



Vandmiljøplanens
Overvågningsprogram 1991

Ferske vandområder

Søer

Faglig rapport nr. 63



Danmarks Miljøundersøgelser - BIBLIOTEKET
Grenåvej 12, Kalsø, DK-8410 Rønde



3506870533

Vandmiljøplanens
Overvågningsprogram 1991

Ferske vandområder

Søer

Faglig rapport nr. 63

Peter Kristensen

Jørgen Windolf

Erik Jeppesen

Martin Søndergaard

Lisbeth Sortkjær

Afdeling for Ferskvandsøkologi

Datablad

Titel: Ferske vandområder - søer
Undertitel: Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1991
Forfattere: Peter Kristensen, Jørgen Windolf, Erik Jeppesen, Martin Søndergaard og Lisbeth Sortkjær
Afdelingsnavn: Afdeling for Ferskvandsøkologi
Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 63
Udgiver: Miljøministeriet,
Danmarks Miljøundersøgelser ©
Udgivelsesår: 1992
Layout: Pia Nygård Jensen og Inge Nielsen
Tegninger: Inge Nielsen og Kathe Møgelvang
Teknisk assistance: Lisbet Sortkjær og Jytte Erfurt
ETB: Pia Nygård Jensen

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

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.

Frie emneord: Søer, miljøtilstand, overvågning, Vandmiljøplan.

Redaktionen afsluttet: November 1992.

ISBN: 87-7772-080-6
ISSN: 0905-815X
Papirkvalitet: Miljøoffset
Tryk: Silkeborg Bogtrykkeri
Oplag: 300 ex.
Sideantal: 110

Pris: kr. 100,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)

Købes hos: Danmarks Miljøundersøgelser
Afd. for Ferskvandsøkologi
Vejløvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf. 89 20 14 00, fax 89 20 14 14

Indhold

Forord 5

Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelses nationale rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1991 7

Resume af rapport om søer 11

1. Baggrund 15
 - 1.1 Indledning 15
 - 1.2 Søernes fosforkoncentration og udvikling i fosfor tilførsel 18
 - 1.3 Vandmiljøplanen 19
2. Meteorologiske og hydrologiske forhold 21
 - 2.1 Indledning 21
 - 2.2 Luft- og vandtemperatur 21
 - 2.3 Soltimer 22
 - 2.4 Nedbørs- og afstrømningsmæssige forhold i 1989, 1990 og 1991 23
 - 2.4 Vandbalance for søerne 23
 - 2.5 År til år forskelle i meteorologien og afstrømning og den mulige betydning for søerne 27
3. Stofbalancer 29
 - 3.1 Indledning 29
 - 3.2 Metode 29
 - 3.3 Kvælstof, årsmassebalancer 30
 - 3.4 Sæsonvariation i kvælstoftilførsel og tilbageholdelse 32
 - 3.5 Kvartalsbalancer for kvælstof 36
 - 3.6 Respons på ændret belastning 37
 - 3.7 Konklusion 38
 - 3.8 Fosfor, årsmassebalancer 38
 - 3.9 Sæsonvariation i tilførsel og tilbageholdelse af fosfor 41
 - 3.10 Kvartalsbalancer for fosfortilbageholdelse 43
 - 3.11 Konklusion 44
4. Søernes miljøtilstand - vurderet ud fra næringsstoffer i søvandet og sigtdybde samt klorofyl a 47
 - 4.1 Indledning 47
 - 4.2 Søernes indsvingning efter reduktion i fosfortilførslen 47
 - 4.3 Fosfor i søvandet 49
 - 4.4 Sæsonforløb af fosfor 51
 - 4.5 Sæsonforløbets betydning for massebalancerne 60
 - 4.6 Konklusion, fosfor 62
 - 4.7 Kvælstofkoncentration i søvandet 63
 - 4.8 Indhold af klorofyl a i søvandet 64
 - 4.9 Sigtdybde 65
 - 4.10 Ændring i miljøtilstanden fra 1989-90 til 1991 66

5. Sedimentet i overvågningssøerne	71
5.1 Indledning	71
5.2 Metoder	71
5.3 Resultater fra overvågningssøerne	72
5.4 Ændringer i fosforprofil	76
6. Biologisk struktur og regulering i brakvandssøer	79
6.1 Indledning	79
6.2 Eksempler	79
6.3 Data fra mange søer	88
6.4 Resultaterne for brakvandssøerne kan sammenfattes således	94
6.5 Reduceret belastning og biologisk sørestaurering	94
7. Kilder til næringsstofftilførsel, den fremtidige miljøtilstand og muligheder for at forbedre den	97
7.1 Indledning	97
7.2 Metode	97
7.3 De forskellige kilders andel af næringsstofftilførslen	98
7.4 Den fremtidige miljøtilstand	102
8. Konklusion	105
9. Referencer	107
Danmarks Miljøundersøgelser	111

Forord

Denne rapport tilhører rækken af faglige rapporter, der udarbejdes af Danmarks Miljøundersøgelser som led i den landsdækkende rapportering af Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Overvågningsprogrammet blev iværksat efteråret 1988, og dette udgør den tredje rapportering.

Hensigten med Vandmiljøplanens overvågningsprogram er at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, der er konsekvensen af beretningen om Vandmiljøplanen afgivet af Folketingets Miljø- og Planlægningsudvalg den 30. april 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 den ændrede belastning af vandmiljøet med næringssalte.

Danmarks Miljøundersøgelser har som sektorforskningsinstitution i Miljøministeriet 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, Landovervågning og Atmosfæren.

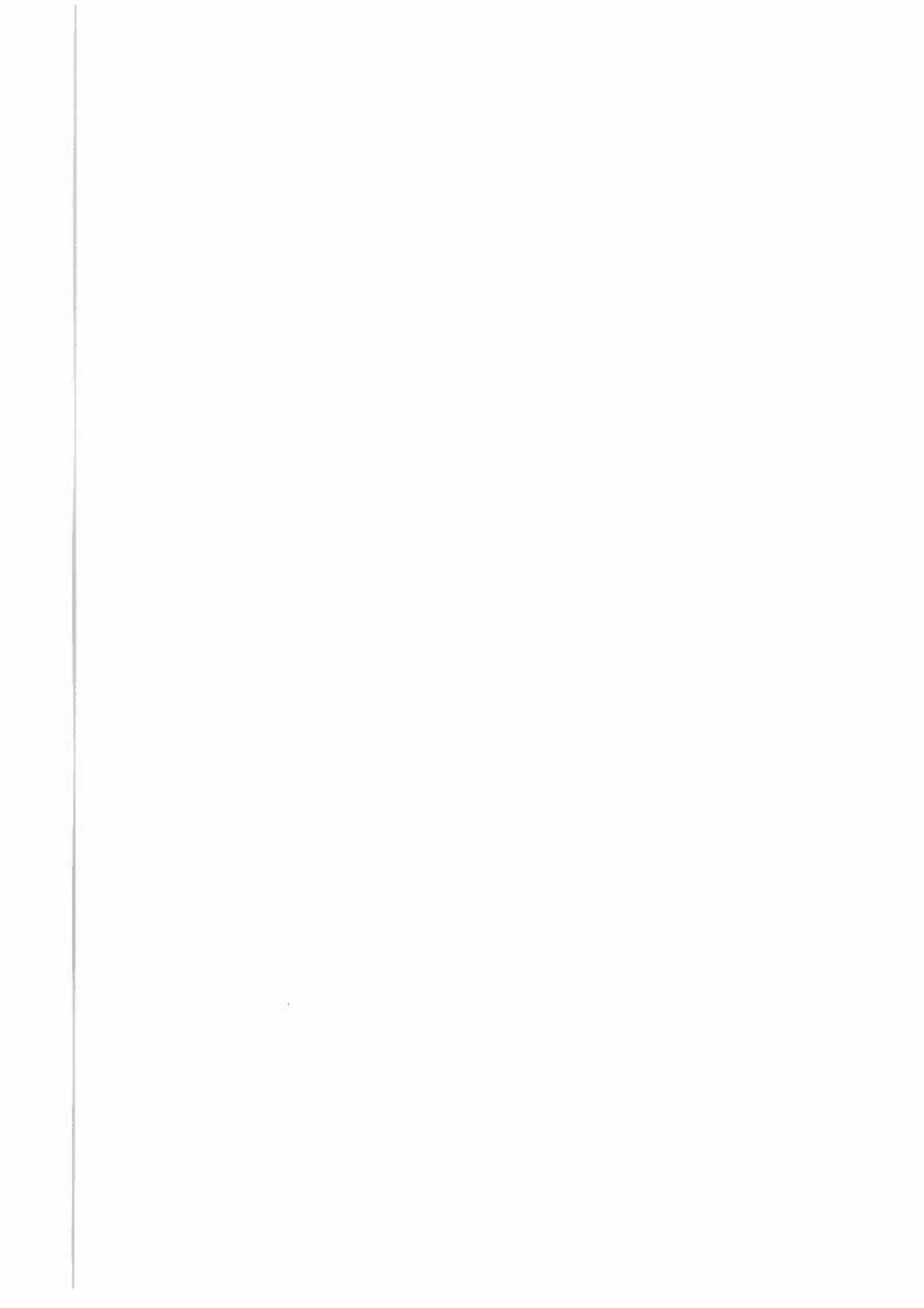
I overvågningsprogrammet er der en klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem kommunale og statslige myndigheder.

Rapporterne "Ferske vandområder - vandløb og kilder" og "Ferske vandområder - søer" er således baseret på amtskommunale data og regionale rapporteringer af den amtskommunale overvågning af de ferske vande.

Rapporten "Marine områder - fjorde, kyster og åbent hav" er baseret på amtskommunernes regionale rapportering af den amtskommunale overvågning af fjorde og kystvande samt Danmarks Miljøundersøgelsers 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 Undersøgelser.

Endelig er rapporten "Atmosfæren" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågningsindsats.



Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelser nationale rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1991

Tilførslen af fosfor til vandløb, søer og havet er faldet væsentligt fra 1990 til 1991. I søerne er koncentrationen af fosfor for eksempel gennemsnitligt faldet med 15%, og til havet blev der i 1991 udledt 28% mindre fosfor. Den mindre tilførsel skyldes især en bedre spildevandsrensning, men også de klimatiske forhold. I 1991 transporterede vandløbene således 13% mindre vand end gennemsnittet for perioden 1981 til 1991 - og 6% mindre end i 1990, hvilket betød mindre udvaskning af fosfor fra landjorden. Desuden har en forbedret rensning af spildevandet på rensningsanlæggene spillet en vigtig rolle.

Der er ikke sket noget fald i tilførslen af kvælstof fra 1990 til 1991, når man tager de klimatiske forhold i betragtning. Godt nok transporterede vandløbene i 1991 19% mindre kvælstof til havet, men det skyldes, at der på grund af mindre nedbør var en mindre afstrømning af kvælstof fra markerne. Målt i tons transporterede vandløbene ca. 78.500 tons kvælstof til havet i 1991.

Danmarks Miljøundersøgelser landsdækkende rapporter om Vandmiljøplanens overvågningsprogram udarbejdes årligt og omfatter: landovervågning, vandløb og kilder, søer, havet og atmosfæren. Det sker på baggrund af data og rapporter fra amtskommunerne og målinger udført af Danmarks Miljøundersøgelser. Rapporterne om Landovervågning er udarbejdet sammen med Danmarks Geologiske Undersøgelse. Rapporterne udkom første gang i 1990 og behandlede resultaterne fra 1989.

Tilførslen af næringsstofferne - fosfor og kvælstof til vandmiljøet varierer betydeligt fra år til år, især på grund af variationer i nedbør, men også på grund af forskelle i temperatur og fordampning. Når der tages hensyn til de klimatiske variationer, er der sket en væsentlig reduktion i tilførslen af fosfor til vandmiljøet, mens tilførslen af kvælstof er uændret.

Fosfor

Vandløb: Fosforkoncentrationen er blevet omtrent halveret siden 1985. Faldet ses udelukkende i de vandløb, der belastes med spildevand. Udledning af fosfor til vandløbene fra rensningsanlæg og dambrug er dog stadig stor. Ca. halvdelen af den mængde fosfor, der ender i havet, stammer fra disse kilder.

Søer: Miljøtilstanden i de danske søer reguleres især af fosfor. I 1991 var koncentrationen af fosfor i søvandet, som nævnt, gennemsnitlig 15% lavere end årene før. Miljøtilstanden er blevet bedre i de søer, hvor der har været et stort fald i koncentrationen af fosfor. På bunden af mange danske søer er der ophobet store mængder fosfor på grund af spildevand, som er blevet tilført førhen. Selv om søerne nu modtager mindre spildevand, er de

stadig påvirkede af det ophobede fosfor, og det kan tage 10-20 år, før en sø kommer i ligevægt.

Hovedparten af fosfortilførslen til søerne kommer i dag fra det åbne land - landbrug og spredt bebyggelse. De fleste søer kan ikke få klart vand, medmindre man nedbringer tilførslen af fosfor fra punktkilder og det åbne land.

