de biologiske samfund og samspil i de frie vandmasser.

### 7.3 Vandkemi

Selv om der var en betydelig forskel i fosforbelastningen, var der kun en mindre forskel i årsmiddelkoncentrationen af fosfor i søvandet (TP). TP var således  $0,080\text{-}0,082 \text{ mg P l}^{-1}$  i Røgbølle Sø og Damhussøen og  $0,120\text{-}0,128 \text{ mg P l}^{-1}$  i Hejrede og Hinge Sø. Om vinteren var TP nogenlunde den samme i alle søerne (hhv.  $0,080\text{-}0,082 \text{ mg P l}^{-1}$  og  $0,098\text{-}0,100 \text{ mg P l}^{-1}$ ) (Fig. 7.2). Derimod var TN markant højere i de uklare søer, især om vinteren. Middelkoncentrationen af TN på årsbasis varierede mellem  $1,2$  og  $1,5 \text{ mg l}^{-1}$  i de klarvandede søer og mellem  $4,0\text{-}4,3 \text{ mg l}^{-1}$  i de uklare søer (Fig. 7.2). Om sommeren var TN:TP nogenlunde ens i alle søer (12-15), mens vinterforholdet var markant højere i de uklare søer (44-60) end i de klarvandede søer (17-23).

Tablet 7.2. Interpoleret sommer middel (SE, n = 7-8) biomasse af dyreplankton, klorofyl *a* og biomasse forholdet mellem dyreplankton og planteplankton

	Dyreplankton ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	klorofyl <i>a</i> ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Dyreplankton:planteplankton (tv:tv)
Røgbølle Sø	878±145	17±2	0.78±0.11
Damhussøen	345±63	14±3	0.45±0.09
Hejrede Sø	1380±133	74±9	0.32±0.06
Hinge Sø	1005±238	131±9	0.13±0.04



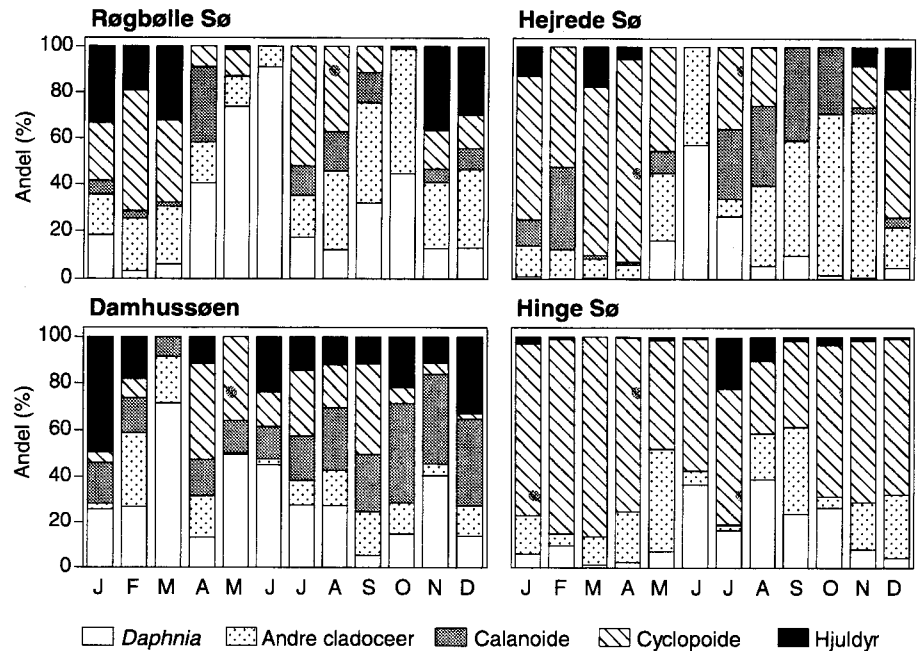
Figur 7.3. Sæsondynamikken i bidraget fra forskellige planteplanktongrupper til den totale biovolumen af planteplankton i to klarvandede (venstre) og to uklare søer. Data repræsenterer et gennemsnit fra 7-8 år.

## 7.4 Planteplankton

I overensstemmelse med forskellen i klorofyl *a* var der stor forskel i det gennemsnitlige biovolumen af planteplankton, som lå på  $16-17 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  som årsgennemsnit i de to uklare søer og på  $3-5 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  i de klarvandede søer. For sommeren var de samme cifre hhv.  $22-28 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  og  $2-5 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ . Den relative betydning af de forskellige algetyper varierede ligeledes (Fig. 7.3). Markant er den større dominans af rekyalger, koblingsalger og gulgrønalger i de klarvandede søer, hvilket stemmer med erfaringer fra andre søer med høj plantetæthed (Schriver *et al.*, 1995; Søndergaard & Moss, 1998; Van den Berg *et al.*, 1998).

## 7.5 Dyreplankton

Der var ikke en klar forskel i dyreplanktonets gennemsnitsbiomasse på årsbasis i de klarvandede og uklare søer, hvorimod sommer midelværdierne var højere i de uklare søer. Som følge deraf var forholdet mellem niveauet om sommeren og vinteren noget lavere i de klarvandede søer (1,2-2,0) end i de uklare søer (2,4-3,4). I alle fire søer steg dyreplanktonbiomassen i foråret fra lave vinterværdier og nåede op på et årligt maksimum i maj, hvorefter biomassen var relativt lav i den resterende del af året (Fig. 7.4). *Daphnia*'s andel af den totale biomasse var i gennemsnit for året 26-31% i de klarvandede søer og kun 11-19% i de uklare søer, hvorimod små cladoccer, hovedsageligt *Bosmina longirostris* og cyclopoide copepoder, dominerede i de uklare søer (Fig. 7.4). Procentandelen af *Daphnia* var specielt høj i de klarvandede søer i starten af sommeren, hvor også dyreplanktonbiomassen var højest. *Daphnia* blev desuden observeret gennem hele sæsonen i de klarvandede søer, hvorimod de ikke var til stede eller kun



Figur 7.4 Sæsondynamikken i bidraget fra forskellige dyreplanktongrupper til den totale biovolumen af dyreplankton i to klarvandede (venstre) og to uklare søer. Data repræsenterer et gennemsnit fra 7-8 år.

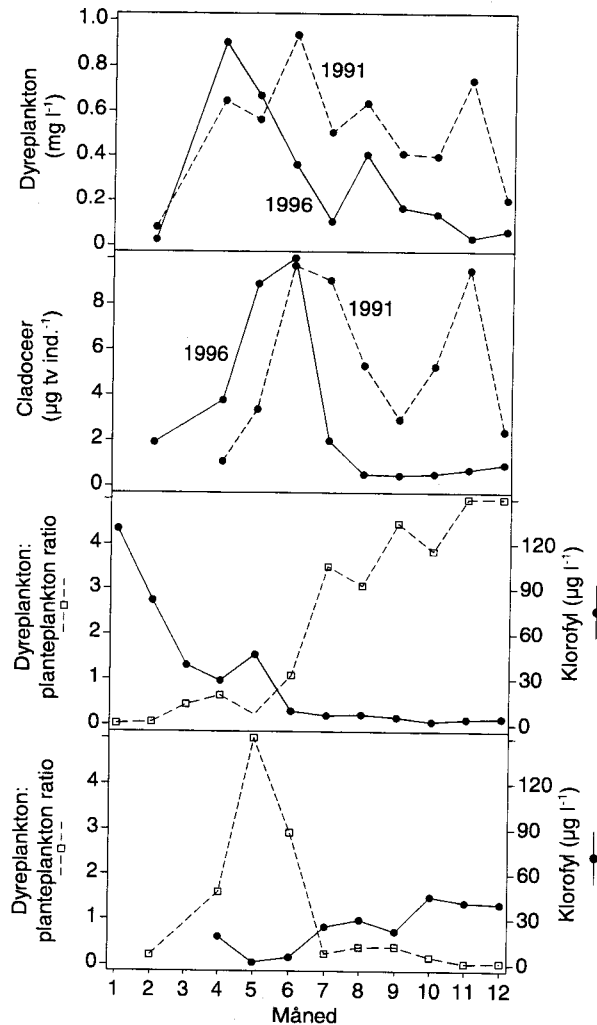
forekom i meget små mængder i de uklare søer om vinteren (Fig. 7.4). Den større andel af *Daphnia* og den mindre dominans af cyclopoide vandløpper i de klarvandede søer peger på et lavere prædationstryk fra fisk, hvilket stemmer godt med fiskeundersøgelserne.

Om sommeren var forholdet mellem biomassen af dyreplankton og planteplankton meget forskelligt i de to søtyper, nemlig 0,12-0,32 i de uklare søer og 0,45-0,78 i de klarvandede søer, hvorimod der ikke blev observeret forskelle om vinteren (Fig. 7.1). De høje sommerværdier i klarvandede søer tyder på, at dyreplanktonet yder et stort græsningstryk på planteplanktonet, mens der med undtagelse af forsommerperioden i Hejrede Sø kun var et ringe græsningstryk på planteplanktonet i de uklare søer.

En anden karakteristisk forskel mellem de to søtyper er et betydeligt større dyreplankton:planteplankton forhold om sommeren end om vinteren (sommer:vinter: 3,1-4,7) i de klarvandede søer, mens forholdet kun var 1,4-2 gange højere i de uklare søer. Denne forskel ses også i de øvrige overvågningssøer og kan bl.a. skyldes, at undervandsplanterne i de klarvandede søer om sommeren yder et særlig beskyttelse mod prædation fra fisk (jf. kapitel 8).