Havet: Tilførslen af fosfor til havet er fra 1990 til 1991 faldet med 28%. Også her skyldes det mindre vandafstrømning og en bedre rensning af spildevandet. I en række kystvande er fosforkoncentrationen derfor faldet, hvilket nogle steder medfører en længere periode, hvor fosfor potentielt kan begrænse plantevæksten.

Kvælstof

Vandløb: En statistisk analyse af kvælstoftransporten i vandløb i Vestjylland, Østjylland og på Fyn i perioden 1978-1992 viser, at efter Vandmiljøplanens ikrafttræden i 1987 er kvælstoftransporten ikke faldet, når der tages højde for de klimatiske variationer.

Ca. 80% af den kvælstof, der via vandløb føres ud i havet, stammer fra landbruget. Således tilføres vandløbene ca. 10 gange så meget kvælstof fra dyrkede arealer som fra udyrkede arealer. En interviewundersøgelse i seks små landbrugsoplande i 1991 viser, at man i højere grad end tidligere bringer husdyrgødning ud om foråret. Forårsudbringning af husdyrgødningen var steget med 8% i forhold til 1990.

Undersøgelsen viser også, at de største problemer ligger i udnyttelsen af husdyrgødningen. Således fordeles gødningen ikke hensigtsmæssigt på arealerne, selvom næsten alle ejendomme kunne gøre det. Samtidig bruges der ofte store mængder handelsgødning på arealer, der i forvejen gødes med husdyrgødning.

Undersøgelsen har klarlagt, at en forbedring af landbrugenes gødningspraksis hurtigt kan registreres i vandløb, som løber igennem oplande med lerjord. Effekten af en bedre gødkningspraksis vil derimod være betydeligt forsinket i vandløb, der gennemstrømmer sandjordsoplande.

Atmosfæren: Tilførslen af kvælstofforbindelser fra atmosfæren udgør en stor del af den samlede kvælstoftilførsel til havmiljøet. Ca. en tredjedel af den atmosfæriske tilførsel kommer fra danske kilder. I 1991 fik de indre danske farvande tilført 11 kg/ha uorganisk kvælstof, hvoraf de 8 kilo kom fra nedbør, og resten blev tilført som kvælstofforbindelser i partikler og gasser.

Kvælstoftilførslen med nedbøren er tilsyneladende faldet med 10-15% i løbet af de sidste tre år, men det er endnu for tidligt at sige, om der er tale om en generel og blivende nedgang.

Havet: Den lavere tilførsel af kvælstof i 1989-1991 har bedret miljøet i en række kystvande. Det gælder bl.a. Limfjorden og hovedparten af de østjyske kystvande. Her er der kommet færre planktonalger, større sigtddybde, og der er sket forbedringer for bunddyr og undervandsvegetation. De milde vintre har forment-

lig gavnet blåmuslingerne, hvilket har understøttet denne udvikling.

Resultaterne fra overvågningsprogrammet for Vandmiljøplanen viser, at en varig reduktion i kvælstofbelastningen meget hurtigt vil medføre forbedringer i vore kystvande. Da de sidste års miljøforbedringer i vore kystvande alene skyldes klimatiske faktorer, kan den påviste udvikling dog ikke tillægges varig betydning. Hvis udvaskningen pga. klimatiske forhold igen bliver stor, vil forbedringerne forsvinde.

Iltforholdene i de danske farvande forringes stadig. I det nordlige Kattegat er forholdene stadig rimeligt gode, mens der siden 1981 årligt har optrådt mere eller mindre alvorlige iltsvind i de sydlige farvande. Den lavere kvælstoftilførsel i årene 1989 til 1991 har ikke forbedret iltforholdene i de dybere dele af vore farvande, således som det er sket i kystvandene.

Den generelle målsætning om et upåvirket eller kun svagt påvirket plante- og dyreliv i det marine miljø er dermed enten ikke opfyldt eller truet i hovedparten af de danske farvande.



Resume af rapport om søer

Overvågning af 37 søer

Overvågningsprogrammet omfatter i alt 37 danske søer, hvor miljøtilstanden og udviklingen i tilstanden undersøges. De 37 søer er repræsentative for de danske søer, således at en beskrivelse og vurdering af miljøtilstanden vil være dækkende for de danske søer. Dermed vil vurderinger af effekten af Vandmiljøplanen på tilstanden i overvågningssøerne også være repræsentativ for de danske søer.

Amtskommunerne forestår driften af søovervågningen og rapporterer hvert år om miljøtilstanden og næringsstofftilførsel. Denne rapport sammenstiller resultaterne om miljøtilstanden i søerne i 1991 og vurderer udviklingen i tilstanden især på baggrund af de seneste tre år.

Klimatiske og afstrømningsmæssige forhold

De vigtigste klimatiske og afstrømningsmæssige forskelle mellem de tre år var, at 1989 var et tørt år, og derfor var afstrømningen lille, specielt var afstrømningen i efteråret 1989 lav. Derudover var forsommeren 1991 kold og nedbørsrig, hvilket betød en lavere vandtemperatur og relativt større afstrømning i denne periode.

Vandopholdstid

I søer med størstedelen af vandtilførslen fra grundvand var der kun ringe forskel i vandtilførslen i de tre år. Tilsvarende var vandgennemstrømningen i disse søer nogenlunde konstant over året. I de øvrige søer var opholdstiden længst i 1989 og mere ens i 1990 og 1991, dog kortest i 1990. I disse søer var der stor variation i vandgennemstrømningen over året.

Tilførsel af kvælstof

År til år variationerne i kvælstoftilførsel var tæt knyttet til variationerne i afstrømning. Således var der mindst kvælstoftilførsel i 1989, og størst tilførsel i 1990.

Kvælstoftab

Ved gennemløb af søerne var der et kvælstoftab. Tabet pr. kvadratmeter søoverflade var størst i de hurtigt gennemstrømmede søer, mens tabet i procent af tilført mængde var størst i søerne med lang vandopholdstid. Det gennemsnitlige kvælstoftab var 40-50% af den tilførte kvælstofmængde. Overføres resultaterne fra overvågningssøerne til det samlede søareal i Danmark udgør kvælstoftabet i søer omkring 15% af den samlede udledning af kvælstof til de danske vandløb og søer.

Sæsonvariation i kvælstoftab

Kvælstoftabet afhang af indløbskoncentrationen og var generelt størst om sommeren. I søer uden vandtilførsel om sommeren faldt tabet dog til et lavt niveau, når mængden af opløst nitratkvælstof i søvandet var opbrugt. Derimod var der i søer med konstant kvælstoftilførsel et tab hele sommeren.

Tilførsel af fosfor

Der er i de sidste 20 år sket en reduktion i tilførslen af fosfor til mange af de danske søer, især fordi tilførslen fra rensningsanlæg er nedbragt. Det har betydet, at indløbskoncentrationen af fosfor er faldet. I de sidste tre år er der sket en yderligere reduktion i indløbskoncentrationen.

<i>Kildfordeling af fosfor og kvælstoftilførslerne</i>	I dag er fosfor- og kvælstoftilførslerne fra det åbne land den væsentligste enkeltkilde til søerne og udgjorde som gennemsnit for fosfor 68-75% og for kvælstof 80-85% af den samlede tilførsel. Fosfortilførslen fra spildevandsanlæg og dambrug er også væsentlige.
<i>Tilbageholdelse af fosfor i søerne</i>	I de fleste søer tilbageholdes der fosfor. Tilbageholdelsen er generelt størst i søer med lang opholdstid. Den samlede fosfortilbageholdelse i søerne svarer til 5-15% af den fosformængde, der udledes til ferskvand. Nogle søer nettoeksporterer i dag fosfor, fordi de under tidligere tiders store eksterne fosfortilførsel har ophobet fosfor i søbunden. Denne fosfor frigives nu, især i sommerperioden, og udskylles fra søen via afløbet.
<i>Sæsonvariation i fosfortilbageholdelse</i>	Søerne tilbageholdt generelt fosfor om vinteren. Om sommeren afhæng tilbageholdelsen/eksporten af vandgennemstrømningen og sæsonvariationen i koncentrationen af fosfor i søvandet.
<i>Fald i fosforkoncentration i søvandet fra 1989-90 til 1991</i>	Fra 1989-1990 og til 1991 faldt koncentrationen af fosfor i søvandet med gennemsnitlig 15%. Der er ikke nogen entydig forklaring på dette fald. I nogle af søerne kunne faldet især tilskrives den lavere indløbskoncentration af fosfor i 1990 og 1991. I andre søer er faldet sandsynligvis en effekt af, at den eksterne tilførsel tidligere er reduceret, og faldet i koncentrationen er et skridt i retning af en ny lavere søvandskoncentration. Derudover kan den våde og kolde forsommer i 1991 have betydet en lavere frigivelsen af fosfor fra søbunden, og dermed en lavere søvandskoncentration.
<i>Sæsonvariation af fosfor i søvandet</i>	Sæsonvariationen i koncentrationen af totalfosfor i søvandet er analyseret for en række søer, og der er forsøgt at forklare sæsonvariationen ud fra de processer, som er styrende for frigivelsen fra søbunden og bundfældningen fra vandfasen. Derudover er for en række søer vurderet år til år forskelle i sæsonforløb.
<i>Kvælstof i søvandet</i>	Koncentrationen af kvælstof i søvandet var tæt knyttet til afstrømningen og tilførslen af kvælstof. Der kan ikke observeres noget generelt fald i koncentrationen af kvælstof i overvågnings søerne efter Vandmiljøplanens iværksættelse. Årsmiddelkoncentrationen af totalkvælstof i søvandet var højest i 1990 og nogenlunde ens i 1989 og 1991, mens sommermiddelkoncentrationen var nogenlunde ens i de tre år.
<i>Klorofyl a og sigt dybde</i>	I søer med mere end 15% fald i fosforkoncentrationen var der en markant forbedring af sigt dybden og et lavere klorofyl a indhold. En lavere fosforkoncentration resulterede således i en forbedring af miljøtilstanden. I søer med mindre fald i fosforkoncentrationen kunne der ikke vises nogen forbedring i miljøtilstanden.
<i>Søbundens indhold af næringsstoffer</i>	Der er foretaget en sammenstilling af undersøgelserne i overvågnings søerne om søbundens kemiske sammensætning. Fosforindholdet i søbunden var tæt knyttet indholdet af jern i søbunden, således at der i søer med et jernrigt sediment var højt indhold af

fosfor. Størstedelen af sedimentets fosfor findes som enten jernbundet eller fosfor bundet i organisk stof. Indholdet af kvælstof er tæt knyttet til sedimentets indhold af organisk stof.

Profilmålinger af fosforfraktioner gennem de sidste syv år i Søbygård Sø, som har ophobet store mængder fosfor i søbunden og har en stor nettoeksport af fosfor viser, at fosfor især frigives fra de jernbundne og organiske bundne fraktioner i sedimentet. Profilmålingerne viser også, at fosfor frigives fra helt ned til 20 cm's dybde i sedimentet.

Biologisk struktur i brakvandssøer

I Danmark findes der et stort antal brakvandssøer dækkende en stor del af det indenlandske vandareal. Der findes generelt få oplysninger om miljøtilstanden og den biologiske struktur i disse. I Overvågningsprogrammet indgår to brakvandssøer og sammen med en undersøgelse af 30 andre brakvandssøer danner de grundlag for beskrivelse af den biologiske struktur i brakvandssøerne.

Brakvandssøer - Neomysis og hundestejler

Der er stor forskel på den biologiske struktur og de biologiske samspil i ferskvands- og brakvandssøer. Brakvandssøerne er karakteriserede ved: a) fravær af Dafnier, der er effektiv græsser af planteplankton, b) forekomst af "rejen" *Neomysis*, som spiser dyreplankton og c) en lav fiskebiomasse i næringsrige brakvandssøer og dominans af hundestejler. Tilsammen betyder det, at dyreplankton i de fleste næringsrige brakvandssøer bliver holdt på et lavt niveau. Dermed er dyreplanktonet i mange brakvandssøer ikke i stand til at kontrollere mængden af planteplankton - en evne, der i forvejen er lav, fordi de store dafnier ikke forekommer ved saltholdigheder større end 2 promille.

Brakvandssøer - ingen positiv effekt af undervandsvegetation

I brakvandssøer har undervandsplanter ikke samme positive effekt på vandets klarhed som i ferskvandssøer. I brakvandssøer favoriserer undervandsvegetation forekomsten af *Neomysis* og hundestejle, hvorved dyreplankton holdes yderligere nede. I ferskvandssøer favoriserer undervandsvegetationen aborre og gedde i forhold til skalle og brasen, og dermed mindskes græsningstrykket på de store dyreplanktonarter. I de næringsrige brakvandssøer kan der derfor ikke forventes samme selvforstærkende forbedring af miljøtilstanden, hvis undervandsvegetation etableres.

Biomanipulation i brakvandssøer

Biologiske indgreb for at fremme tilstandsforbedringen i brakvandssøer efter en reduktion i den eksterne næringsstofftilførsel må derfor antages at være forskellig fra de metoder, som anvendes i ferskvandssøer. Fjernelse af "skidtfisk" er således ikke et effektivt indgreb, fordi *Neomysis* får bedre vilkår og overtager fiskenes plads i fødekæden. Indgreb skal derfor både reducere antallet af *Neomysis* og hundestejle, f.eks. ved udsætning af rovfisk.

Den fremtidige miljøtilstand i søerne

Der er foretaget en vurdering af, hvordan miljøtilstanden i de danske søer vil være i fremtiden, og hvilke yderligere tiltag, der kan forbedre den. Såfremt alle udledninger fra spildevand og dambrug til søerne fjernes, vil der opnås en væsentlig forbedring

af miljøtilstanden. Men for de fleste søer vil det ikke være muligt at opnå en klarvandet tilstand, medmindre næringsstofflørslerne fra spredt bebyggelse og dyrkede arealer også reduceres.

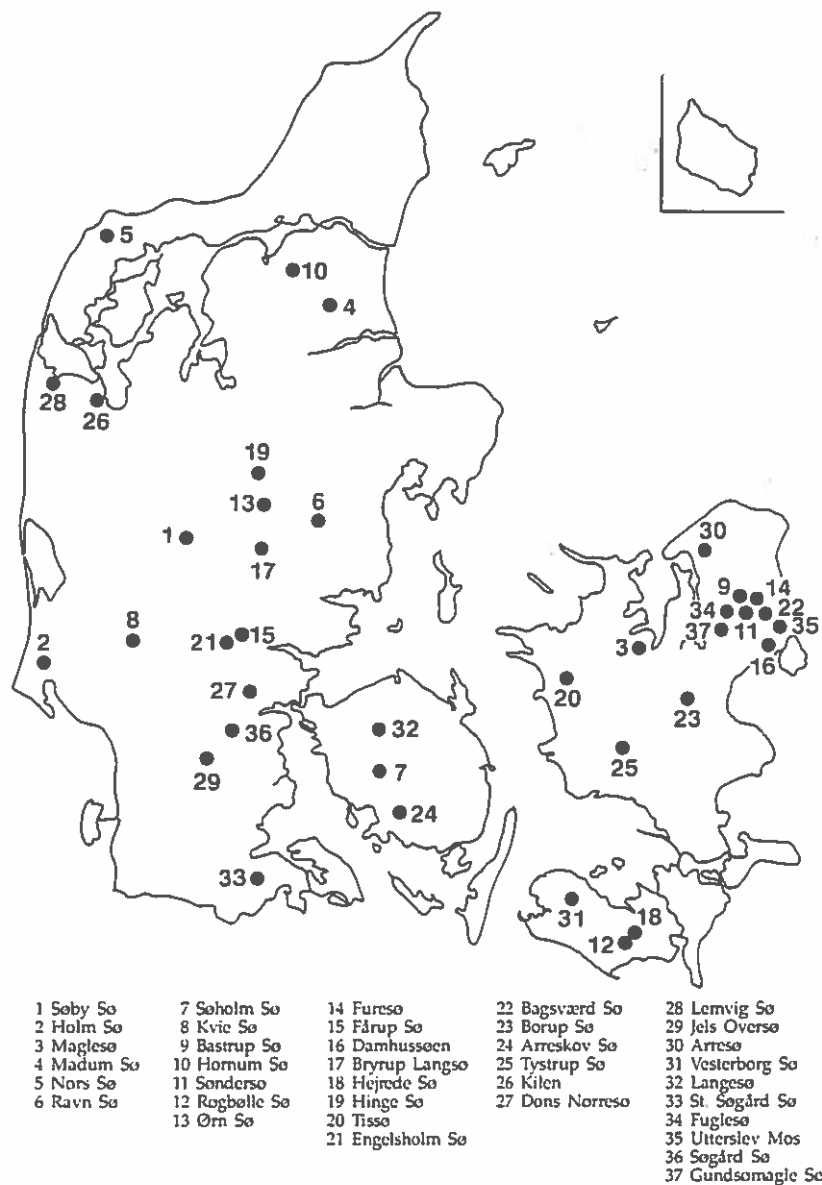
1. Baggrund

1.1 Indledning

Overvågningsprogrammet

Overvågningsprogrammet omfatter i alt 37 søer fordelt nogenlunde ligeligt over landet (Fig. 1.1) og på forskellige søtyper med forskellig grad af næringsstofftilførsel. I søerne undersøges miljøtilstanden hvert år, og udviklingen vurderes. De enkelte amter har ansvaret for driften af søovervågningsprogrammet og rapporterer hvert år om miljøtilstanden i det foregående år. Disse regionale rapporteringer i henholdsvis 1990, 1991 og 1992 danner sammen med de indsamlede primærdata baggrund for denne landsdækkende rapportering. En oversigt over de amtskommunale rapporteringer er angivet i særligt bilagsbind. Danmarks Miljøundersøgelser foretager hvert år sammenstillinger og analyser af de indsamlede informationer, og rapporterer det til en landsdækkende status for miljøtilstanden i vore søer. Tidligere er der udsendt *Kristensen et al. (1990a)* og *Kristensen et al. (1991)*, der beskriver miljøtilstanden i søerne i henholdsvis 1989 og 1990.

Figur 1.1. Geografisk placering af overvågnings søerne.



Måleprogram

Søernes miljøtilstand vurderes ud fra kemiske, fysiske og biologiske målinger i søvandet og ved 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. (1990b)*, *Hansen et al. (1991)*, *Mortensen et al. (1991)* og *Olrik (1991)*.

Tabel 1.1. Oversigt over prøvetagningsfrekvens og måleprogrammer for søovervågning.

	Søvand	Tilløb/afløb
Undersøgelser hvert år med en prøvetagningsfrekvens (antal år ⁻¹) af	19	12-26
Planteplanktonantal, biomasse og sammensætning	x	
Dyreplanktonantal, biomasse og sammensætning	x	
Vandkemiske og fysiske analyser		
pH	x	x
Alkalinitet	x	
Nitrit+nitratkvælstof	x	
Ammoniumkvælstof	x	
Totalkvælstof	x	x
Opløst fosfatfosfor	x	x
Totalfosfor	x	x
Organisk stof (COD/TOC)	x	
Suspenderet stof	x	
Silikat/silicium	x	
Klorofyl a	x	
Totaljern		x
Totalcalcium		x
Kontinuert måling af vandføring		x
Undersøgelser hvert 5. år af		
Fiskebestand		
Næringsstoffer i søbunden		

Repræsentative for de danske søer

Overvågnings søerne er vurderet i forhold til de danske søer generelt og fundet rimeligt repræsentative for disse (*Kristensen et al., 1990a*). Derfor må det forventes, at en beskrivelse og vurdering af miljøtilstanden i overvågnings søerne vil være generelt dækkende for de danske søer.

Søareal, vanddybde og oplandsareal

Oplysninger om overvågnings søernes søareal, vanddybde og oplandsareal er præsenteret i Tabel 1.2. De største søer er Arresø, Furesø og Tystrup Sø alle med søareal større end 5 km², mens hovedparten af de øvrige søer har et søareal mindre end 1 km². Søerne er generelt lavvandede, og omkring 2/3 af søerne har en middeldybde mindre end 3 m. Der er tre søer, hvor vandmassen bliver permanent temperaturlagdelt i sommerperioden: Furesø,

Ravn Sø, og Søholm Sø med maksimumsdybde på henholdsvis 37, 33 og 14 m. De øvrige søer med middeldybde større end 4 meter har temperaturlagdelt vandmasse i varme vindstille perioder om sommeren. Røgbølle Sø, Furesø og Utterslev Mose er inddelt i flere bassiner, hvor miljøtilstanden er forskellig. Derfor undersøges miljøtilstanden på to stationer i disse tre søer.

Table 1.2 Morfometriske forhold i de 37 overvågningssøer.

Sønr.	Sønavn	Søareal (km ²)	Middel- dybde (m)	Største dybde (m)	Vandvo- lumen (10 ⁶ m ³)	Oplands- areal (km ²)
1	Søby Sø	0,73	2,80	6,50	2,05	1,6
2	Holm Sø	0,12	0,67	1,80	0,08	2,4
3	Maglesø	0,15	3,60	6,00	0,53	1,2
4	Madum Sø	2,12	2,93	8,10	6,22	11,1
5	Nors Sø	3,57	4,00	22,00	14,20	20,4
6	Ravn Sø	1,82	15,00	33,00	27,20	56,0
7	Søholm Sø	0,26	6,50	14,70	1,73	5,8
8	Kvie Sø	0,30	1,21	2,60	0,36	0,7
9	Bastrup Sø	0,33	3,34	7,00	1,11	4,1
10	Hornum Sø	0,22	1,46	2,60	0,33	7,9
11	Søndersø	1,23	3,30	7,80	4,10	9,1
12	Røgbølle Sø, samlet	1,97	1,00	4,00	1,97	13,3
12	Røgbølle Sø, nordbassin	.	1,00	4,00	.	.
12	Røgbølle Sø, sydbassin	.	1,00	4,00	.	.
13	Ørnsø	0,42	3,99	10,50	1,68	56,0
14	Furesøen, samlet	9,41	13,50	37,70	127,10	788
14	Furesøen, Storesø	7,38	16,50	37,70	122,20	.
14	Furesøen, Storekalv	2,0	2,50	4,50	4,90	.
15	Fårup Sø	0,99	5,60	11,10	5,56	13,8
16	Damhussøen	0,48	1,56	2,00	0,75	44,8
17	Bryrup Langsø	0,38	4,57	9,00	1,72	45,0
18	Hejrede Sø	0,51	0,90	2,00	0,44	23,5
19	Hinge Sø	0,98	1,20	2,50	1,13	54,9
20	Tissø	12,20	8,20	13,50	100,00	418,0
21	Engelsholm Sø	0,44	2,60	6,10	1,14	15,4
22	Bagsværd Sø	1,21	1,90	3,20	2,33	8,0
23	Borup Sø	0,10	0,90	1,70	0,09	7,7
24	Arreskov Sø	3,17	1,90	3,70	5,88	28,0
25	Tystrup Sø	6,62	9,90	21,70	65,70	682,5
26	Kilen	3,34	2,90	6,50	9,80	35,0
27	Dons Nørresø	0,36	0,95	1,50	0,34	24,0
28	Lemvig Sø	0,16	2,00	3,70	0,30	11,1
29	Jels Oversø	0,08	1,20	1,90	0,11	13,3
30	Arresø	41,96	2,93	5,50	122,90	258,1
31	Vesterborg Sø	0,21	1,40	2,80	0,29	30,3
32	Langesø	0,17	3,10	4,50	0,53	5,7
33	St. Søgård Sø	0,60	2,70	6,60	1,65	44,0
34	Fuglesø	0,05	1,95	2,78	0,10	6,4
35	Utterslev mose, samlet	0,90	1,00	1,70	0,90	1,3
35	Utterslev mose, østbassin	0,30	1,10	1,70	0,20	1,3
35	Utterslev mose, vestbassin	0,36	0,90	1,20	0,28	0,5
36	Søgård Sø	0,27	1,55	2,70	0,42	22,7
37	Gundsømagle Sø	0,32	1,20	1,90	0,31	66,0

1.2 Søernes fosforkoncentration og udvikling i fosfortilførsel

I Tabel 1.2 er søerne tildelt et nummer efter stigende fosforkoncentration.

Sønummer 1-6

Sønummer 1-6 er efter danske forhold rene, klarvandede og næringsfattige søer med totalfosforkoncentration mindre end 0,03 mg P l⁻¹. Disse søer er generelt beliggende i skove og naturområder, som f.eks. Holm Sø i hedeområde og Madum Sø i Rold Skov. Kun i oplandet til Ravn Sø er der en større menneskelig påvirkning pga. landbrugsdrift og udledninger fra mindre bysamfund i oplandet.

Sønummer 7-13

Sønummer 7-13 har fosforkoncentration mellem 0,05-0,1 mg P l⁻¹. Søerne i denne gruppe er især påvirket af næringsstofftilførsler fra spredt bebyggelse og landbrugsjord, men for Ørn Sø også fra mange dambrug i vandløbet, der fører til søen.