## 7.6 Effekten af år-til-år variationer i fiskeantal

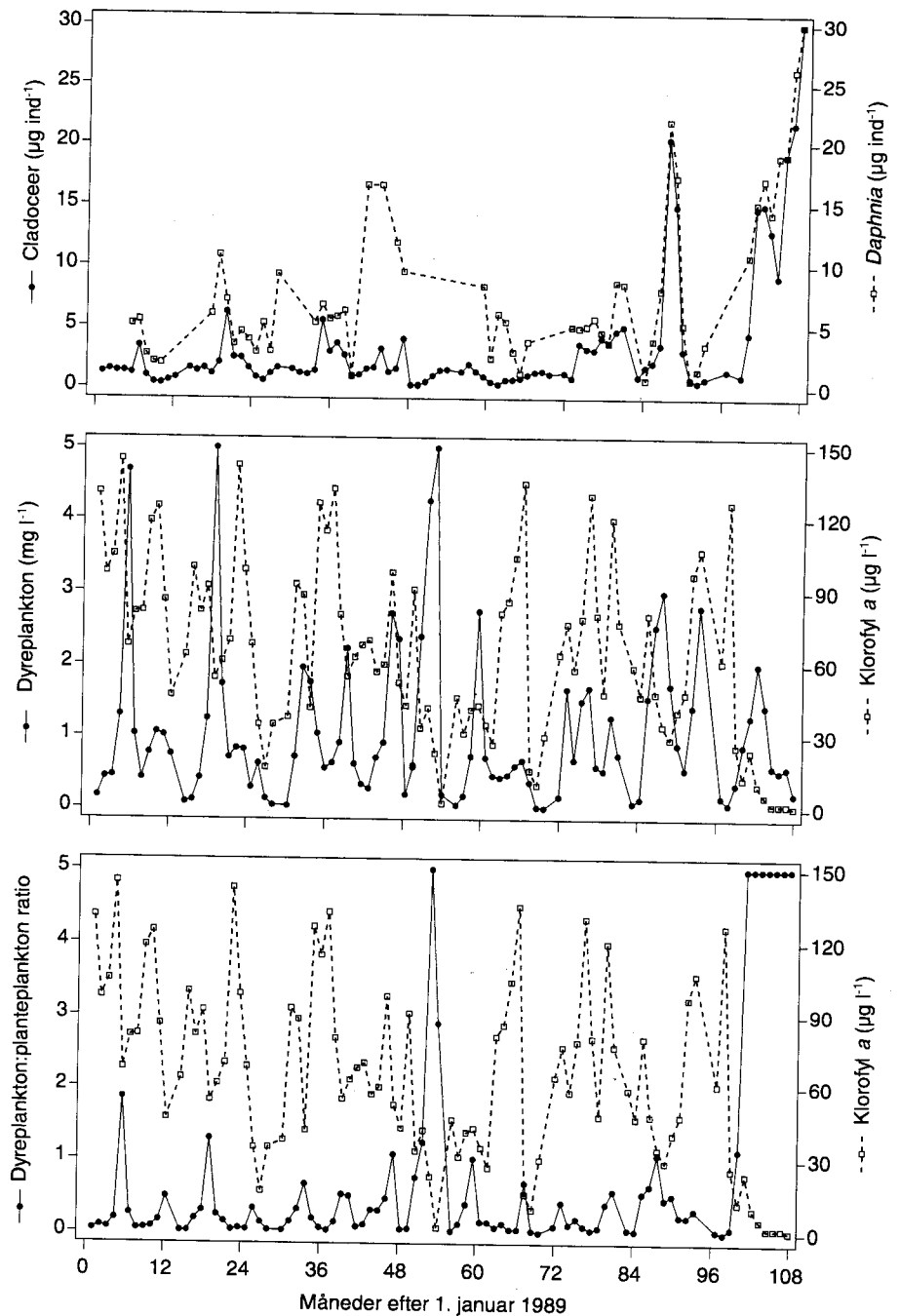
Effekten af år-til-år variationer i fiskeantal kan yderligere belyse betydningen af prædator kontrol (kaldet top-down kontrol). I Damhussøen var CPUE på antalsbasis således højere i 1996 end i 1991. Dette skyldes lav forekomst af aborre yngel i 1991, hvilket sandsynligvis hænger sammen med lave temperaturer tidligt på sommeren. CPUE i antal var således 67 pr. net i 1991 og 280 pr. net i 1996.



Figur 7.5 Sæsonvariationen i biomassen af dyreplankton, middelstørrelsen af cladoceer ("dafnier"), biomasseforholdet mellem dyreplankton og planteplankton samt klorofyl *a* (fuld linie) i hhv. 1991 (3. delfigur) og 1996 (nederste delfigur).

Forskellen i CPUE afspejles også i dyreplanktonet om sommeren og i efteråret. Biomassen var således væsentlig større i 1991 på trods af en lavere mængde føde i form af planteplankton. Desuden var dyreplanktonet i højere grad domineret af store arter som *Daphnia* (Fig. 7.5). Som en konsekvens af det første var dyreplankton:planteplankton forholdet væsentligt højere i 1991, hvilket kan forklare et væsentligt lavere niveau af klorofyl *a* om sommeren og i efteråret i dette år sammenlignet med 1996.

I Hejrede Sø var CPUE på antalsbasis højt i både 1989 og 1994, men på vægtbasis var CPUE noget højere i 1994. Middelvægten af cladoceer og forholdet mellem dyreplankton:planteplankton biomassen var lavt begge år, men en smule lavere i 1994. Følgelig var klorofyl *a* lav efter den klarvandede periode tidligt på sommeren (Fig. 7.6). Imidlertid øgedes dyreplanktonbiomassen, middelvægten af cladoceer og forholdet mellem dyreplankton:planteplankton væsentligt efter fiskedød i vinteren 1995/96 i forbindelse med en længerevarende periode med isdækning i vinteren 1995/96 (Fig. 7.6). Det medførte dominans af store arter af dyreplankton og et drastisk fald i klorofyl i 1996.



Figur 7.6. Øverst: Sæsonvariation (1989-1997) i Hejrede Sø i middelbiomasen af cladoceer (-) og *Daphnia* (...); midt: biomasse af dyreplankton (-) og klorofyl *a* (...) og nederst: forholdet mellem dyreplankton og planteplankton (-) samt klorofyl *a* (...)

## 7.7 Hvad består suspenderet stof af, og hvordan påvirkes koncentrationen af græsning?

Græsning på planteplanktonet må således antages at være stor i de klarvandede søer om sommeren. Spørgsmålet er så, i hvor høj grad det påvirker vandets klarhed. I flere af de tidligere rapporter og Kristensen *et al.* (1990) er det vist, at der er en nøje sammenhæng mellem mængden af suspenderet stof og sigtdybden, og at suspenderet stof stiger med forhold som søens næringsrigdom målt som TP(+), vanddybden(-), overfladearealet (+) og i lavvandede søer også mængden af brasen(+).

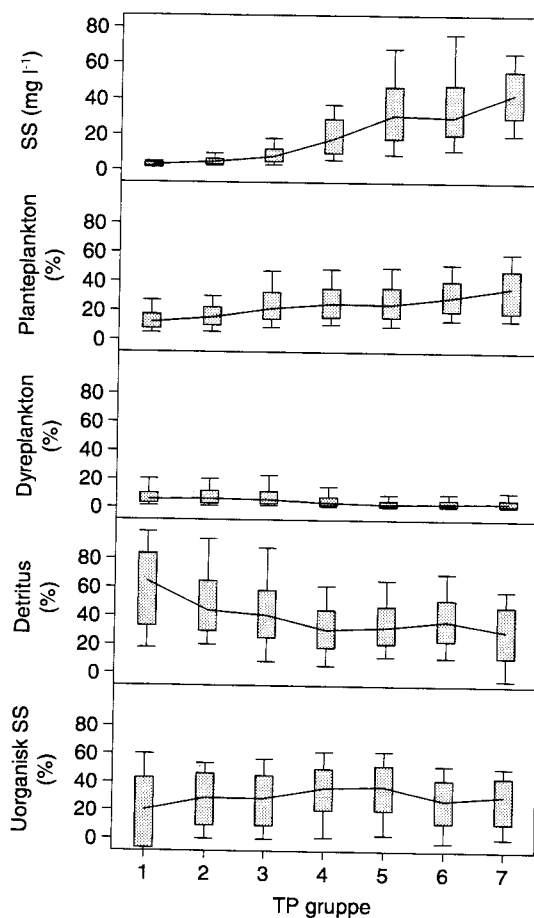
Suspenderet stof omfatter imidlertid andet end planteplankton, nemlig detritus, dyreplankton og uorganiske stoffer. Med henblik på at vurdere, hvilken betydning et højt græsningstryk på planteplanktonet har på vandets klarhed, har vi først analyseret, hvordan den indbyrdes betydning af de fire komponenter for den samlede mængde suspenderet stof ændres langs en fosforgradient. (Fig. 7.7). Vi har beregnet de forskellige fraktioner under følgende antagelser:

Planteplanktonets biovolumen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ) er omregnet til tørvægt ved at multiplicere med 0,29. Detritusandelen af suspenderet stof (SS) og uorganisk suspenderet stof blev beregnet ud fra partikulært COD (PCOD) som følger:

$$\text{Detritus} = \text{PCOD} \cdot 0,8 - \text{planteplanktonbiomasse} - \text{dyreplanktonbiomasse}$$

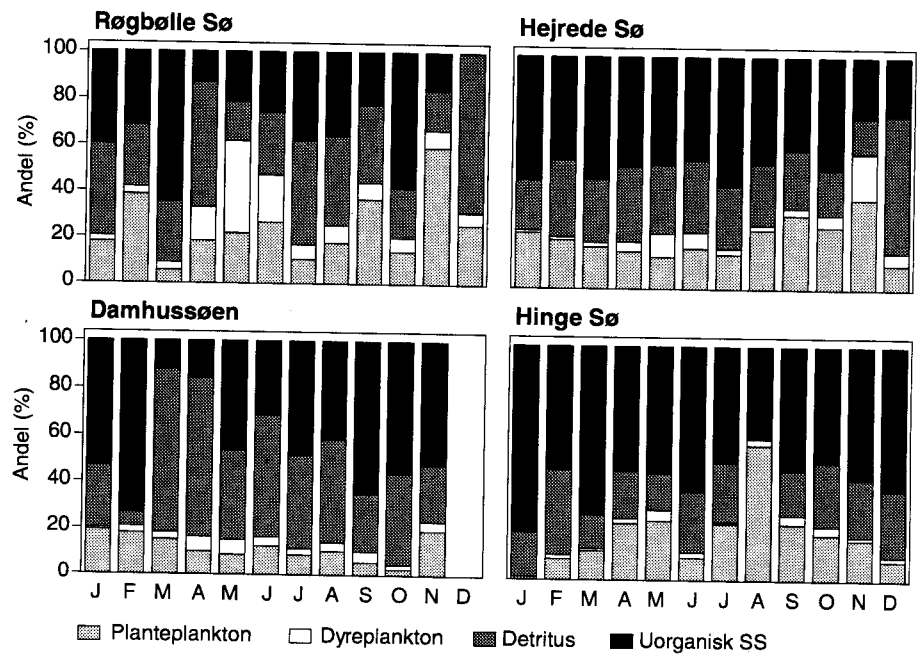
$$\text{Uorganisk SS} = \text{total SS} - \text{PCOD} \cdot 0,8$$

For nogle søer findes også informationer om glødetabet, og en sammenligning af de beregnede værdier ud fra målinger og ovennævnte formel og PCOD viste god overensstemmelse, hvilket underbygger anvendeligheden af den anvendte beregningsformler.



Figur 7.7 Boxplot diagram, der viser suspenderet stof (SS) og bidraget til SS fra planteplankton, dyreplankton, detritus og uorganisk suspenderet stof i forskellige klasser af totalfosfor (TP) (1 = 0-0,025, 2 = 0,025-0,05, 3 = 0,05-0,1, 4 = 0,1-0,2, 5 = 0,2-0,4, 6 = 0,4-0,8, 7 ≥ 0,8 mg P l⁻¹). Yderligere informationer findes i teksten til figur 7.2.

Undersøgelsen viste som forventet, at mængden af suspenderet stof stiger med stigende fosforniveau, men der sker store forskydninger i betydningen af planteplankton, dyreplankton, detritus og uorganisk suspenderet stof (Fig. 7.7). Planteplanktonets andel steg fra et meget lavt niveau på 10% (median) i den laveste fosforgruppe (<0,025 mg l<sup>-1</sup>) til 37% i den højeste TP-kategori (>0,8 mg l<sup>-1</sup>). Dyreplanktonets andel var generelt lille (< 6%) og viste en aftagende tendens med stigende TP. Derimod var detritus-andelen høj i alle søer, men aftog fra 64% i den laveste TP-gruppe til 30% i den højeste, mens uorganisk suspenderet stof varierede mellem 20-37% uden at vise nogen entydig tendens.