Sønummer 14-21

Sønummer 14-21 har fosforkoncentration mellem 0,1-0,2 mg P l⁻¹. Disse søer er idag især påvirket af næringsstofftilførsler fra spredt bebyggelse og landbrugsjord, men nogle af søerne modtager også rensset spildevand f.eks. Furesø og Tissø. Fårup Sø modtager omkring 30% af fosfortilførslen fra dambrug langs søbredden (Vejle Amt, 1991). Damhussøen er især påvirket af regn- og kloakoverløb fra de omkringliggende byområder. Karakteristisk for nogle af søerne er, at de i 50'erne, 60'erne og 70'erne modtog store fosfortilførsler fra spildevandsudledninger i oplandet. Denne eksterne tilførsel er nedsat markant indenfor de sidste 20 år, men en del af de tidligere tiders store fosfortilførsler er ophobet i søbunden og frigives i sommerperioden og påvirker tilstanden. F.eks. modtog Furesø store mængder næsten urensset spildevand op til 1975, hvorefter fosfortilførslen blev nedsat med mere end 90% på grund af bedre rensning af spildevandet (Københavns Amt, 1989). Det tager omkring 14 år at udskifte alt vandet i Furesøen, således er søen kun gennemskyllet godt en gang med det mere næringsfattige vand efter den bedre rensning. Søen er idag stadig påvirket af de tidligere spildevandsudledninger, og påvirkningen herfra vil gradvist aftage. Spildevandstilførslerne til Engelsholm Sø blev afskåret i 70'erne, og søen er gennemskyllet mere end 100 gange siden, men søen er stadig påvirket af frigivelse af fosfor fra søbunden i sommerperioden (Vejle Amt, 1990).

Sønummer 22-27

Sønummer 22-27 har fosforkoncentrationer omkring 0,2-0,4 mg P l⁻¹. Søerne i denne gruppe har alle modtaget fosfortilførsler fra spildevand fra rensningsanlæg, men idag er næringsstofftilførsler fra spredt bebyggelse og landbrugsjord den vigtigste enkeltkilde. Søernes høje fosforkoncentration og dermed dårlige miljøtilstand skyldes både fortidens urensede spildevand og tilførslerne fra det åbne land. Kilen er også påvirket af tilførsler fra dambrug.

Sønummer 28-37

Sønummer 28-37 er søerne med de højeste fosforkoncentrationer, dvs. højere end 0,4 mg P l⁻¹. Søerne er generelt lavvandede, og de fleste modtager spildevandsudledninger og er placeret i landbrugsområder. Fosfortilførslen til søerne i denne gruppe er ge-

nerelt reduceret markant indenfor de senere år, enten på grund af bedre rensning af spildevand eller afskæring af spildevand. F.eks er fosfortilførslen til Arresø reduceret fra 70-90 ton år⁻¹ i 1976-86 til omkring 23 tons år⁻¹ i 1990 og 1991 (*Frederiksborg Amt, 1992*).

Reduktion i fosfortilførslen i de sidste 20 år

Søerne i naturområderne er således de reneste med lavest fosforkoncentration. De øvrige søer påvirkes i en vis grad på grund af menneskelige aktiviteter i oplandet, især fra spildevand, dambrug, spredt bebyggelse og landbrug. Der er dog indenfor de sidste 20 år sket en stor reduktion i fosfortilførslerne. Således er der i oplandet til søerne, som tidligere modtog en stor tilførsel fra spildevandsanlæg, foretaget indgreb for at reducere tilførslen fra anlæggene enten ved at indføre bedre rensningsforanstaltninger eller ved at føre udledningerne uden om søen. I mange af søerne er der i perioden med stor tilførsel fra punktkilder ophobet store mængder af fosfor i søbunden. Dette fosfor frigives nu. Nogle søer vil få det bedre, når "fortidens synder" er frigivet og udvasket fra søen. Alt i alt er der igangsat en udvikling, der vil medføre en bedre vandkvalitet. Denne udvikling skyldes især amtskommunernes tilsyn med søerne og deraf følgende påbud om at reducere udledninger fra punktkilderne i oplande til søerne.

1.3 Vandmiljøplanen

Vandmiljøplanen

Vandmiljøplanen vil kun i begrænset omfang yderligere reducere fosfortilførslerne til søerne. I følge Vandmiljøplanen skal udledningerne af fosfor og kvælstof til vandmiljøet, ferske vande og marine områder, reduceres med henholdsvis 80 og 50%.

I Vandmiljøplanen opnås størstedelen af reduktionen i fosforudledningen 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*). For at forbedre miljøtilstanden i søerne kan amterne stille skrappe 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 sø's miljøtilstand, er det i dag meget svært at gribe ind overfor fosfortilførslen 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 vurdere søernes næringsstofftilførsel og miljøtilstand samt følge udviklingen i denne
- at øge vores viden om søernes reaktion på nedsat næringsstofftilførsel.

Indhold af rapporten

I denne rapport vurderes søernes næringsstofftilførsel i årene 1989

til 1991, og forskelle i sæsonforløb af næringsstofftilførsel præsenteres. Samtidig vurderes det, hvilke processer der har betydning for næringsstofftilbageholdelse i søerne.

Miljøtilstanden i søerne vurderes ud fra næringsstofkoncentrationer, klorofyl a og sigtdybde. Derudover belyses, om miljøtilstanden i søerne er under forbedring under hensyn til, at der indenfor de sidste 20 år er sket en reduktion i fosfortilførslen til mange af søerne.

Der gives en oversigt over næringsstofindholdet i søbunden.

Der gives en beskrivelse af miljøtilstand og den biologiske struktur i brakvandssøer. I Danmark findes der mange lavvandede brakvandssøer, men der eksisterer generelt kun ringe viden om disse søers miljøtilstand og deres biologiske struktur.

Til sidst vurderes de forskellige kilders andel af næringsstofftilførslen til søerne, og effekten på miljøtilstanden af at reducere de forskellige kilders udledninger vurderes.

2. Meteorologiske og hydrologiske forhold

2.1 Indledning

Meteorologiske forhold som temperatur, solindstråling og nedbør, og hydrologiske forhold, afstrømning og vandopholdstid, der har betydning for miljøtilstanden i overvågningssøerne, er kortfattet vurderet for årene 1989-1991.

2.2 Luft- og vandtemperatur

Lufttemperatur

Årsmiddellufttemperaturen har i årene 1989-91 været højere end normalen på 7,7 °C for perioden 1961-90. Specielt 1989 og 1990 har med henholdsvis 9,2 °C og 9,3 °C været blandt de varmeste i dette århundrede. I 1991 var årsmiddeltemperaturen 8,1 °C.

I første halvår af 1989 og 1990 har lufttemperaturen været over normalen, mens temperaturen i andet halvår har været omkring normalen. I 1991 var temperaturen lavere i første halvår end i de to foregående år, mens den i andet halvår var højere. Især maj og juni var koldere i 1991 (Tabel 2.1).

Tabel 2.1. Lufttemperatur i sommerperioden i 1989, 1990 og 1991 (efter Olesen, 1990, 1991 og 1992, Cappelen og Frich, 1992).

	maj	juni	juli	august	september
1989	11,5	14,8	16,7	15,2	13,5
1990	12,2	14,6	15,6	16,8	11,9
1991	9,3	11,6	17,3	16,6	13,4
normal 1961-90	10,8	14,3	15,6	15,7	12,7

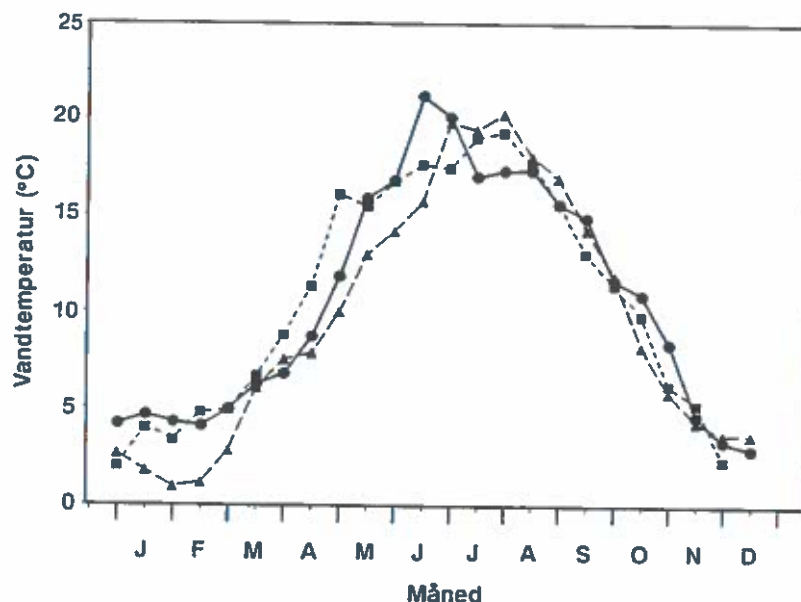
Vandtemperatur

Vandtemperaturen i overfladevandet af søerne følger sæsonvariationen i lufttemperaturen (Fig. 2.1). Vandtemperaturen var i første kvartal 1989 og 1990 omkring 5 °C og mellem 1 til 3 °C i 1991. Temperaturen steg igennem andet kvartal til mellem 15-20 °C i juni måned, i 1990 skete stigningen en halv måned førend i 1989 og en måned førend 1991. I perioden juni-august lå vandtemperaturen omkring 15-20 °C. Fra primo september og året ud faldt temperaturen fra 16-17 °C og med omkring 4 °C pr. måned til mindre end 5 °C omkring årsskiftet.

I Tabel 2.2 er angivet månedsmiddelvandtemperatur i sommermånederne i de tre år. Vandtemperaturen var 2-3 °C højere end lufttemperaturen, sandsynligvis fordi vandtemperaturen er målt i forbindelse med tilsyn midt på dagen. Maj og juni 1991 havde også forholdsvis lave vandtemperaturer.

Figur 2.1. Sæsonforløb af vandtemperaturen i overfladevandet i overvågnings-søerne (tidsvægtede halv-månedsværdier).

● 1989, ■ 1990 og ▲ 1991.



Tabel 2.2. Månedsmiddeltemperatur i overfladevandet i overvågnings-søerne i sommerperioden i 1989, 1990 og 1991.

	maj	juni	juli	august	september
1989	13,9	18,8	18,3	17,3	15,2
1990	15,7	17,4	18,3	18,5	14,3
1991	11,6	15,0	19,6	19,2	15,6
gns. 1989-91	13,7	17,1	18,7	18,3	15,0

2.3 Soltimer

Solindstrålingen er af betydning for opvarmning af søvandet og væksten af planteplankton og undervandsvegetation i søerne. I Tabel 2.3 er angivet antallet af soltimer i sommeren i de tre år. Antallet af soltimer var højest i sommeren 1989 med 1269 soltimer, mens der i 1990 og 1991 var henholdsvis 1101 og 1090 soltimer nogenlunde lig med middelværdien for perioden 1971-90 på 1080 soltimer. I juni 1990 og 1991 var der et færre antal soltimer end normalt, mens specielt perioden fra maj-juli 1989 var meget solrig.

Tabel 2.3. Soltimer i sommerperioden i 1989, 1990 og 1991 (efter Olesen 1990, 1991 og 1991, Cappelen og Frich 1992).

	maj	juni	juli	august	september
1989	318	312	264	191	184
1990	291	171	276	240	123
1991	261	160	276	219	174
gns. 1971-90	246	233	236	220	145

2.4 Nedbørs- og afstrømningsmæssige forhold i 1989, 1990 og 1991

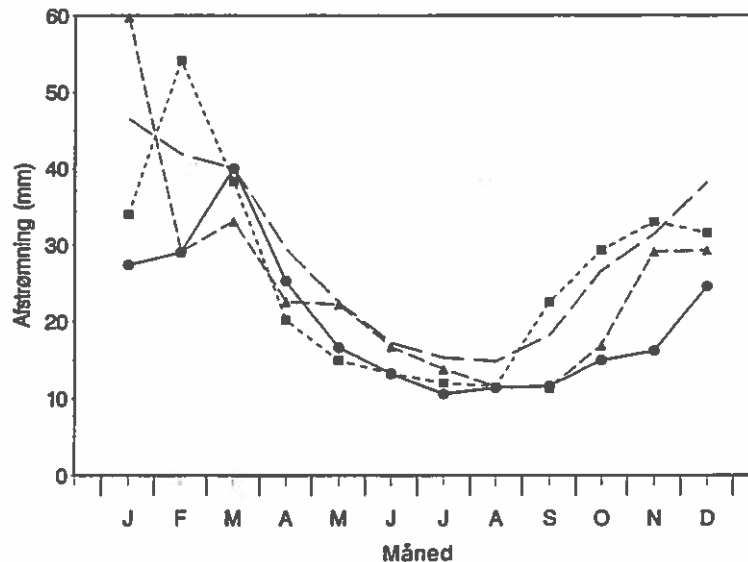
Nedbør

1989 var et tørt år med middelnedbør 21% mindre end middelværdien for perioden 1981-1991, mens 1990 var et vådere år med en middelnedbør 10% større. I 1991 lå nedbøren omkring 11% under middelværdien for perioden 1981-1991. Jylland fik i 1991 mindre nedbør end normalt, mens Øerne fik mere end normalt. Det skyldes især forskelle i nedbørsmængderne i juni måned, hvor der især på Øerne var et usædvanligt stort nedbørsoverskud.