Figur 7.8 Sæsonvariationen i den procentvise andel af forskellige fraktioner til vandet i fire overvågningssøer.

Det beskrevne mønster ses også i de fire overvågningssøer (Fig. 7.8). Andelen af uorganisk suspenderet stof var højt hele året igennem i alle fire søer, men viste en tendens til lavere værdier i de klarvandede søer, især i foråret og om sommeren. Omvendt var bidraget fra detritus højere i de klarvandede søer, mens bidraget fra planteplankton og dyreplankton varierede over året, men det var generelt lavt.

Resultaterne viser altså, at planteplanktonet i den klarvandede tilstand kun bidrager beskedent til suspenderet stof. Man kunne derfor også fristes til at mene, at dyreplanktonets græsning ikke spiller en vigtig rolle for at fastholde en klarvandet tilstand. Imidlertid tyder resultaterne på, at dyreplanktonet også påvirker andelen af detritus og uorganisk stof - enten direkte eller indirekte. En multipel regression viser som ventet, at suspenderet stof, suspenderet stof fratrukket planteplanktonets andel, detritus og uorganisk suspenderet stof alle er positivt korreleret til TP og negativt til middeldybden (Tabel 7.3). Men den viser også, at forholdet mellem dyreplankton og planteplankton og dermed formentlig også græsningstrykket på planteplanktonet bidrager signifikant negativt til relationen for alle de



Table 7.3. Multiple regressioner, der viser forholdet mellem forskellige fraktioner af suspenderede stoffer og totalfosfor i søvandet, søernes middeldybde og biomasse (tv) og forholdet mellem dyreplankton (dpl) og planteplankton (plp). N = antal prøver. Alle variable er log<sub>e</sub>-transformerede.

	Intercept	Total fosfor (mg P l <sup>-1</sup> )	Middeldybde (m)	dpl:plp (tv:tv)	P<	r <sup>2</sup>	N
Suspenderede stoffer (SS)	3.74±0.03	0.59±0.01	-0.26±0.01	-0.14±0.01	0.0001	0.57	4686
SS÷planteplankton (mg l <sup>-1</sup> )	3.62±0.03	0.59±0.01	-0.27±0.01	-0.08±0.01	0.0001	0.47	4623
Detritus (mg l <sup>-1</sup> )	3.06±0.04	0.55±0.01	-0.30±0.02	-0.04±0.01	0.0001	0.40	3907
Uorganisk SS (mg l <sup>-1</sup> )	2.64±0.05	0.55±0.02	-0.21±0.03	0.09±0.001	0.0001	0.27	3165

nævnte grupper og med næsten samme hældning. Med andre ord er mængden af detritus og uorganisk suspenderet stof også lavere, når græsningstrykket er højt, og dermed er effekten af dyreplanktongræsningen på suspenderet stof som helhed langt større end man skulle forvente alene ud fra ændringen i mængden af planteplankton.

Betydningen af dyreplanktonet er ikke et statistisk artifact. I klarvandsperioden i søer, hvor dyreplanktonets græsning er høj, sker der nemlig som regel et markant fald også i detritus og uorganisk stof, hvilket støtter resultaterne af regressionsanalysen. Der kan være flere grunde til, at dyreplanktonet også påvirker detritus og uorganisk SS.

For det første er flere af zooplanktonplanktonarterne, som f.eks. *Daphnia*, non-selektiv, dvs. at den æder alt med en given partikelstørrelse, som så efter passage af tarmen kan ende på bunden i form af fækulier.

For det andet betyder en høj græsning bedre lysforhold i søen og dermed på søbunden. Dette kan medføre øget vækst af bentiske alger, hvorved søbunden konsolideres, så det bliver sværere at initiere resuspension. For det tredje er et højt græsningstryk oftest forbundet med et lavt prædationstryk fra fisk. Det betyder flere bunddyr som også konsoliderer sedimentet og med en mindsket fiskebetings op-hvirvling til følge.

Det er vanskeligt helt at adskille disse effekter, men der er ingen tvivl om, at et øget græsningstryk fra dyreplankton betyder en formindskelse af alt suspenderet stof og ikke kun af planteplankton.

## 7.8 Sammenfatning

Resultaterne viser en meget stor forskel både i den biologiske struktur som helhed og i sæsondynamikken. Dyreplanktonets græsning spiller en vigtig rolle for at fastholde den klarvandede tilstand i de to søer med mange undervandsplanter, og der kan være stor år-til-år variation i græsningstrykket på planteplanktonet betinget af variation i rekruttering af fiskeyngel med afsmittende virkning på mængden af planteplankton og vandets klarhed. Dyreplankton synes også at mindske mængden af detritus og suspenderet, uorganisk stof. Om der er tale om direkte eller indirekte effekter af græsningen kan analysen dog ikke give svar på.



## 8 Fiskenes regulerende rolle om vinteren

### 8.1 Indledning

Det er nu velkendt, at dyreplankton samfundet om sommeren i meget høj grad er styret af mængden af karpfisk, og at effekten af fiskene har stor indflydelse på dyreplanktonets muligheder for at regulere planteplanktonet.

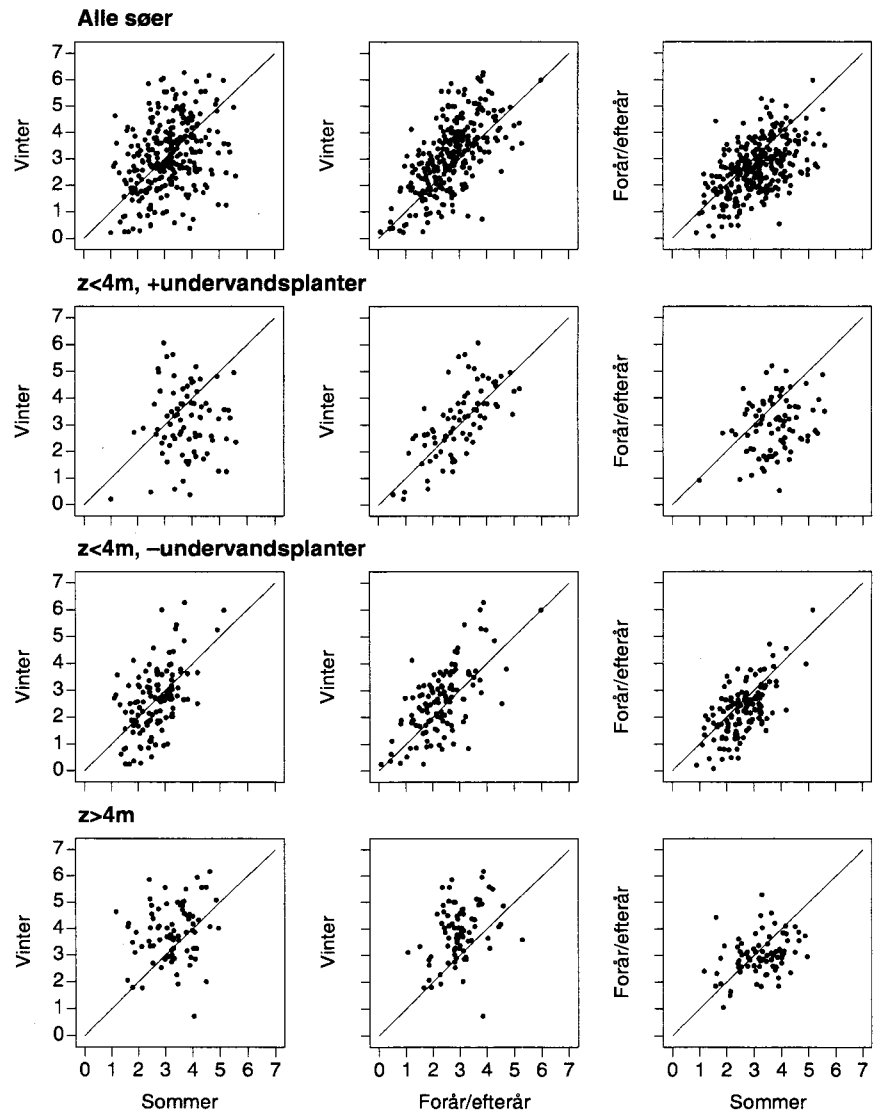
Denne sammenhæng er grundlaget for, at indgreb i fiskebestanden (biomanipulation) kan virke under visse forudsætninger. Men hvordan forholder det sig om vinteren? Den gængse opfattelse er, at fiskenes prædationstryk på dyreplanktonet mindskes om vinteren, og at dyreplanktonet hovedsageligt er begrænset af lave fødekonzentrationer og temperaturer på denne årstid (*Sommer et al., 1986*). Der kan nævnes flere grunde til en mindsket prædation på dyreplanktonet om vinteren. For det første er fiskenes fødesøgningsaktivitet og energibehov mindre om vinteren, men det er væksten af deres fødeemner dog også. For det andet ses ofte aggregeringer af fisk ved bunden eller i opstrøms vandløb, hvilket mindsker prædationsrisikoen. Endelig mindskes antallet af planktivore fisk fra midt-sommer til vinter, i takt med at tæthed af yngel mindskes ved prædation eller pga. fødemangel.

Men der er dog også flere forhold, som kunne betyde et øget prædationstryk. For det første er vandet mere klart om vinteren, og det øger prædationsrisikoen fra visuelt fødesøgende fisk. For det andet kan den fulde opblanding af vandmasserne i de dybere sommerlagdelte søer fjerne dyreplanktonets muligheder for at søge skjul i bundvandet mod fisk. Endelig kan formindskelsen af undervandsplanter i mange søer betyde et tab af refugium mellem planter.

I dette afsnit viser vi på grundlag af data fra overvågningssøerne samt forsøg med biomanipulation, at prædationstrykket på dyreplankton om vinteren kan være overordentligt højt, når mængden af planktivore fisk er stor, og at der er en klar sammenhæng mellem prædationstrykket om sommeren og det, man finder om vinteren. Endvidere viser vi, at der også om vinteren er en betydelig afsmitende virkning af bestandsstørrelsen af planktivore fisk på mængden af planteplankton og vandets sigtddybde.

### 8.2 Metoder

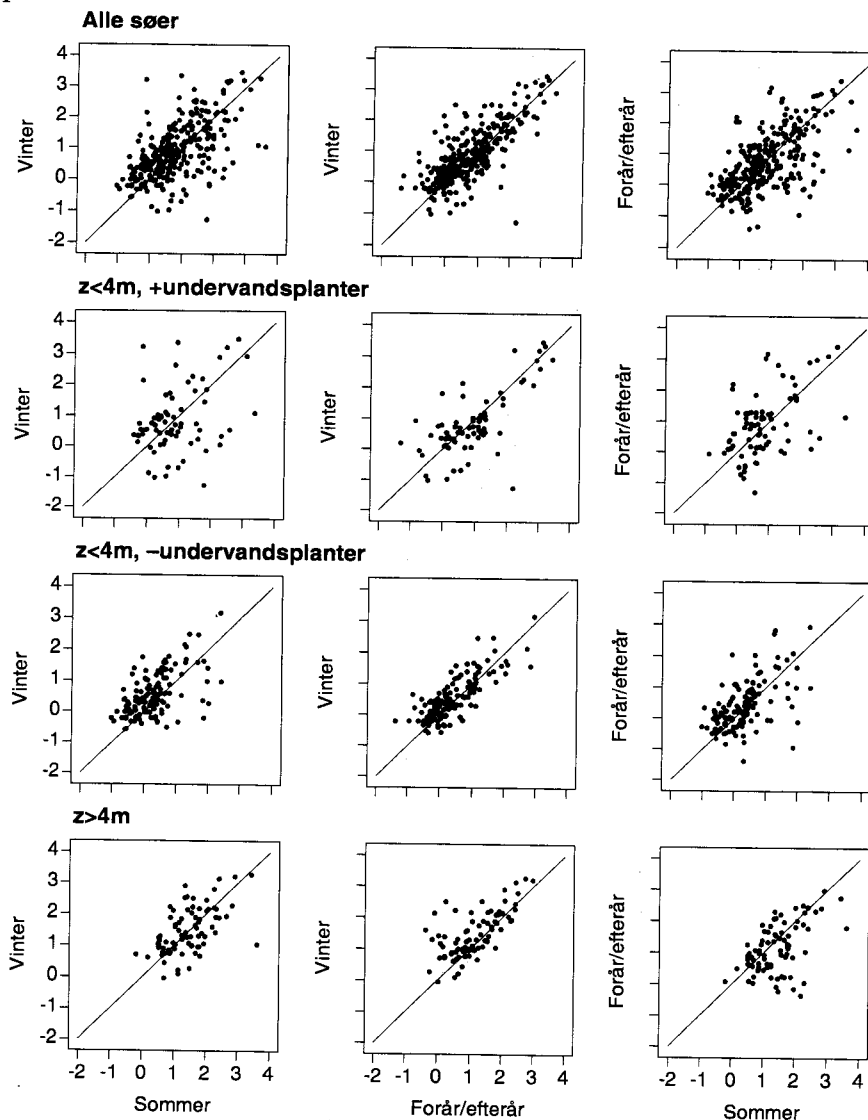
Vi har opdelt datamaterialet i tre perioder, nemlig sommeren, som dækker perioden fra 1. maj til 1. oktober vinteren, som dækker 1. november- 1. januar og forår/efterår, som dækker marts-april og oktober. Vi har således udeladt januar og februar, fordi datamaterialet her på grund af periodisk isdækning er begrænset. Endvidere har vi udeladt brakvandssøer.



Figur 8.1 Forholdet mellem biomassen af dyre- og planteplankton (i %) om vinteren og forår+efterår afbilledet mod samme forhold om sommeren, forår+efterår (alle  $\log_e$ -transformerede) for forskellige søtyper. Data fra de 37 overvågnings søer og alle år indgår.

Vi har endvidere forskudt forårsmånederne ét år tilbage i tid, da det i høj grad er rekrutteringen af yngel i et givent år, som afgør prædationsstrykket i det efterfølgende forår. Det vil derfor være mere rimeligt at sammenligne sommeren med f.eks. forårsdata for det efterfølgende år end for samme år. Vi har så for hver sø og hvert år først beregnet månedsgennemsnit for antallet og biomassen af dyreplankton, cladoccer, *Daphnia* og planteplankton og derefter gennemsnittet for de nævnte perioder. Herefter er dyreplankton:planteplanktonprocenten samt middelvægten af cladoccer og *Daphnia* beregnet. Denne fremgangsmåde er valgt i stedet for at midle ratioerne, for at undgå at enkelte ekstremt høje ratioer bliver bestemmende for gennemsnittet. Vi har analyseret hele materialet under et og desuden opdelt søerne i tre kategorier: 1) Søer med en middeldybde på mindre end 4 meter og med udbredt undervandsvegetation, 2) søer med en middeldybde på mindre end 4 m, men uden undervandsplanter

(eller kun spredte forekomster) og endelig søer med en middeldybde på mere end 4 m.



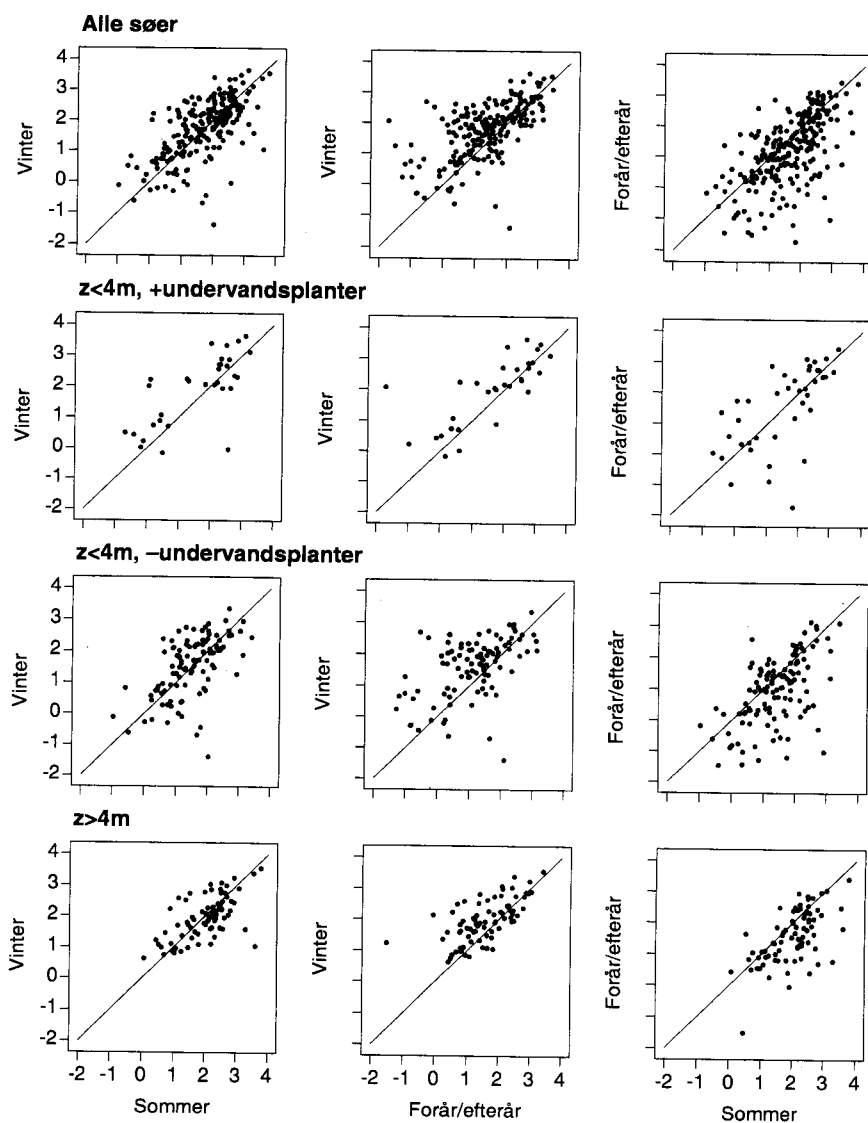
Figur 8.2 Middelvægten af cladoceer om vinteren og forår+efterår afbilledet mod samme værdi om sommeren, forår+efterår (alle  $\log_e$ -transformerede) for forskellige søtyper. Data fra de 37 overvågningssøer og alle år indgår.

### 8.3 Resultater

#### Alle 37 søer

På hele datamaterialet var der en signifikant sammenhæng i dyreplankton:planteplanktonforholdet (%) ( $\log_e$ -transformeret) mellem både sommer og vinter, vinter og forår/efterår og mellem forår/efterår og sommer og mest signifikant for de to sidstnævnte (Fig. 8.1). Relationernes styrke afhænger dog af søtypen.

I lavvandede søer med undervandsplanter var der ikke en signifikant sammenhæng mellem sommer og vinter, men der var en svag sammenhæng mellem forår/efterår og sommer og en særdeles god sammenhæng mellem vinter og forår/efterår.



Figur 8.3 Middelvægten af *Daphnia* om vinteren og forår+efterår afbilledet mod samme værdi om sommeren, forår+efterår (alle  $\log_e$ -transformerede) for forskellige søtyper. Data fra de 37 overvågningssøer og alle år indgår.

Det er endvidere karakteristisk, at ratioen for de fleste datasæt er væsentligt højere om sommeren.

Dyreplanktonets græsningstryk på planteplanktonet må derfor formodes at være langt større om sommeren end om vinteren og i forår/efterår i disse søer, mens der ikke ses nogen forskel mellem forår/efterår og vinter. Disse iagttagelser er helt i overensstemmelse med resultaterne fra de to klarvandede søer, som er analyseret i kapitel 8.

Der er formentlig flere forklaringer herpå. For det første yder undervandsplanterne om sommeren, hvor plantebiomassen er stor, en større beskyttelse mod prædationstryk fra fisk end senere på året. For det andet har dyreplanktonet bedre skjulemuligheder om sommeren, hvor plantetætheden er størst. Hvis denne faktor er af betydning, skulle man også forvente, at gennemsnitsbiomassen af cladoccer og *Daphnia* var større om sommeren, hvilket dog kun var tilfældet for en mindre del af søerne (Fig. 8.2 og 8.3).

For det andet er der i vegetationsrige søer også andre filtrerende organismer, hvoraf nogle sidder på planterne (f.eks. *Sida*) og andre i søbunden (f.eks. muslinger). Disse filtratorer kan medvirke til at mindske planteplanktonet, hvilket ved et givent prædationstryk fra fisk vil øge dyreplankton:planteplanktonforholdet og dermed dyreplanktonets græsningstryk. Endelig kan en øget næringsstofbegrænsning af planteplanktonet, betinget af undervandsplanter og bentiske algers næringsstoffjernelse, også bidrage hertil.

I lavvandede søer uden undervandsplanter var relationen mellem ratioerne på de forskellige årstider generelt bedre end for søer med undervandsplanter, og der var ikke en tydelig sæsonvariation.