Afstrømning

Ferskvandsafstrømningen på landsplan var i 1989 kun 70%, i 1990 92% og i 1991 87% af middelværdien for perioden 1981-1991. Der var dog ligesom for nedbøren forskel mellem Jylland og Øerne med hensyn til afstrømning i 1991, således at afstrømningen i Jylland var mindre end normalt, mens på Øerne var der generelt højere afstrømning end normalt (se i øvrigt *Kronvang et al., 1992*)

Figur 2.2. Sæsonforløb af månedsafstrømningen på landsplan (fra *Kronvang et al. 1992*). Der er angivet middelmånedsafstrømning for perioden 1980-1991. ● 1989, ■ 1990 og ▲ 1991.



Sæsonvariationen i afstrømningen viser høje værdier i månederne januar til marts og november samt december. Fra april er afstrømningen faldende til lave værdier i månederne juni til august, hvorefter afstrømningen er stigende til november. I alle tre år har afstrømningen i sommeren generelt været mindre end normalt. Dog var afstrømningen i maj og juni 1991 omkring det normale og højere end i 1989 og 1990, og september 1990 havde også en forholdsvis høj afstrømning (Fig. 2.2).

For nærmere beskrivelse af de meteorologiske og afstrømningsmæssige forhold henvises til *Kronvang et al. (1992)*.

2.4 Vandbalance for søerne

Indledning

Vandtilførslen til en sø sker via vandløb, indsvivende grundvand

og nedbør på søoverfladen. I de fleste søer udgør vandtilførsler fra et eller flere vandløb hovedparten af vandtilførslen. I vandløb, som især modtager overfladisk afstrømmende vand, varierer afstrømningen meget over året og er stor i vintermånederne og ved nedbørsbegivenheder. I vandløb, som især modtager grundvand, vil der kun være ringe variation i afstrømningen over året. Tilsvarende vil sæsonvariationen i vandtilførslen til en sø afhænge af, om søen er placeret i et lerjordsopland med primært overfladisk afstrømning og derfor stor sæsonvariation i vandtilførslen, eller om søen er placeret i et sandjordsopland, hvor afstrømningen primært foregår via grundvand, og der er lille sæsonvariation i tilførslen.

Søer med konstant vandtilførsel over året har også nogenlunde konstant vandopholdstid og i mange tilfælde også konstant næringsstofftilførsel. I søer med variabel vandtilførsel vil der i perioder med stor vandtilførsel være kort opholdstid og normalt stor næringsstofftilførsel, mens der i perioder med ringe vandtilførsel kan være meget lille vandudskiftning i søen og den eksterne næringsstofftilførsel er af lille betydning.

Kendskab til vandtilførslen og sæsonvariationen i denne er vigtig ved vurdering søerne.

Metode

På baggrund af månedsvandtransporter i tilløb og afløb samt indregning af fordampning fra og nedbør direkte på søoverfladen, har det været muligt at opstille månedlige vandbalancer for 18 af overvågningsøerne.

Balancerne er beregnet således:

$$\begin{aligned} \text{Målt tilførsel i vandløb} + \text{umålt tilførsel} + \text{indsivning} + \text{nedbør} = \\ \text{Målt afløb} + \text{fordampning} + \text{udsivning} + \text{magasinændring} \end{aligned}$$

Målt vandtilførsel og fraførsel i de vigtigste tilløb og afløb er beregnet af de enkelte amter, og tilførslen fra det umålte topografiske opland er beregnet ved at antage, at arealafstrømningen fra det umålte opland er lig med arealafstrømningen fra det målte opland.

Nedbør og fordampning er beregnet ved anvendelse af månedsmiddelnedbør (DMI, 1989, 1990, 1991) og månedsmiddel potentiel fordampning (Olesen 1990, 1991, 1992) for den amtskommune, hvor søen er beliggende.

Nedbør og fordampning direkte på og fra søoverfladen har dog for de fleste søer ringe betydning for den samlede vandbalance.

Vandbalancerne er herefter afstemt månedsvis ved hjælp af indsivning/udsivning, således at den totale vandtilførsel bliver lig med den totale vandfraførsel. Dog således, at der er taget højde for magasinændringer i søernes vandvolumen.

Kun i et fåtal af søerne har der været oplysninger om vandstandsændringer (og dermed magasinændringer) for alle år, og magasi-

nændringerne er derfor i de fleste af søerne indregnet ved at opstille en simpel vandbalancemodel, der tillader søvolumen at variere inden for et givet interval (normalt +/- 10% af søens vandvolumen).

Afstemningen af vandbalancen har for nogle af søerne vist en uforklarlig variation i ind/udsivning, som nok først og fremmest repræsenterer måleusikkerhed på tilførsel og fraførsel med vandløb.

For yderligere syv søer er vandbalancen opstillet på årsbasis. I resten af søerne har det ikke umiddelbart været muligt at opstille vandbalancer.

Årsopholdstid

Vandets opholdstid på årsbasis er angivet i Tabel 2.4 for de 25 søer, hvor vandbalancen er beregnet.

Vandopholdstiden i 1991 var nogenlunde lig med opholdstiden i 1990, mens den i 1989, som var et nedbørsfattigt år, generelt var længere. I 1991 havde halvdelen af søerne (median) en opholdstid, der var mindre end 0,25 år.

Tabel 2.4. Vandopholdstid i 1989, 1990 og 1991.

	år	antal	gns	25%	median	75%
Vandopholdstid (år)	1989	23	1,9	0,09	0,26	2,1
	1990	25	1,4	0,05	0,22	1,0
	1991	24	1,2	0,06	0,25	1,2

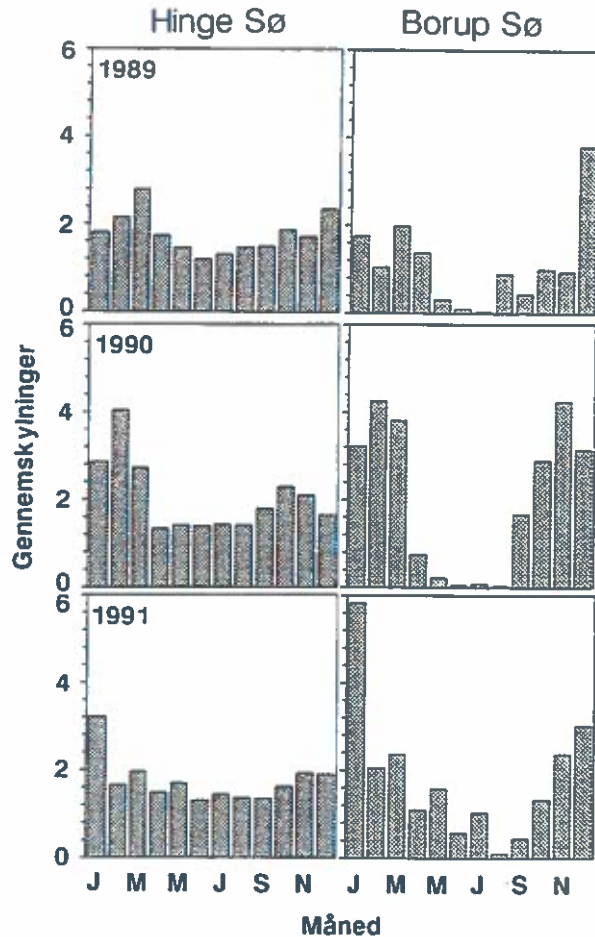
Månedsvandbalancer

Selv om vandopholdstiden på årsbasis er af samme størrelse, kan der være stor variation i afstrømningsmønstret til de enkelte søer. Som eksempel på det, er der i Figur 2.3 vist de beregnede månedlige vandbalancer for Borup Sø og Hinge Sø i de tre år.

Vandbalancen er udtrykt som antal gennemskylninger pr. måned, og selv om årsopholdstiden i de to søer er næsten ens (0,04-0,07 år), er det tydeligt, at variationen over året er langt mindre i Hinge Sø end i Borup Sø.

I Borup Sø er vandtilførslen meget stor i vinterhalvåret, men til gengæld meget lille om sommeren (se f.eks. 1990). Dette afstrømningsmønster er typisk for østdanske søer på de lidt tungere lerede jorder. I disse søer er år til år variationen i vandtilførslen også større end i søer som Hinge Sø. I det tørre år 1989 var årsopholdstiden henholdsvis 0,070 og 0,047 år i Borup Sø og Hinge Sø, mens den i 1990 og 1991 var 0,040 og 0,043 i Borup Sø samt 0,040 og 0,048 i Hinge Sø. En variation på en faktor 1,8 fra det tørre år til de normale år i Borup Sø, men stort set ingen variation i Hinge Sø.

Figur 2.3. Antal gennemskylninger pr. måned for Borup Sø og Hinge Sø i årene 1989 til 1991.



Den lille variation i Hinge Sø skyldes, at en væsentlig del af vandtilførslen udgøres af grundvand.

Vandtilførslen til Borup Sø varierer således mere med variationer i nedbøren. F.eks. ses det, at maj-juni 1991 var våde, nedbørsrige måneder, og at januar-februar 1989 var specielt nedbørsfattige med deraf følgende lav vandføring og få gennemskylninger i forhold til de øvrige år.

Kvartalsvandbalancer

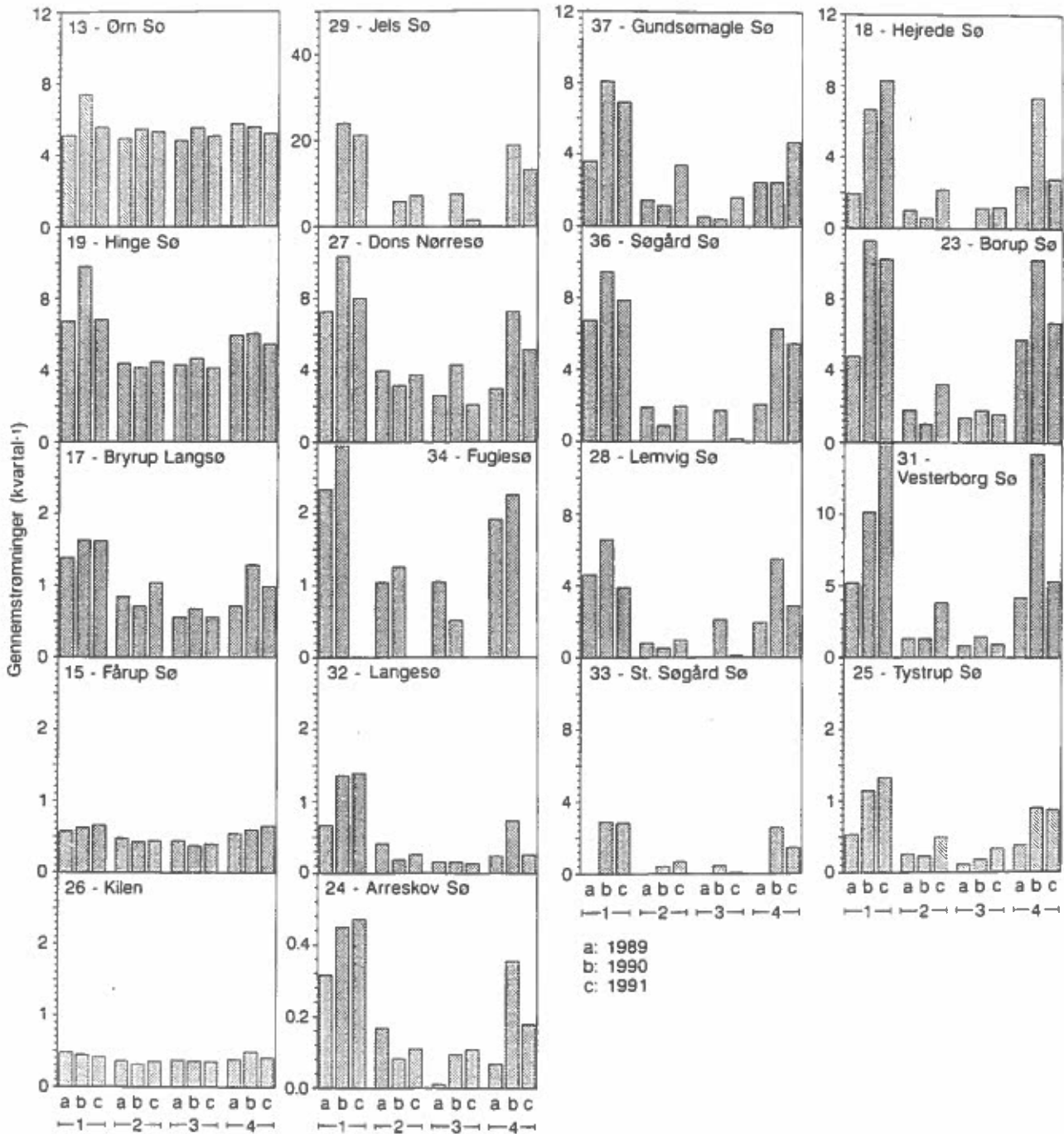
I Figur 2.4 er vist kvartalsvandbalancer for 18 af søerne. Vandbalancerne er udtrykt som antal gennemskylninger pr. kvartal.

Det er tydeligt, at der er stor forskel i det relative afstrømningsmønster til søerne. I fem af søerne (venstre kolonne) er der kun en beskedent årstidsvariation, ligesom variationen fra år til år er lille (Hinge Sø-typen).

I de øvrige søer er der større dynamik i sæsonvariationen, der påvirkes af nedbøren og fordampningen de enkelte måneder, og der er således også større år til år variation.

I disse søer ses det, at afstrømningen var relativt lav i første kvartal 1989, og relativt høj i andet kvartal 1991.

VANDGENNEMSTRØMNING KVARTAL¹



Figur 2.4. Antal gennemskylninger pr. kvartal i en række af overvågnings søerne i årene 1989 til 1991.

2.5 År til år forskelle i meteorologien og afstrømning og den mulige betydning for søerne

De vigtigste forskelle mellem de tre år er, at 1989 var et tørt år, og derfor var afstrømningen lav, specielt var afstrømningen i efteråret 1989 lav. Derudover var maj og juni i 1991 kolde og nedbørsrige, hvilket betød en lavere vandtemperatur og forholdsvis større afstrømning i denne periode.

År til år variationerne og forskelle i sæsonforløbet af afstrømningen imellem årene vil især have betydning i de søer, som i

øvrigt har en stor sæsonvariation i afstrømningen (Borup Sø-typen).

Den lavere vandtemperatur i forsommeren 1991 vil i forhold til de øvrige år, nedsætte de biologiske processer, der er afhængige af temperaturen. F.eks. kan årets fiskeyngel have haft dårligere betingelser, der kan være mindre udvikling af blågrønalger, og fosforfrigivelsen fra søbunden kan være reduceret.

3. Stofbalancer

3.1 Indledning

Søernes miljøtilstand er, ud over de naturgivne forhold som vanddybde, vandopholdstid m.v., først og fremmest bestemt af næringsstofftilførslerne.

For 25 af de 37 søer i overvågningsprogrammet er der beregnet stofbalancer for totalkvælstof og totalfosfor. For de øvrige søer har det ikke umiddelbart været muligt at beregne disse balancer med rimelig sikkerhed.

3.2 Metode

Ud fra amternes indberettede månedstransporter af totalkvælstof og totalfosfor i tilløb og afløb er de samlede tilførsler og fraførsler til 18 af søerne opgjort månedsvis for årene, 1989-91.

Stofbalancerne er opstillet ud fra de beregnede månedsvandbalancer. Det er generelt antaget, at stofkoncentrationer i vandtilførsler fra umålt opland og i indsivende vand har været lig med de vandføringsvægtede månedlige stofkoncentrationer i de målte vandtilførsler. Begrundelsen herfor er, at de beregnede indsivninger af vand til søerne generelt formodes i højere grad at repræsentere måleusikkerhed på vandbalancen end reel indsivning. Tilsvarende er afløbskoncentrationen anvendt til beregning af udsivende stofmængde.

Atmosfærisk tilførsel er medregnet for de søer, hvor den er betydende for den samlede stoftilførsel, og følgende værdier er anvendt: fosfor $0,15 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, kvælstof $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Der er ikke medregnet nogen tilførsel via kvælstoffixerende blågrøn-alger.

For ovennævnte 18 søer er yderligere beregnet de månedlige tilbageholdelser i søen, således;

$$\text{Tilbageholdelse} = \text{stofftilførsel} - \text{stoffraførsel} - \text{magasinændring}$$

hvor magasinændringen er ændringen i stofmængde i søen over den pågældende måned.

Opgørelsen af stofbalancerne på månedsbasis kan for den enkelte sø og måned være forbundet med noget usikkerhed, specielt i vintermånederne med få målinger i afløbet. Men tendenserne i materialet om sæsonforløb og på baggrund af de mange søer kan være nyttige ved vurdering af de processer, som er bestemmende for kvælstof- og fosfordynamikken i søerne.

For yderligere syv søer med lang opholdstid er opstillet årsbalancer.

3.3 Kvælstof, årsmassebalancer

Årsbalancer

I Tabel 3.1 er vist beskrivende statistiske værdier for de 23-25 søer, hvor det har været muligt at opstille kvælstof-massebalance.

Kvælstoftilførslen til søerne var lille i det 'tørre' år 1989 i forhold til 1990, hvor tilførslen var næsten dobbelt så stor. Hovedsageligt fordi vandtilførslen var større, men også fordi der var en stigning i indløbskoncentrationerne (Tabel 3.1 og Fig. 3.1). I 1991 faldt såvel tilførslerne som indløbskoncentrationerne igen for førstnævntes vedkommende dog ikke til 1989-niveauet.

Ved vandets passage af søerne reduceres kvælstofkoncentrationen betydeligt. Først og fremmest fordi der sker en denitrifikation, hvor nitrat-kvælstof omdannes til gasformig kvælstof, der udveksles til atmosfæren. Kun en mindre del af kvælstoftilbageholdelsen sker i form af permanent indlejring i søbunden.

Kvælstoftilbageholdelsen pr. m² søareal var mindst i 1989, hvor også tilførslen var mindst, men det bemærkes, at den relative, procentvise tilbageholdelse var størst i 1989, hvor også vandets opholdstid var størst.

Tabel 3.1. Kvælstofbalancer for overvågningssøer 1989-91. Koncentrationerne er vandføringsvægtede.

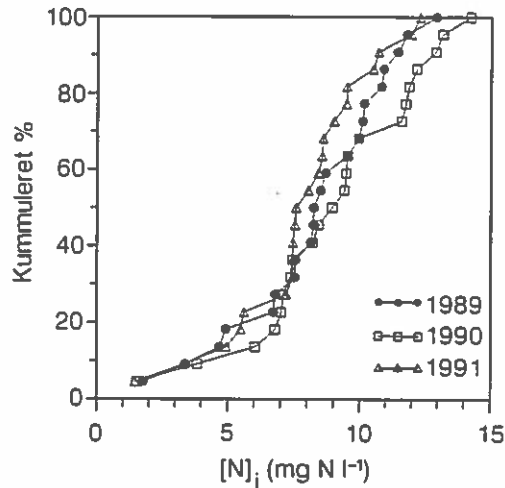
	år	antal	gns	25%	median	75%
Tilførsel (g N m ⁻² år ⁻¹)	1989	23	76,9	27,7	73,6	119
	1990	25	157	43,1	146	184
	1991	24	125	33,6	104	151
Indløbskoncentration (mg N l ⁻¹)	1989	23	8,30	6,72	8,49	10,2
	1990	25	9,24	7,37	9,46	11,8
	1991	24	8,03	7,06	7,81	9,9
Udløbskoncentration (mg N l ⁻¹)	1989	23	4,04	2,07	4,03	5,28
	1990	25	5,12	2,59	5,52	7,27
	1991	24	4,68	2,44	4,70	6,25
Tilbageholdelse [*] (g N m ⁻² år ⁻¹)	1989	23	30,0	15,3	26,4	46,5
	1990	25	46,4	17,9	39,1	73,5
	1991	24	33,3	16,2	28,6	48,7
Tilbageholdelse [*] (%)	1989	23	50,0	32,5	50,2	65,3
	1990	25	43,1	23,8	42,9	63,1
	1991	24	41,0	17,3	40,1	60,1

* inkl. magasinændring.

Kvælstoftab i danske søer

Ud fra tabet (tilbageholdelsen) af kvælstof i overvågningssøerne kan det samlede tab af kvælstof i de danske søer beregnes, idet overvågningssøerne er fundet rimeligt repræsentative for danske søer.

Figur 3.1. Den kumulerede procentvise fordeling af den vandføringsvægtede indløbskoncentration af kvælstof [N]_i til 22 overvågningssøer 1989-91.



Ses bort fra Arresø, der er 42 km² stor, dækker de øvrige 22-24 søer et areal på 44-45 km² ud af et samlet søareal i Danmark på 434 km² (Danmarks Statistik, 1968), og de arealvægtede kvælstoftilbageholdelser er beregnet til 28, 47 og 38 g N m⁻² år⁻¹ i henholdsvis 1989, 1990 og 1991.

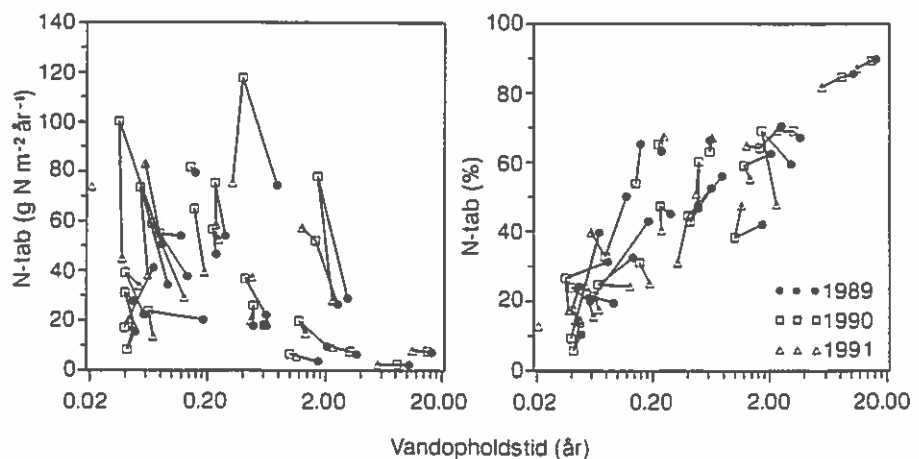
Antages disse at være gældende for det samlede søareal i Danmark kan den totale kvælstoftilbageholdelse beregnes til 12300, 20200 og 16300 tons kvælstof i 1989, 1990 og 1991. Dette svarer til ca. 15-20% af den samlede udledning af kvælstof til ferskvand i Danmark (Kronvang et al., 1991, 1992).

Kvælstoftab afhænger af vandopholdstid

Afbildes det absolutte kvælstoftab mod vandopholdstiden ses (Fig. 3.2 A), at søer med kort opholdstids generelt har et større absolut kvælstoftab end søer med lang opholdstid. Der er endvidere en tendens til, at variationen i tilbageholdelse fra år til år i den enkelte sø kan relateres til forskelle i opholdstiden.

Omvendt er det procentuelle tab af den tilførte kvælstofmængde størst i søer med lang vandopholdstid (Fig. 3.2 B). Også her kan år til år variationen i tilbageholdelse i den enkelte sø til dels forklares af varierende opholdstid, således at jo mindre vandopholdstiden er, des mindre er også den procentvise tilbageholdelse.

Figur 3.2. Vandopholdstidens betydning for det absolutte kvælstoftab A) og det procentvise tab af tilførslen B) i 25 af overvågningssøerne 1989-91.



Kvælstof i sø og indløbsvand

Søernes kvælstofkoncentration er udover opholdstiden også afhængig af indløbskoncentrationen af kvælstof.

Jensen et al., (1990) har testet en række empiriske modeller til forudsigelse af den gennemsnitlige årskoncentration af totalkvælstof i søer som funktion af indløbskoncentration, vandopholdstid og vanddybde i søerne.

I Figur 3.3 A,B er vist, hvorledes de observerede og beregnede kvælstofkoncentrationer er relateret for to af ovennævnte modeller. Data til testning af modellerne er overvågningssøer med middeldybder mindre end 5 meter og en vandopholdstid mindre end 1 år.

I Model 1 antages, at årskoncentrationen alene er direkte proportional med den vandføringsvægtede indløbskoncentration $[N]_i$, og den er i nogen grad i stand til at beregne kvælstofniveauet i de enkelte søer ud fra indløbskoncentrationen. År til år variation i den enkelte sø beskrives dog dårligt.

I Model 3 (Fig. 3.3B) antages, at kvælstofkoncentrationen er en funktion af indløbskoncentration, vandopholdstid og middeldybde, således at kvælstofkoncentrationen falder med større opholdstid, og stiger med øget dybde. Denne model er på udmærket vis i stand til at forklare en stor del af år til år variationen i den enkelte sø.

Den gennemsnitlige kvælstofkoncentration i en sø er således stærkt relateret til indløbskoncentration, men også til vandopholdstid og vanddybde.

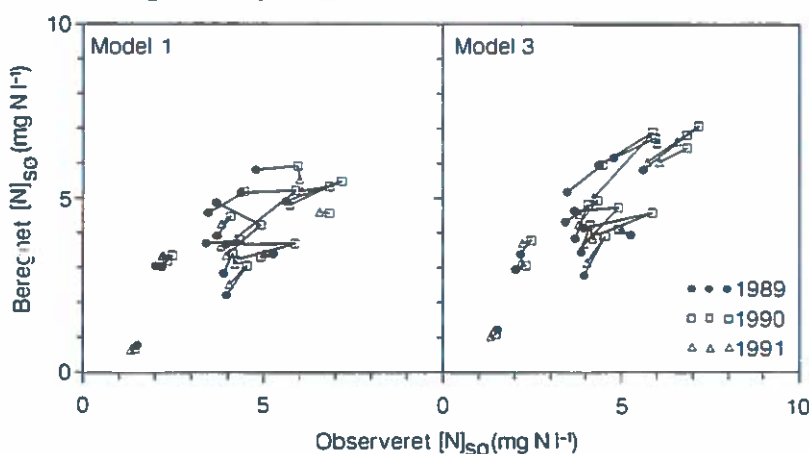
Figur 3.3. Beregnet tidsvægtet årgennemsnit af kvælstof sammenlignet med observeret søkoncentration.