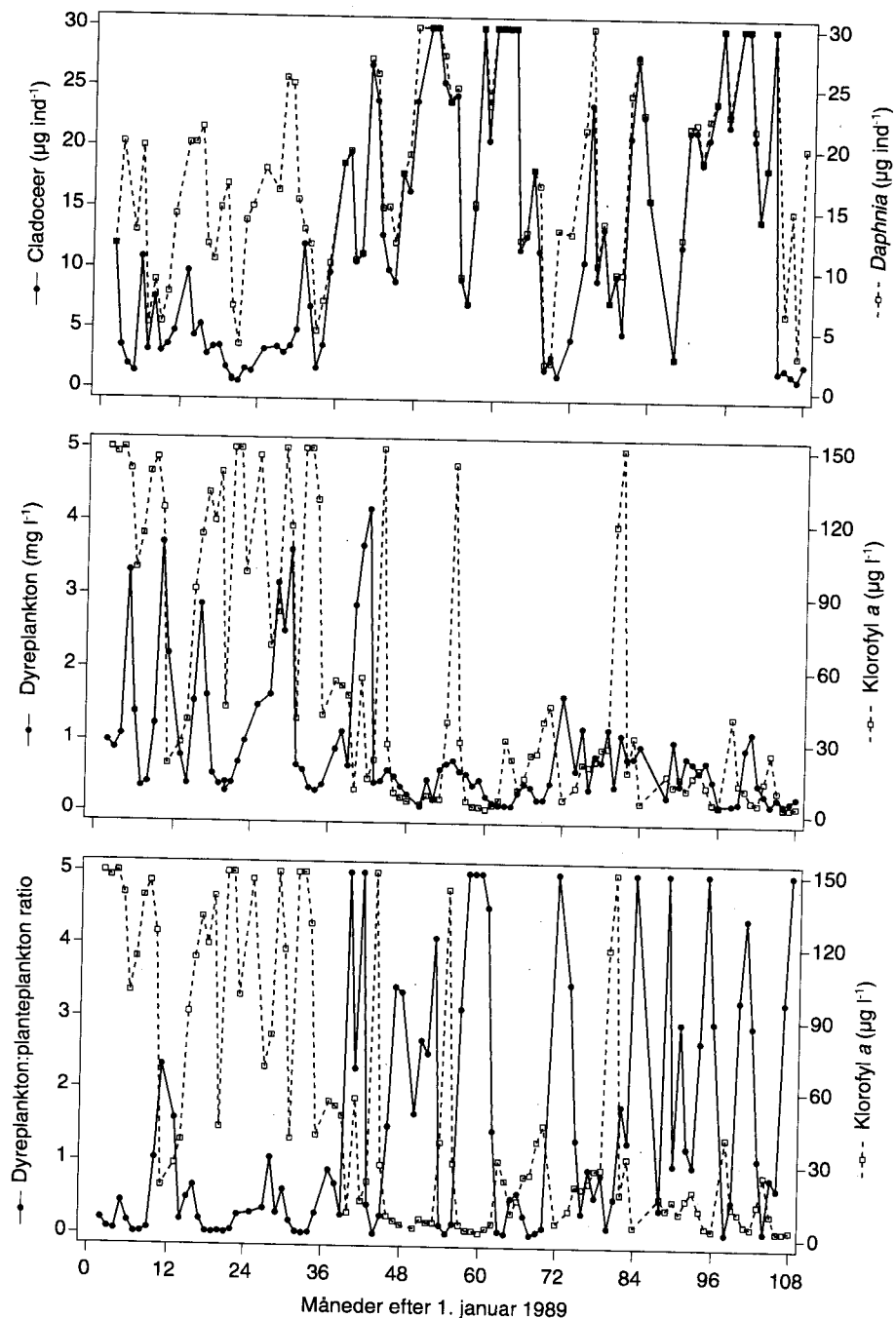
Det ser altså ud til, at de faktorer, som påvirker ratioen om sommeren, har lige så stor styrke i forår/efterår og om vinteren. Som man også skulle forvente, er ratioen generelt lavere for denne søtype, som jo gennemgående er mere næringsrig og har flere planktivore fisk end de lavvandede søer med mange undervandsplanter.

I de dybe søer ses det omvendte mønster af det, der kendetegner de lavvandede søer med mange undervandsplanter. Ratioen var her større om vinteren end i den resterende del af året. En nærliggende forklaring er, at dyreplanktonet om sommeren er mere udsat for at blive ædt af fisk, da både fisk og dyreplankton især forekommer i overfladevandet (epilimnion). Man skulle i så fald forvente, at middelbiomassen af cladoceer og *Daphnia* var mindre om sommeren, hvilket dog ikke er tilfældet (Fig. 8.2 og 8.3).

Set under et viser resultaterne, at ser man bort fra søer med mange undervandsplanter, så er dyreplankton:planteplankton forholdet og dermed antagelig også græsningstrykket på planteplanktonet, om vinteren nøje korreleret til prædationstrykket om sommeren og omtrent lige så stort eller lavt. Desuden er middelbiomassen af cladoceer og *Daphnia* ligeledes næsten ens om sommeren og om vinteren. Dette tyder på, at prædationstrykket på dyreplanktonet i disse søer er omtrent det samme om vinteren som om sommeren.

Der kan rejses indvendinger mod denne konklusion. Det kan hævdes, at dyreplanktonet om vinteren afspejler sommeren prædationstryk, hvorfor den beregnede græsningsrate om vinteren er et artifact, betinget af at dyreplanktonets sammensætning om vinteren skyldes sommerens hændelser. Det kunne f.eks. hævdes, at hvis små arter dominerer om sommeren, er det ikke sandsynligt, at store arter vil klækkes fra hvileæg i den kolde årstid, hvis prædationstrykket fra fisk mindskes. Desuden kunne det hævdes, at rekrutteringen af nye individer er lav, så dyreplanktonsamfundsstrukturen udviser træghed mod forandringer i vinterperioden.

Vi har søgt at belyse disse forhold yderligere ved at analysere data fra søer, som har vist markante ændringer i dyreplankton:planteplanktonforholdet og i størrelsen af *Daphnia* og cladoceer som følge af en opfiskning af fredfisk og/eller på grund af fiskedød.

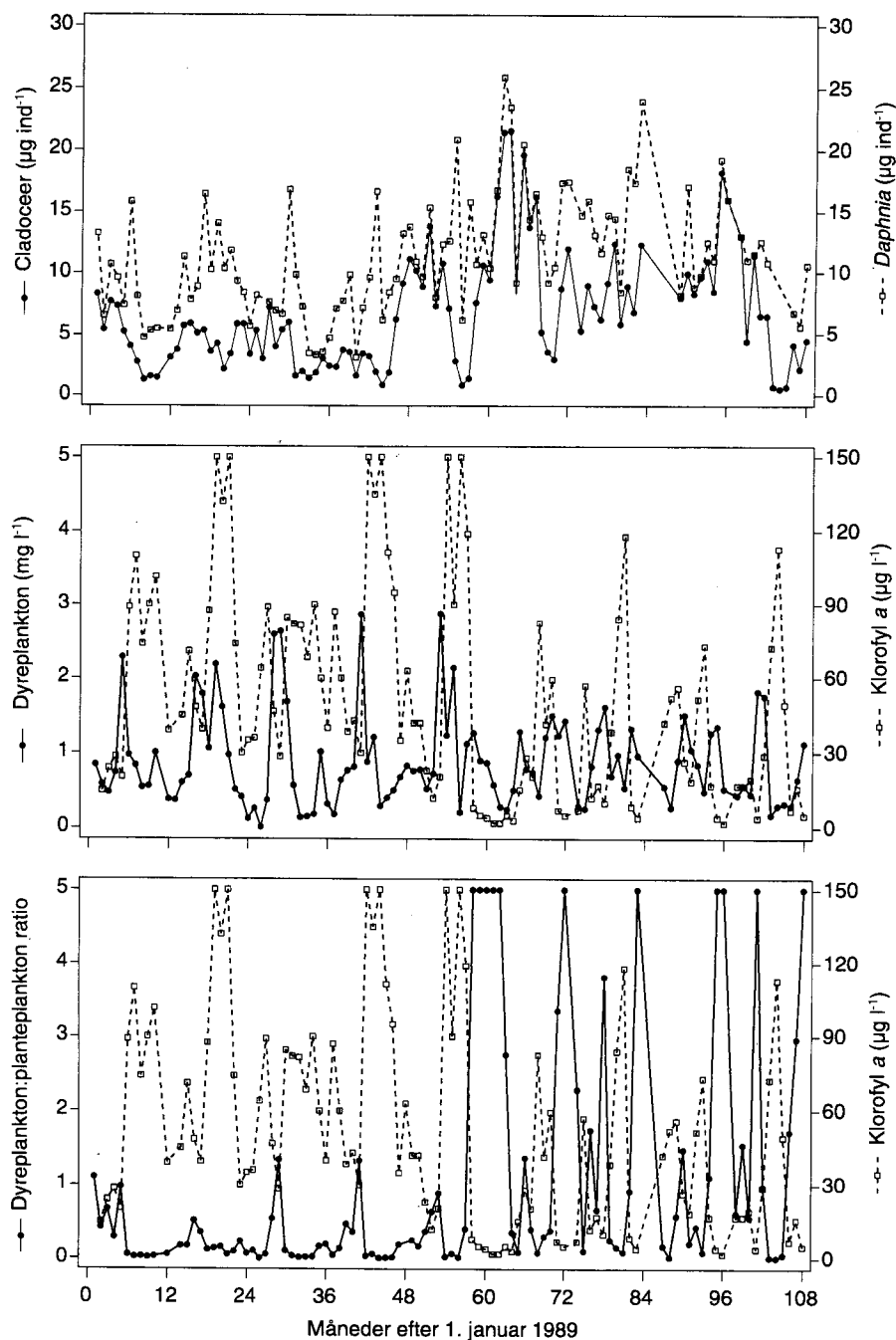


Figur 8.4 Sæsonvariation i Arreskov Sø (1989-97) i øverst: Middelbiomasse af cladoceer (—) og *Daphnia* (- - -). Midt: Biomassen af dyreplankton (—) og klorofyl *a* (- - -). Nederst: Forholdet mellem biomasse af dyre- og plantep plankton (—) og klorofyl *a* (- - -).

### Eksempler på effekter af markante ændringer i fiskebestanden

I Arreskov har fiskedød kombineret med befiskning og siden rovfi-skeudsætning ført til et markant skift i 1991 fra dominans af små ar-ter til næsten eksklusiv dominans af *Daphnia* (Fig. 8.4), hvilket har betydet en markant stigning i individbiomassen af cladoceer. Det ses, at stigningen især fandt sted i vinteren 1991-1992, og at der også er fundet en stigning sted i vinteren 1994-1995 efter et markant fald i sommeren og efteråret 1994.





Figur 8.5 Sæsonvariation i Engelsholm Sø (1989-97) i øverst: Middelbiomasse af cladoceer (—) og *Daphnia* (- - -). Midt: Biomassen af dyreplankton (—) og klorofyl a (- - -). Nederst: Forholdet mellem biomasse af dyre- og planteplankton (—) og klorofyl a (- - -).

Dette er ikke noget enestående tilfælde. I Engelsholm Sø steg middelbiomassen af cladoceer således efter opfiskning meget markant i efteråret 1992 og igen i 1993 efter et fald i sommeren (Fig. 8.5), og i Hejrede Sø steg biomassen igennem det meste af sæsonen 1996, formentlig som følge af fiskedød under is i vinteren 1995/1996. Måske spiller den løbende opfiskning i søen her en rolle, da der i modsætning til de foregående år også ses en markant top i cladocernes middelbiomasse i forsommeren 1995 (Fig. 7.6).