Model 1, (Jensen et al., 1991): $[N]_{sø} = 0,45 * [N]_i$

Model 3, (Jensen et al., 1991):
 $[N]_{sø} = 0,34 * [N]_i * tw^{-0,16} * z^{0,17}$

hvor

$[N]_i$ er vandføringsvægtet årlig indløbskoncentration, tw er vandet opholdstid i år
 z er søens middeldybde



3.4 Sæsonvariation i kvælstoftilførsel og tilbageholdelse

Som det blev vist i kapitel 2, er overvågningssøerne ikke alene meget forskellige med hensyn til vandopholdstid - der er også stor forskel på sæsonvariation i vandgennemstrømningen. Enkelte søer har en næsten konstant vandgennemstrømning over året, mens andre har et hurtigt vandskifte om vinteren men meget ringe eller intet vandskifte i sommermånedene.

I de fleste vandløb er der yderligere højere koncentrationer af kvælstof i vintermånedene og lave koncentrationer i sommer-

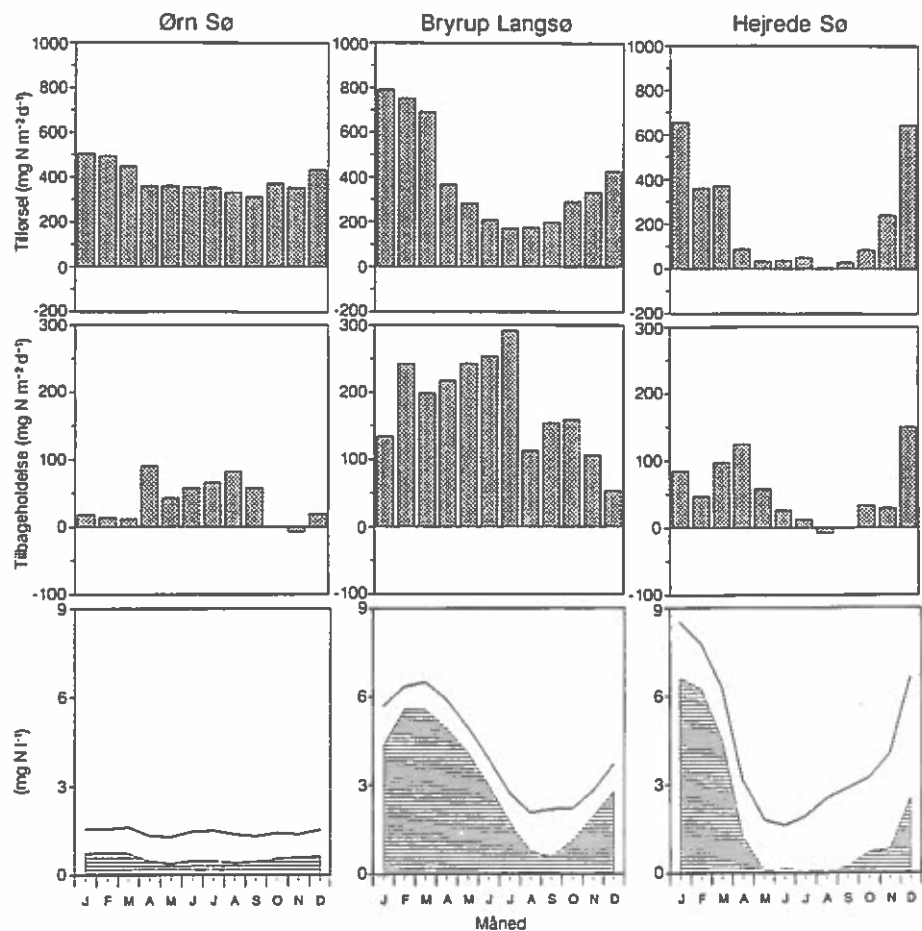
Søerne er forskellige

perioden. Den kombinerede effekt heraf medfører derfor en stor sæsonvariation i kvælstoftilførslen til de fleste søer.

I det mindste 3 hovedtyper kan erkendes (Fig. 3.4):

- søer, som Ørn Sø, hvor såvel vand- som kvælstoftilførsel er konstant over året
- søer, som Bryrup Langsø, med en moderat sæsonvariation i vandgennemstrømning og kvælstoftilførsel
- søer, som Hejrede Sø, hvor vand- og kvælstoftilførslen er meget lille i sommerhalvåret, og stor om vinteren.

Figur 3.4. Gennemsnitlig månedsværdier for tilførsel og nettotilbageholdelse af totalkvælstof til tre overvågningssøer samt totalkvælstof og nitrat (skraveret) i søvandet 1989-91. Ørn Sø: %N-tilbageholdelse=5-13%, $tw=0,04$ år, $z=4$ m, $[N]_i=1,4-1,8$ mg N/l
Bryrup Langsø: %N-tilbageholdelse=40-50%, $tw=0,24$ år, $z=4,5$ m, $[N]_i=6-8$ mg N/l
Hejrede sø: %N-tilbageholdelse=20-40%, $tw=0,06-0,18$, $z=0,8$ m, $[N]_i=7-11$ mg N/l



Sæsonvariation i tilbageholdelse og kvælstof i søvand

De tre søtyper er også meget forskellige med hensyn til sæsonvariation i tilbageholdelse og koncentrationsforløb.

Den vandføringsvægtede indløbskoncentration var lavest og nogenlunde konstant over året i Ørn Sø omkring 1,4-1,8 mg N l⁻¹. Indløbskoncentrationen var højere i Bryrup Langsø og Hejrede Sø henholdsvis 6-8 og 7-11 mg N l⁻¹. I disse to søer var der en sæsonvariation i indløbskoncentrationen med relativt høje værdier i vinterperioden og lave om sommeren.

Forskellene i indløbskoncentration i mellem søerne afspejledes også i søvandskoncentration af totalkvælstof og nitratkvælstof. Således fandtes den laveste koncentration af kvælstof i Ørn

Sø, mens der var højere koncentration i Bryrup Langsø og Hejrede Sø.

Kvælstof tabes ved sedimentation af partikulært kvælstof og ved denitrifikation

Søvandskoncentrationen er både bestemt af indløbskoncentrationen og de tabsprocesser, der foregår i søen. Tabsprocesserne og hvilke faktorer, som har betydning for tabet, kan vurderes ud fra forskelle i den årlige tilbageholdelse og sæsonforløb af tilbageholdelse i de tre søer. Generelt er denitrifikation den vigtigste tabsproces for kvælstof i søerne, og en anden tabsproces er bundfældning af partikulært kvælstof, dels partikulært kvælstof, der tilføres via tilløb og bundfældning af planteplankton.

I vintermånederne januar-marts udgør tabet omkring 5-15% af tilført kvælstofmængde. Partikulært kvælstof udgør ofte omkring samme andel af totalkvælstof i tilløbsvandet til søerne. Derfor kan en del af tabet i den periode sandsynligvis forklares ud fra bundfældning af eksternt tilført partikulært kvælstof, hvorimod tabet via denitrifikation sandsynligvis er lavt i den periode i forhold til den øvrige del af året på grund af de lave vandtemperaturer, generelt lavere end 5 °C.

Forløbet af kvælstoftabet i sommermånederne er forskelligt i de tre søer. I Ørn Sø er tabsraterne nogenlunde konstante i perioden fra april til oktober. I Bryrup Langsø er tabsraterne stigende fra marts og frem til juli, hvorefter der i den resterende del af året er relativt lavere tabsrater. I Hejrede Sø er tabsraterne højest i forsommeren og det sene efterår, mens de er meget lave i sommermånederne. I de to sidste søer falder tabsraterne til lave værdier i de perioder, hvor nitratkoncentrationen i søvandet er lav.

Hvorfor disse forskelle i tabsrater?

Størst kvælstoftab i søer med høj indløbskoncentration og høj søkoncentration

Ørn Sø og Bryrup Langsø er nogenlunde ens med hensyn til søareal, middeldybde og årlig kvælstoftilførsel ($\text{mg N m}^{-2} \text{år}^{-1}$). Vandtilførslen er omkring seks gange større i Ørn Sø end Bryrup Langsø, og dermed er vandets opholdstid i Ørn Sø mindre. Kvælstoftabet pr. m^2 søareal er det meste af året større i Bryrup Langsø, og kun i perioder med relativt lave kvælstofkoncentrationer i søvandet (august-september) er tabet sammenligneligt i de to søer, dog højere i Bryrup Langsø. Det højere kvælstoftab i Bryrup Langsø i forhold til Ørn Sø kan forklares ud fra den højere indløb- og søkoncentration af total- og nitratkvælstof.

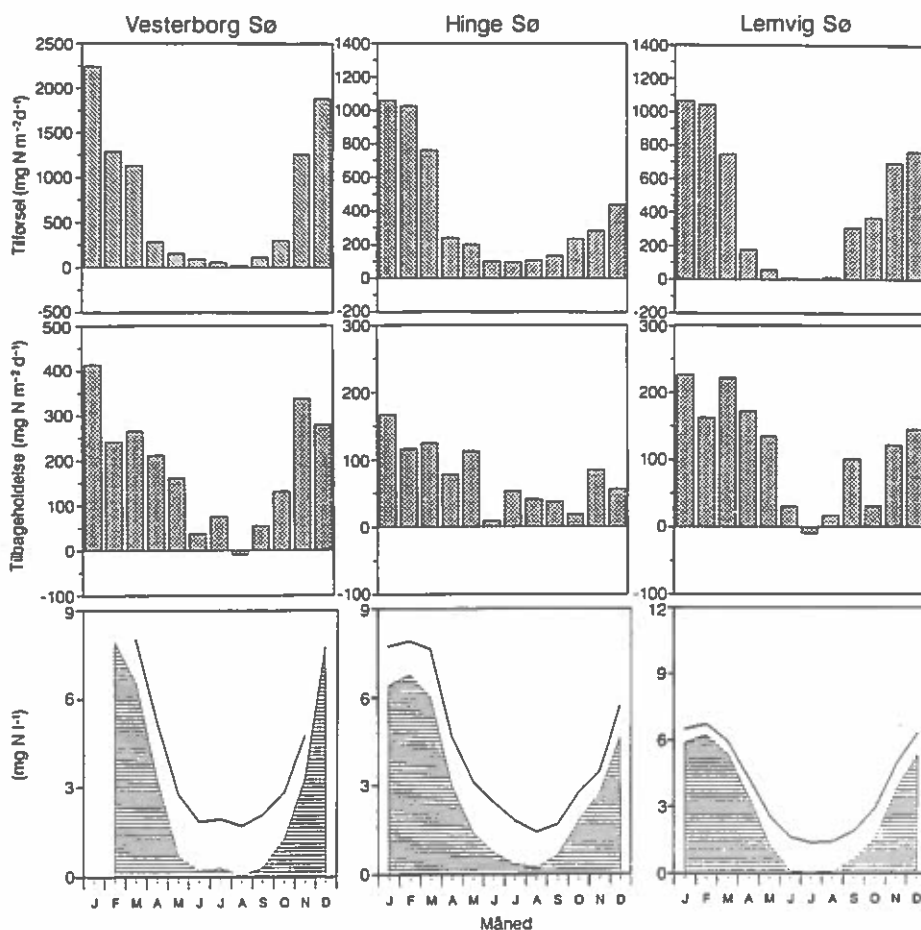
Forskelle i kvælstoftabet i Bryrup Langsø og Hejrede Sø skal især forklares ud fra forskelle i dybden og sæsonforløbet af vandgennemstrømning. Bryrup Langsø har en middeldybde på 4,6 m og Hejrede Sø en middeldybde på 0,9 m. Vandgennemstrømningen i Bryrup Langsø varierer moderat over året, mens vandgennemstrømningen i Hejrede Sø er meget lille i

sommerperioden. I sommerperioden er der et meget større kvælstoftab i Bryrup Langsø end i Hejrede Sø. Bryrup Langsø har den 1. april et kvælstofindhold på omkring 25-30 g N m⁻² i søvandet, mens der i Hejrede Sø er et indhold på omkring 5 g N m⁻². I månederne fra april til oktober tilføres Bryrup Langsø omkring 6 g N m⁻² måned⁻¹, mens tilførslen til Hejrede Sø er lille, generelt mindre end 1 g N m⁻² år⁻¹. I Bryrup Langsø er der en potentielt meget større mængde kvælstof, som kan tabes (mængde i søvandet + tilført mængde) end i Hejrede Sø. Dette er baggrunden for det større tab i Bryrup Langsø.