Resultaterne viser tydeligt, at dominans af små arter om sommeren ikke pr. automatik fører til dominans af små arter om vinteren, men

at der tværtimod vil kunne ske markante skift til store arter, hvis fiskebestandens prædationstryk på dyreplanktonet mindskes. Den nøje sammenhæng, der er fundet mellem sommer- og vinterniveauet af individbiomassen af cladoceer og *Daphnia*, peger derfor på, at prædationstrykket på dyreplanktonet, med undtagelse af søer med mange planter, er ligeså stort om vinteren som om sommeren

Det er kendt, at variationer i prædationstrykket fra fisk i høj grad via ændringer i dyreplanktonets mængde og sammensætning kan påvirke mængden af planteplankton og dermed sigtddybden om sommeren - ikke mindst i de næringsrige søer. Spørgsmålet er så, om det også er tilfældet om vinteren. Svaret er ja og underbygges af resultaterne fra de samme tre søer. I alle tre søer var vinterniveauet af klorofyl meget lavere efter stigningen i middelbiomassen af cladoceerne end i perioden med dominans af små arter (Fig. 8.4, 8.5 og 7.6). Herimod kunne indvendes, at en mindsket biomasse af bentivore fisk (især brasen) også mindsker ophvirvling af bundmateriale. Det kan være noget af forklaringen, men det er karakteristisk, at klorofyl *a*, efter at fiskebestanden er reduceret, er særlig lav, når biomassen af dyreplankton er høj. Dette tyder på en direkte sammenhæng mellem dyreplankton og planteplankton. Der ses da også særdeles høje dyreplankton:planteplankton forhold i perioder, hvor store arter af cladoceer forekommer i høje tætheder (Fig. 8.4, 8.5 og 7.6).

#### 8.4 Konklusion

Det kan konkluderes, at med undtagelse af søer med mange undervandsplanter har fisk en lige så stor strukturerende virkning på dyreplanktonet om vinteren som om sommeren. I søer med mange planktivore fisk har fiskene året igennem stor virkning på dyreplanktonets græsningstryk på planteplanktonet og dermed indirekte på vandets sigtddybde. I søer med mange undervandsplanter er effekten større om vinteren i hovedparten af søerne og årene. Resultaterne understreger værdien af også at følge planktonet om vinteren, men desværre har det ikke været muligt inden for de afsatte ressourcer til Overvågningsprogrammet at fastholde vinterplanktonet i det reviderede program, som blev igangsat i indeværende år. Forhåbentligt vil amtskommunerne i det øvrige tilsyn råde bod herpå.

## 9 Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelses nationale rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997

### Kvælstof

1997 var i lighed med 1996 et 'tørt' år med ringe nedbør og ferskvandsafstrømningen i vandløbene var derfor kun ca. 2/3 af gennemsnittet for perioden 1989-96. Kvælstoftransporten i vandløb er meget afhængig af vandafstrømningen, og den samlede kvælstoftilførsel med vandløb til de marine områder i 1997 var derfor kun 45.400 tons N mod gennemsnitlig 84.200 tons i perioden 1989-96. De marine områder tilførtes derudover 4.400 tons N via direkte spildevandsudledninger. Størstedelen af kvælstoftilførslen til vandløb og dermed den landbaserede kvælstoftilførsel til de marine områder kan stadig tilskrives dyrkningsbetingede tab fra landbrugsjord.

Der er gennemført en række tiltag for at mindske den landbrugsrelaterede kvælstofforurening.

Således er den samlede tilførsel af handelsgødning faldet fra 392 mill. kg N i 1985 til 282 mill. kg N i 1997. Tilførsel af husdyrgødning er faldet fra 260 mill. kg N til 228 mill. kg N i samme periode. Faldet skyldes bedre udnyttelse af foderet. Nettotilførslen af kvælstof, dvs. forskellen mellem tilført og høstet kvælstof, udgjorde 134 kg N/ha i 1985 og 90 kg N/ha i 1997 og er over hele perioden faldet med 23%.

Detaljerede undersøgelser i 6 landovervågningsoplande viser, at der i perioden 1990-97 er sket forbedringer i landbrugspraksis. Overgødskningen er mindsket, og handelsgødningsforbruget er reduceret, således at udnyttelsen af husdyrgødning er forbedret med ca. 31%-point. I 1997 blev minimumskravet til udnyttelse af husdyrgødning dog ikke opfyldt på ca. 12% af ejendommene, som anvendte husdyrgødning, og der blev overgødet på ca. 20% af arealet. Overgødskningens størrelse er dog reduceret væsentligt. Kvælstofudvaskningen fra rodzonen er beregnet med en empirisk model. En beregning for alle markerne i oplandene for de 8 driftsår ved normaliseret klima viser en reduktion i udvaskningen på ca. 23-25% fra 1989/90 til 1996/97.

I vandløbene ses ikke en reduktion af tilsvarende omfang. Når der søges taget højde for den naturligt klimatisk betingede variation, vurderes kvælstoftransporten i vandløb, der afvander dyrkede områder uden spildevandsudledninger, kun at være faldet med i gennemsnit ca. 7% siden 1989. De gennemførte forbedringer på landbrugsområdet og den reducerede udvaskning fra rodzonen har dermed endnu ikke ført til en markant generel reduktion i den landbaserede tilførsel af kvælstof til de marine områder.

## Fosfor

Den samlede landbaserede tilførsel af fosfor med vandløb og via direkte spildevandsudledninger var i 1997 1820 t P og dermed den lavest målte siden midten af 1980'erne, hvor tilførslerne var ca. 10.000 tons P. Reduktionen kan tilskrives den forbedrede spildevandsrensning.

## De marine områder

### Åbne farvande

Omsætningen af næringsstoffer i store lukkede fjorde har stor betydning for, hvor stor en andel af den landbaserede næringsstofftilførsel der når frem til de åbne farvande. Tilbageholdelsen af kvælstof i Limfjorden, Ringkøbing, Nissum og Mariager fjorde var i gennemsnit for perioden 1990-96 af størrelsesordenen 40% af tilførslen fra land til fjordene, mens fjordene eksporterede omtrent dobbelt så meget fosfor til de åbne farvande, som de fik tilført fra land. Eksporten af fosfor fra fjordenes sedimenter medfører, at fosforbelastningen til Kattegat ikke, som i andre farvande, er reduceret signifikant.

Kvælstofdepositionen fra atmosfæren udgør i gennemsnit for perioden 1990-96 ca. 30% af den samlede kvælstofftilførsel til Kattegat og Bælthavet og 13% af den samlede kvælstofftilførsel til Øresund. Atmosfæredepositionen af kvælstof er i sommerperioden maj-september af samme størrelse eller større end tilførslen fra land i Kattegat og Bælthavet og får derved stor betydning for primærproduktionen.

Fosforkoncentrationerne i overfladen i de danske farvande er faldet signifikant i perioden 1989-97 i takt med udbygningen af spildevandsrensningen. I de indre farvande ses i samme periode et fald i kvælstofkoncentrationerne svarende til udviklingen i nedbør og afstrømning. Endelig er silikatkoncentrationerne faldet over en længere periode. I overensstemmelse med de faldende næringsstoffkoncentrationer viser udviklingen i alge- og dyreplanktonbiomassen og primærproduktionen en klar nedgang i de frie vandmassers biologiske aktivitet.

I 1997 var iltforholdene ligesom i 1996 relativt gode i de åbne farvande. Trend analyser af udviklingen i sensommer-efterår viser et fald i iltindholdet fra 1970erne til slutningen af 1980erne. Derefter er der observeret en signifikant stigning i perioden 1989-97 i efterårets iltkoncentration i det sydlige Kattegat og Øresund, mens dette ikke er tilfældet i det sydlige Bælthav. I forårsperioden er iltindholdet steget signifikant i Bælthavet i perioden 1989-97. Modelberegninger viser, at en vedvarende reduktion i den direkte kvælstofftilførsel til de indre farvande vil forbedre iltforholdene markant, men vil ikke forhindre, at der stadig kan optræde iltsvind i udsatte områder, især i ugunstige år. Vindblandingen i efteråret har stor indflydelse på, hvor lave iltkoncentrationerne når at blive i det enkelte år.

Udbredelsen af ålegræs er kraftigt reduceret siden 1900 som følge af øget næringsstofftilførsel. Ålegræssets dybdegrænse i de enkelte farvandsområder har ikke udvist generelle tendenser til stigning eller fald gennem perioden 1989-97. I 1997 steg ålegræssets maksimale dybdegrænse dog i mange kystområder, og det var ofte nyspirede planter, der udgjorde dybdegrænsen.

Det generelle mønster i udviklingen i bundfaunaens individtæthed og biomasse er to-toppet med høje værdier først i 1980'erne og først i 1990'erne. Det observerede mønster er en kombination af variation i primærproduktionen og begrænsninger som følge af arternes livshistorier, f.eks. levealder. Iltmangel kunne på de 4 analyserede stationer med lange tidsserier forklare reduktioner efter 1988 og 1992 i Arkona Havet og efter 1988 i det sydøstlige Kattegat.

### **De danske fjorde**

De danske fjordes miljøtilstand udviste i 1997 et positivt respons på den reducerede næringsstofftilførsel, forårsaget af udbygget spildevandsrensning i kombination med meget lav afstrømning og dermed lav diffus tilførsel i 1996 og 1997. Sammenfaldende med lave næringsstofkoncentrationer blev der således frem til sensommeren 1997 i de fleste fjorde registreret mindre planteplankton, større sigtddybde, større dybdeudbredelse af bundvegetation og færre enårige alger end i årene før 1996.

Den usædvanligt varme og stille sensommer 1997 betød til gengæld udbredt iltsvind i mange fjorde. Dette medførte stor frigivelse af næringsstoffer fra bunden og i mange fjorde en kraftig opblomstring af planteplankton og enårige alger. De udbredte iltsvind medførte også, at bunddyrene gik tilbage i mange fjordområder.

Ingen af de danske fjordområder opfylder de målsætninger, der er fastsat i amternes planer for vandområdernes miljøtilstand. Målsætningerne kan først forventes opfyldt ved en vedvarende reduktion i de diffuse kilder, samtidig med at de interne næringsstofpuljer i sedimenterne efterhånden reduceres.

### **Vandløbenes miljøtilstand**

Vandløbenes miljøtilstand i 1997 var, bedømt ud fra sammensætningen af smådyr, ikke signifikant forskellig fra tidligere år.

### **Søernes miljøtilstand**

I 19 af de 37 søer, der overvåges, er der siden 1989 konstateret et signifikant fald i fosforkoncentrationen. Denne forbedring kan forklares ved en mindre fosfortilførsel til søerne, specielt er fosfortilførslen fra spildevand reduceret markant til mange af søerne. Faldet i fosforkoncentrationer kan nu også i de fleste af disse søer registreres i et tilsvarende fald i mængden af planteplankton. Vandets klarhed er således også øget i 10 af de 37 søer. Sammensætningen af planteplanktonet er tilsvarende ændret mod typer, der er knapt så fosfor-

krævende i flere af søerne. Blågrønalgerne er således forsvundet fra en række søer. I andre søer er blågrønalgerne dog tiltaget i mængde. Dette er dog en naturlig følge af, at reduktionen i fosforkoncentrationen i disse søer endnu ikke er tilstrækkelig til, at blågrønalgerne ikke kan klare sig. I flere af søerne har ændringer i den biologiske struktur (bl.a. fiskesammensætningen) også haft afgørende indflydelse på stofomsætningen og vandkvaliteten.

## 10 Referencer

*Chambers, P.A. (1987):* Nearshore occurrence of submersed aquatic macrophytes in relation to wave action. *Can. J. fish. Aquat. Sci.* 44: 1666-1669.

*Danmarks Meteorologiske Institut (1997):* Danmarks klima 1997. 107 s.

*Hansen, A., Jeppesen, E., Bosselmann, S. & Andersen, P. (1992):* Prøvetagning, bearbejdning og rapportering ved undersøgelser af zooplankton i søer. Miljøprojekt nr. 205. Miljøstyrelsen. 116 s.

*Jensen, H. S. & Andersen, F.Ø. (1992):* Importance of temperature, nitrate and pH for phosphate release from aerobic sediment of four shallow, eutrophic lakes. *Limnol. Oceanogr.* 37: 577-589.

*Jensen, J.P., Jeppesen E., Bøgestrand, J., Roer Pedersen, A., Søndergaard, M., Windolf, J. & Sortkjær, L. (1994a):* Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993. Danmarks Miljøundersøgelser. 94 s. Faglig rapport fra DMU nr. 121.

*Jensen, J.P. & Søndergaard, M. (1994b):* Interkalibrering af planteplankton - undersøgelser i søer. Danmarks Miljøundersøgelser. 40 s. Teknisk anvisning fra DMU nr. 8.

*Jensen, J.P., Jeppesen E., Søndergaard, M., Windolf, J., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L. (1995):* Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1994. Danmarks Miljøundersøgelser. 116 s. Faglig rapport fra DMU nr. 139.

*Jensen, J.P., Jeppesen, E., Søndergaard, M. & Jensen, K. (1996a):* Interkalibrering af dyreplanktonundersøgelser i søer. 44 s. Teknisk anvisning fra DMU nr. 11.

*Jensen, J.P., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Jeppesen E., Agerbo, E. & Sortkjær, L. (1996b):* Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser. 96 s. Faglig rapport fra DMU nr. 176.

*Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen E., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L. (1997):* Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. 106 s. Faglig rapport fra DMU nr. 211.

*Jeppesen, E. (1998):* The ecology of shallow lakes - trophic interactions in the pelagial. Doktordisputats, 358 s.

*Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Møller, P. Hald & Sandby, K. (1998):* Changes in Nitrogen Retention in Shallow Eutrophic Lakes Following a Decline in Density of Cyprinids. *Archiv für Hydrobiologie* 142(2):129-151.

*Kristensen, P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Mortensen, E. & Rebsdorf, Aa. (1990a):* Prøvetagning og analysemetoder i søer. Overvågningsprogram. Afd. for ferskvandsøkologi. 27 s.

*Kristensen, P., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. (1990b):* Eutrofieringsmodeller for søer. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen, C9, 120 s.

*Kristensen P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Mortensen, E. & Rebsdorf, Aa. (1990c):* Overvågningsprogram: Prøvetagning og analysemetoder i søer. Danmarks Miljøundersøgelser, 32 s.

*Kristensen, P., Kronvang, B., Jeppesen, E., Græsbøll, P., Erlandsen, M., Rebsdorf, Aa., Bruhn, A. & Søndergaard, M. (1990d):* Ferske vandområder - Vandløb, kilder og søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1989. Faglig rapport fra DMU, nr. 5, 130 s.

*Kristensen, P., Jensen, J.P., Jeppesen, E. & Erlandsen, M. (1991):* Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 38, 104 s.

*Kristensen, P., Windolf, J., Jeppesen, E., Søndergaard, M. & Sortkjær, L. (1992):* Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1991. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 63, 111 s.

*Københavns kommune (1997):* Utterslev Mose og Damhussøen 1997. 58 s.

*Larsen, S.E., Erfurt, J., Græsbøll, P., Kronvang, B., Mortensen, E., Nielsen, C.A., Ovesen, N.B., Paludan, C., Svendsen, L.M. & Nyegaard, P. (1995):* Ferske vandområder - Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1994. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 140.

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

*Miljøstyrelsen (1988):* Fosfor - kilder og virkninger. Redegørelse fra Miljøstyrelsen, nr. 2. 120 s.

*Miljøstyrelsen (1994):* Punktkilder 1993. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Fagdatarapport. Orientering fra Miljøstyrelsen. Nr. 8, 1994. 131 s.

*Moeslund, B., Hald Møller, P., Windolf, J. & Schriver, P. (1993):* Vegetationsundersøgelser i søer. Metoder til anvendelse i søer i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Afd. for Ferskvandsøkologi. 45 s.

*Moeslund, B., Hald Møller, P., Windolf, J. & Schriver, P. (1996):* Vegetationsundersøgelser i søer. Metoder til anvendelse i søer i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Afd. for Ferskvandsøkologi. 45 s.



Mortensen, E., Jensen, H.J., Møller, J.P. & Timmermann, M. (1990): Fiskeundersøgelser i søer. Undersøgelingsprogram, fiskeredskaber og metoder. Overvågningsprogram. Afd. for Ferskvandsøkologi. 58 s.

Müller, J.P. (1997): Fisk og fiskebestande i danske søer. Miljø og Vandpleje, Sportsfiskerforbundet.

Olrik, K. (1991): Planteplankton metoder. Prøvetagning, bearbejdning og rapportering ved undersøgelser af planteplankton i søer og marine områder. 108 s. Miljøprojekt 187, Miljøstyrelsen.

Rebsdorf, Aa., Søndergaard, M. & Thyssen, N. (1988): Overvågningsprogram. Vand- og sedimentanalyser i ferskvand. Særlige kemiske analyse- og beregningsmetoder. Teknisk rapport nr. 21. Publ. nr. 98. 59 s.

Ringkøbing amtskommune (1997): Vandmiljø overvågning Kilen 1997. 43 s. + Bilag.

Schröder, P., Bøgestrand, J., Jeppesen, E. & Søndergaard, M. (1995): Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow lake. *Freshw. Biol.* 33: 255-270.

Scheffer, M., de Redelijkheid, M.R. & Noppert, F. (1992): Distribution and dynamics of submerged vegetation in a chain of shallow eutrophic lakes. *Aquat. Bot.* 42: 199-216.

Sommer, U., Gliwicz, Z.M., Lampert, W. & Duncan, A. (1986): The Plankton Ecology Group model of seasonal succession of planktonic events in freshwaters. *Arch. Hydrobiol.* 106: 433-472.

Søndergaard M., Jeppesen E. & J. P. Jensen, J.P. (eds.) (1998): Sørestauring i Danmark. *Miljønyt* 28. 289 s.

Søndergaard, M. & Moss, B. (1998): Impact of submerged macrophytes on phytoplankton in shallow freshwater lakes. In: Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K. (eds.): The structuring role of submerged macrophytes in lakes. *Ecological Studies* 131. Springer Verlag, New York, 423 s.

Van den Berg, M., Coops, H., Meijer, M.-L., Scheffer, M. & Simons, J. (1998): Clear water associated with a dense *Chara* vegetation in the shallow and turbid Lake Veluwemeer, The Netherlands. In: Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K. (eds.): The structuring role of submerged macrophytes in lakes. *Ecological Studies* 131. Springer Verlag, New York, 423 s.

Weisner, S. E. B. (1991): Within lake patterns in depth penetration of emergent vegetation. *Freshw. Biol.* 126: 133-142.

Wiggers, L., Tornbjerg, H., Windolf, J., Svendsen L.M. & Kronvang, B. (1994): Notat fra arbejdsgruppen vedrørende beregning af den diffuse tilførsel af total N og total P fra umålte oplande i Overvågningsprogrammet. Udsendt af Danmarks Miljøundersøgelser.

*Windolf, J., Jeppesen, E., Søndergaard, M. Jensen J.P & Sortkjær, L. (1993): Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992 - Søer. Faglig rapport fra DMU, nr. 90. 130 s.*

*Windolf, J., Svendsen, L.M., Kronvang, B., Skriver, J., Oversen, N.B., Larsen, S.E., Baattrup-Pedersen, A., Iversen, H.L., Erfurt, J., Müller-Wohlfeil, D.-I. & Jensen, J.P. (1997): Ferske vandområder - vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 214. 109 s.*

*Windolf J., Svendsen L. M., Kronvang B., Skriver, J., Ovesen N.B., Larsen, S.E., Baattrup-Pedersen A., Iversen H.L., Erfurt J., Müller-Wohlfeil D., & Jensen J.P. (1997): Ferske vandområder - vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 214. 112 s.*

# 11 Oversigt over amtsrapporter

## FREDERIKSBORG AMT:

*Frederiksborg Amt (Helle Utoft Rasmussen), 1998. Bastrup Sø - tilstand og udvikling 1997, Teknik og Miljø, Miljøafdelingen 44 s + bilag.*

*Frederiksborg Amt (Helle Utoft Rasmussen), 1998. Arresø - tilstand og udvikling 1997, Teknik og Miljø, Miljøafdelingen 50 s + bilag.*

*Frederiksborg Amt (Bodil Aavad Jacobsen), 1998. Fuglesø - tilstand og udvikling 1997, Teknik og Miljø, Miljøafdelingen 46 s + bilag.*

## FYNS AMT:

*Fyns Amt (Tom Rugård), 1998. Langesø 1997, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 48 s + bilag.*

*Fyns Amt (Kjeld Sandby Hansen), 1998. Arreskov Sø 1997, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 67 s + bilag.*

*Fyns Amt (Annette Sode), 1998. Søholm Sø 1997, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 45 s + bilag.*

*Fyns Amt, 1998. Fiskebestanden i Arreskov Sø 1987-1997, Natur- og Vandmiljøafdelingen, udført af Fiskeøkologisk Laboratorium, 65 s + bilag.*

*Fyns Amt, 1998. Langesø 1997 Plante- og dyreplankton, Natur- og Vandmiljøafdelingen, udført af Miljøbiologisk Laboratorium, 17 s + bilag.*

*Fyns Amt, 1998. Arreskov Sø 1997 Plante- og dyreplankton, Natur- og Vandmiljøafdelingen, udført af Miljøbiologisk Laboratorium, 18 s + bilag.*

*Fyns Amt, 1998. Søholm Sø 1997 Plante- og dyreplankton, Natur- og Vandmiljøafdelingen, udført af Miljøbiologisk Laboratorium, 18 s + bilag.*

## KØBENHAVNS AMT:

*København Amt, 1998. Overvågning af søer, 1997, Furesø, Bagsværd Sø, Sønderø, Teknisk Forvaltning, 60 s + bilag.*

## KØBENHAVNS KOMMUNE:

*København Kommune, 1998. Utterlev Mose og Damhussøen 1997, Miljøkontrollen, 56 s + bilag.*

## **NORDJYLLANDS AMT:**

*Nordjyllands Amt, 1998. Hornum Sø og Madum Sø 1997, Miljøkontoret 24 s + bilag.*

## **RIBE AMT:**

*Ribe Amt (Claus Moss Hansen), 1998. Kvie Sø, Holm Sø, Natur- og grundvandsafdelingen, 59 s.*

*Ribe Amt, 1998. Vegetation i Kvie Sø 1997, Natur- og grundvandsafdelingen. Notat.*

*Ribe Amt, 1998. Plante- og dyreplankton i Kvie Sø 1997, Natur- og grundvandsafdelingen. Notat.*

*Ribe Amt, 1998. Vegetation i Kvie Sø 1997, Natur- og grundvandsafdelingen. Notat.*

*Ribe Amt, 1998. Plante- og dyreplankton i Holm Sø 1997, Natur- og grundvandsafdelingen. Notat.*

## **RINGKØBING AMT:**

*Ringkøbing Amt (Eva Kanstrup), 1998. Søby Sø 1997, Vandmiljøafdelingen, 48 s + bilag.*

*Ringkøbing Amt (Eva Kanstrup), 1998. Lemvig Sø 1997, Vandmiljøafdelingen, 53 s + bilag.*

*Ringkøbing Amt (Eva Kanstrup), 1998. Kilen 1997, Vandmiljøafdelingen, 43 s + bilag.*

## **ROSKILDE AMT:**

*Roskilde Amt, 1998. Gundsømagle Sø 1989-97, Teknisk Forvaltning, udført af Fiskeøkologisk Laboratorium, 46 s + bilag.*

*Roskilde Amt, 1998. Borup Sø 1989-97, Teknisk Forvaltning, udført af Fiskeøkologisk Laboratorium, 49 s + bilag.*

## **STORSTRØMS AMT:**

*Storstrøm Amt, 1998. Røgbølle Sø, Overvågningsdata 1997, Teknik- og miljøforvaltningen, 34 s + bilag.*

*Storstrøm Amt, 1998. Vesterborg Sø, Overvågningsdata 1997, Teknik- og miljøforvaltningen, 28 s + bilag.*

*Storstrøm Amt, 1998. Røgbølle Sø, Vegetationsundersøgelse 1997, Teknik- og miljøforvaltningen, udført af Bio/consult, 18 s + bilag.*

## **SØNDERJYLLANDS AMT:**

*Sønderjyllands Amt, 1998. St. Søgård Sø, Teknisk Forvaltning, Miljøområdet, udført af Rambøll, 34 s + bilag.*

*Sønderjyllands Amt, 1998. Jels Oversø, Teknisk Forvaltning, Miljøområdet, udført af Rambøll, 31 s + bilag.*

*Sønderjyllands Amt, 1998. Planktonundersøgelse i Jels Oversø 1997, Teknisk Forvaltning, Miljøområdet, udført af Poul Seebach Bio/consult, 52 s + bilag.*

*Sønderjyllands Amt, 1998. Planktonundersøgelse i St. Søgård Sø 1997, Teknisk Forvaltning, Miljøområdet, udført af Jette Mikkelsen Bio/consult, 58 s + bilag.*

*Sønderjyllands Amt, 1998. Fiskebestanden i Jels Oversø - bilag, Teknisk Forvaltning, Miljøområdet, udført af Fiskeøkologisk Laboratorium. Notat.*

## **VEJLE AMT:**

*Vejle Amt (Poul Hald Møller, Lisbeth Elbæk Pedersen, Simon Marsbøll), 1998. Overvågning af søer 1997, Næringssalte, belastning, Biologi, Teknik og Miljø, Ferskvandsafdelingen, 142 s + bilag.*

## **VESTSJÆLLANDS AMT:**

*Vestsjællands Amt, 1998, Søer 1997, Natur & Miljø, 110 s + bilag.*

## **VIBORG AMT:**

*Viborg Amt, 1998, Hinge Sø 1997, Miljø og Teknik, udført af Bio/consult, 75 s + bilag.*

*Viborg Amt, 1998, Nors Sø 1997, Miljø og Teknik, udført af Bio/consult, 63 s + bilag.*

*Viborg Amt, 1998, Fiskebestanden i Hinge Sø, Miljø og Teknik, udført af Fiskeøkologisk Laboratorium, 69 s + bilag.*

## **ÅRHUS AMT:**

*Århus Amt (Henrik Skovgaard og Karen Schacht), 1998. Ørn Sø 1997, Natur og Miljø, 28 s + bilag.*

*Århus Amt, 1998. Biologiske data, Ørn Sø 1997, Natur og Miljø. Notat.*

*Århus Amt (Henrik Skovgaard og Karen Schacht), 1998. Bryrup Langsø 1997, Natur og Miljø, 30 s + bilag.*

*Århus Amt, 1998. Biologiske data, Bryrup Langsø 1997, Natur og*

Miljø. Notat.

*Århus Amt (Torben Bramming Jørgensen og Karen Schacht), 1998. Ravn Sø 1997, Natur og Miljø, 27 s + bilag.*

# Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelse kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser  
Frederiksborgvej 399  
Postboks 358  
4000 Roskilde  
Tel: 46 30 12 00  
Fax: 46 30 11 14

*Direktion  
Personale- og Økonomisekretariat  
Forsknings- og Udviklingssektion  
Afd. for Systemanalyse  
Afd. for Atmosfærisk Miljø  
Afd. for Miljøkemi  
Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Vejsøvej 25  
Postboks 413  
8600 Silkeborg  
Tel: 89 20 14 00  
Fax: 89 20 14 14

*Afd. for Terrestrisk Økologi  
Afd. for Sø- og Fjordøkologi  
Afd. for Vandløbsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Grenåvej 12, Kalø  
8410 Rønde  
Tel: 89 20 17 00  
Fax: 89 20 15 14

*Afd. for Landskabsøkologi  
Afd. for Kystzoneøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Tagensvej 135, 4.  
2200 København N  
Tel: 35 82 14 15  
Fax: 35 82 14 20

*Afd. for Arktisk Miljø*

## Publikationer:

DMU udgiver temarapporter, faglige rapporter, arbejdsrapporter, tekniske anvisninger, årsberetninger samt et kvartalsvis nyhedsbrev, DMU Nyt. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.

I årsberetningen findes en oversigt over årets publikationer. Årsberetning og DMU Nyt fås gratis ved henvendelse på telefon 46 30 12 00.

## Faglige rapporter fra DMU

- Nr. 216: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Report for 1996. By Kemp, K., Palmgren, F. & Mancher, O.H. 61 pp., 80,00 DKK.
- Nr. 217: Indhold af organiske opløsningsmidler og phthalater i legetøj. Analytisk-kemisk kontrol af kemiske stoffer og produkter. Af Rastogi, S.C., Worsøe, I.M., Køppen, B., Hansen, A.B. & Avnskjold, J. 34 s., 40,00 kr.
- Nr. 218: Vandføringsevne i danske vandløb 1976-1995. Af Iversen, H.L. & Ovesen, N.B. 2. udg. 55 s., 50,00 kr.
- Nr. 219: Kragefuglejagt i Danmark. Reguleringen af krage, husskade, skovskade, råge og allike i sæsonen 1990/91 og jagtudbyttet i perioden 1943-1993. Af Asferg, T. & Prang, A. 58 s., 80,00 kr.
- Nr. 220: Interkalibrering af bundvegetationsundersøgelser. Af Middelboe, A.L., Krause-Jensen, D., Nielsen, K. & Sand-Jensen, K. 34 s., 100,00 kr.

### 1998

- Nr. 221: Pollution of the Arctic Troposphere. Northeast Greenland 1990-1996. By Heidam, N.Z., Christensen, J., Wåhlin, P. & Skov, H. 58 pp., 80,00 DKK.
- Nr. 222: Sustainable Agriculture and Nature Values - using Vejle County as a Study Area. By Hald, A.B. 93 pp., 100,00 DKK.
- Nr. 223: Ændringer i bekæmpelsesmidlernes egenskaber fra 1981-1985 frem til 1996. Af Clausen, H. 61 s., 45,00 kr.
- Nr. 224: Natur og Miljø 1997. Påvirkninger og tilstand. Red. Holten-Andersen, J., Christensen, N., Kristiansen, L.W., Kristensen, P. & Emborg, L. 288 s., 190,00 kr.
- Nr. 225: Sources of Phthalates and Nonylphenoles in Municipal Waste Water. A Study in a Local Environment. By Vikelsøe, J., Thomsen, M. & Johansen, E. 50 pp., 45,00 kr.
- Nr. 226: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1997. Af Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 35 s., 50,00 kr.
- Nr. 227: Impact Assessment of an Off-Shore Wind Park on Sea Ducks. By Guillemette, M., Kyed Larsen, J. & Clausager, I. 61 pp., 60,00 kr.
- Nr. 228: Trafikdræbte dyr i landskabsøkologisk planlægning og forskning. Af Madsen, A.B., Fyhn, H.W. & Prang, A. 40 s., 60,00 kr.
- Nr. 229: Ynglefugle i Vadehavet 1996. Af Rasmussen, L.M. & Thorup, O. 101 s., 90,00 kr.
- Nr. 230: On the Fetch Dependent Drag Coefficient over Coastal and Inland Seas. By Geernaert, G.L. & Smith, J.A. 20 pp., 35,00 DKK.
- Nr. 231: Mere brændstoffeffektive køretøjer. CO<sub>2</sub>-konsekvenser og samfundsøkonomi. Af Møller, F. & Winther, M. 74 s., 100,00 kr.
- Nr. 232: Fragmentering og korridorer i landskabet - en litteraturudredning. Af Hammershøj, M & Madsen, A.B. 110 s., 100,00 kr.
- Nr. 233: Anskydning af vildt. Status for undersøgelser 1997-1998. Af Noer, H., Madsen, J., Hartmann, J., Kanstrup, N. & Kjær, T. 61 s., 60,00 kr.
- Nr. 234: Background Concentrations for Use in the Operational Street Pollution Model (OSPM). By Jensen, S.S. 107 pp., 125 DKK.
- Nr. 235: Effekten på sangsvane ved etablering af en vindmøllepark ved Overgaard gods. Af Larsen, J.K. & Clausen, P. 25 s., 35,00 kr.
- Nr. 236: The Marine Environment in Southwest Greenland. Biological Resources, Ressource Use and Sensitivity to Oil Spill. By Mosbech, A., Boertmann, D., Nymand, J., Riget, F. & Acquarone, M. 202 pp., 250,00 DKK (out of print).
- Nr. 237: Råvildt og forstyrrelser. Af Olesen, C.R., Theil, P.K. & Coutant, A.E. 53 s., 60,00 kr.
- Nr. 238: Indikatorer for naturkvalitet i søer. Af Jensen, J.P. & Søndergaard, M. 39 s., 50,00 kr.
- Nr. 239: Aromater i spildevand. Præstationsprøvning. Af Nyeland, B.A. & Hansen, A.B. 64 s., 60,00 kr.
- Nr. 240: Beregning af rejsetider for rejser med bil og kollektiv trafik. ALTRANS. Af Thorlacius, P. 54 s., 74,00 kr.
- Nr. 241: Control of Pesticides 1997. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Køppen, B. & Petersen, K.K. 24 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 242: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1997/98 i Danmark. Af Clausager, I. 50 pp., 45,00 kr.
- Nr. 243: The State of the Environment in Denmark 1997. By Holten-Andersen, J., Christensen, N., Kristensen, L.W., Kristensen, P. & Emborg, L. (eds.). 288 pp., 190,00 DKK.
- Nr. 244: Miljøforholdene i Tange Sø og Gudenåen. Af Nielsen, K., Jensen, J.P. & Skriver, J. 63 s., 50,00 kr.
- Nr. 247: The Ecology of Shallow Lakes - Trophic Interactions in the Pelagial. Doctor's dissertation (DSc). By Jeppesen, E. 358 pp., 200,00 DKK.
- Nr. 248: Lavvandede søers økologi - Biologiske samspil i de frie vandmasser. Doktordisputats. Af Jeppesen, E. 59 s., 100,00 kr.