Lille kvælstoftab om sommeren, når søkoncentration og tilførsel er lav

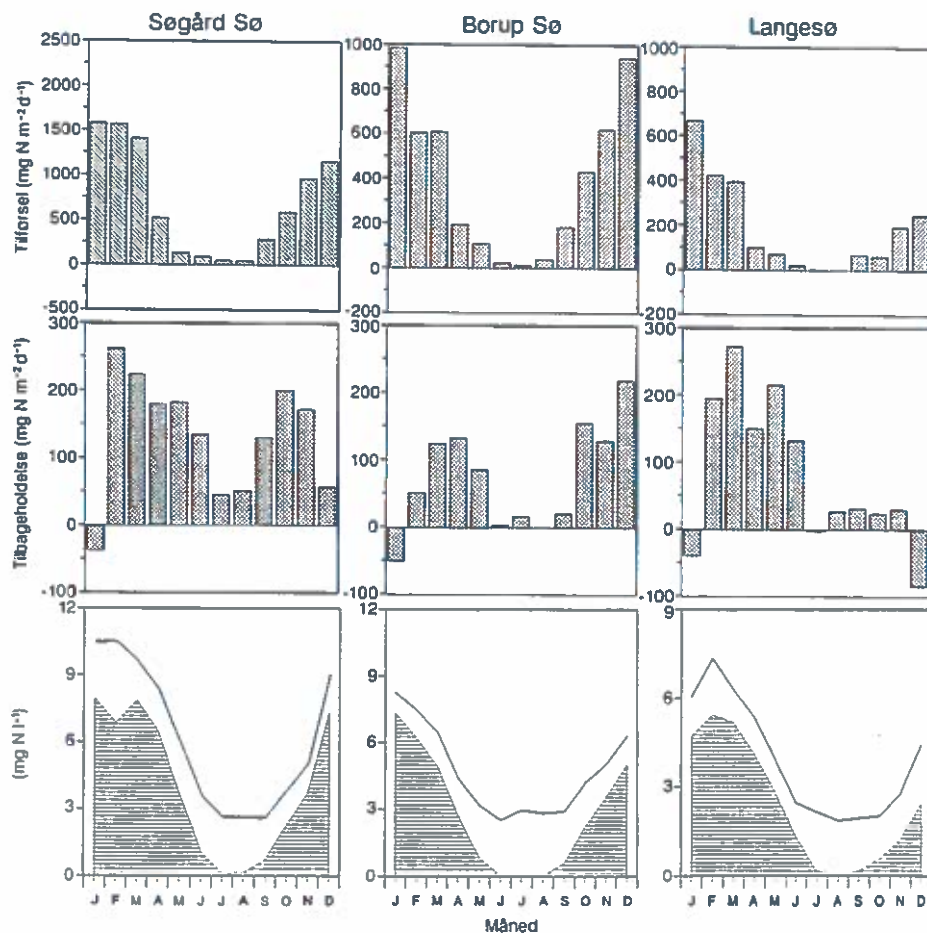
I perioderne med lave koncentrationer af nitrat i søvandet er tabet lavt i de to søer. Det skyldes formentligt, at planteplankton optager det meste af den tilførte kvælstof, og det kvælstof, som frigives fra søbunden, og dermed til dels ud-konkurrerer de denitrificerende bakterier.

Figur 3.5. Gennemsnitlig månedsværdier for tilførsel og nettotilbageholdelse af totalkvælstof til tre overvågningssøer samt totalkvælstof og nitrat (skraveret) i søvandet.



Lave kvælstoftilbageholdelser om sommeren ses også i andre søer som Lemvig Sø, Vesterborg Sø, Langesø m.fl., hvor kvælstoftilførslen er lille og nitratkoncentrationerne lave i 3. kvartal (Fig. 3.5 og 3.6).

Figur 3.6. Gennemsnitlig månedsværdier for tilførsel og nettotilbageholdelse af totalkvælstof til tre overvågningssøer samt totalkvælstof og nitrat (skraveret) i søvandet.



3.5 Kvartalsbalancer for kvælstof

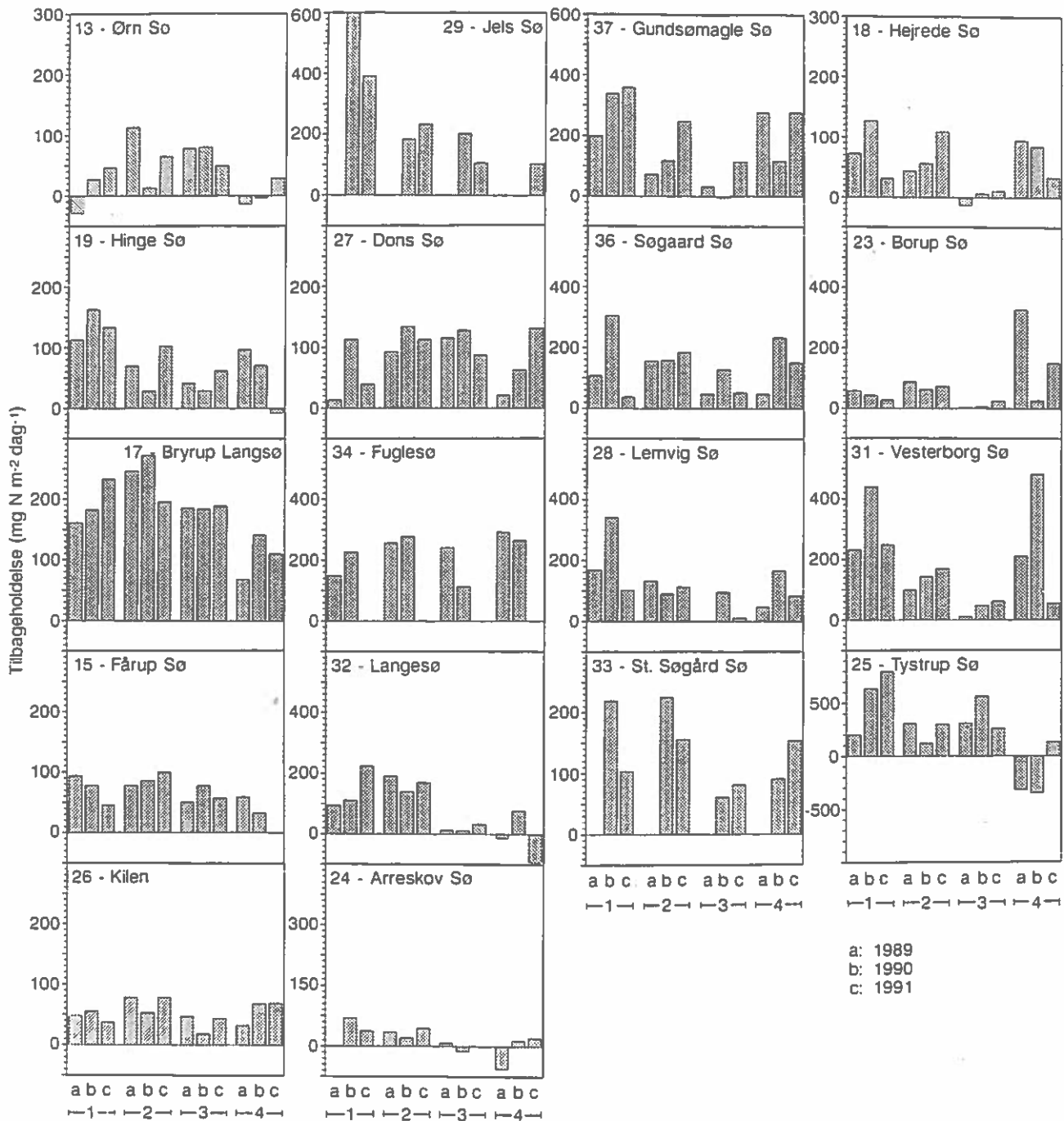
Sæsonvariation i alle søer

Den kvartalsvise nettotilbageholdelse af kvælstof i 18 af overvågningssøerne er vist i figur 3.7. Søerne er opstillet på samme vis som i figuren med den kvartalsvise vandbalance (Figur 2.2), således at søer med relativt lille variation i vandskiftet findes i venstre kolonne. Det er tydeligt, at der i disse søer med vedvarende og kun lidt varierende kvælstoftilførsel sker en væsentlig tilbageholdelse i sommerhalvåret i modsætning til søer med lille vandskifte om sommeren, hvor der kun er ringe nettoretention af kvælstof i specielt 3. kvartal (søerne til højre).

Endelig bemærkes, at der i søer, der er hurtigt gennemskyllede i vinterhalvåret, og derfor også har en stor tilførsel, sker en betydelig absolut kvælstoftilbageholdelse om vinteren, omend tilbageholdelsen i relation til tilførslen er relativt lille.

Det fremgår også, at der for en del af søerne er forskel på den beregnede kvartalsvise tilbageholdelse de enkelte år. Der er en vis tendens til, at tilbageholdelsen i 1. kvartal 1990 i mange af søerne var forøget sammenfaldende med, at dette kvartal var en 'våd' periode med forøget vand- og kvælstoftransport i vandløbene.

KVÆLSTOF
Netto tilbageholdelse (mg N m⁻² dag⁻¹)



Figur 3.7. Nettotilbageholdelse af totalkvælstof i hvert kvartal i de tre overvågningsår.

3.6 Respons på ændret belastning

Ud fra de præsenterede sammenhænge mellem årstilførsel og kvælstoftilbageholdelse samt kvælstofkoncentration i søvandet er det muligt at vurdere søernes reaktion på en eventuel nedsat kvælstoftilførsel i form af en reduceret indløbskoncentration (Fig. 3.2 B, 3.3). En reduktion i kvælstoftilførslen må således forventes at slå umiddelbart igennem på de gennemsnitlige årskoncentrationer.

I søer som Ørn sø vil responset på søkoncentrationen være

jævnt fordelt over året, således at både vinter- som sommergennemsnit af nitrat og totalkvælstof vil falde. I søer som Bryrup Langsø vil det største absolutte respons på søkoncentrationen være på vinterniveauet, og nitratkoncentrationerne vil om sommeren hurtigere nå lave niveauer. Koncentrationerne af totalkvælstof vil dog næppe falde væsentligt i sensommeren.

I søer som Hejrede sø vil en reduceret kvælstoftilførsel sandsynligvis kun slå igennem på vinterniveauet.

3.7 Konklusion

Resultaterne i afsnittene om kvælstofmassebalance kan sammenfattes til,

- at kvælstoftilførslen til søerne det enkelte år er stærkt relateret til vandafstrømningen
- at kvælstoftilførslen til søerne derfor var mindre i det nedbørsfattige 1989
- at kvælstofkoncentrationerne i det tilstrømmende vand var mindst i 1991 og højest i 1990
- at den gennemsnitlige søkoncentration af kvælstof kan estimeres ud fra kendskab til tilførslen, dybden og vandskiftet i søerne
- at kvælstoftilførslen til søerne varierer meget, ikke alene i absolut mængde, men også relativt over året
- at søerne fungerer som kvælstoffjernere, hovedsageligt fordi der tabes kvælstof via denitrifikation. På landsplan skønnes tabet at være i størrelsesordenen 15-20 % af den samlede udledte kvælstofmængde til de ferske vande
- at kvælstoftilbageholdelsens sæsonvariation er forskellig mellem søerne. Ved lave koncentrationer af nitrat og små eller ingen eksterne tilførsler er tilbageholdelsen meget ringe.

3.8 Fosfor, årsmassebalancer

Indløbskoncentration og belastning

De samlede til- og fraførsler af fosfor til 23-25 af overvågnings søerne er beregnet på tilsvarende vis som kvælstofbalancerne, og i Tabel 3.2 er anført beskrivende statistiske værdier for årsbalancerne.

Tilførslen var mindst i 1989, selv om fosforkoncentrationerne

var relativt høje i det vand, der strømmede til søerne. Den lave tilførsel i 1989 var derfor bestemt af, at vandtilførslen var lille (jvf. kapitel 2).

Fosfortilførslen var i 1991 lidt mindre end i 1990, mens indløbskoncentrationerne var tilnærmelsesvis ens de to år.

Faldet i fosforkoncentration i det tilstrømmende vand fra 1989 til 1990 og 1991 kan delvis forklares ved en større fortynding af spildevandsudledninger i søoplandet, idet den spildevandsbetingede fosfortilførsel kun er reduceret til et fåtal af søerne i perioden 1989-1991 (jvf. kapitel 7). I et tørt år vil de tilbageværende spildevandsudledninger medvirke til, at koncentrationerne af fosfor bliver forholdsvis større i indløbsvandet til søerne. Hertil kommer effekten af spildevand udledt fra enkeltliggende ejendomme udenfor kloakoplande.

Tabel 3.2. Fosforbalancer for overvågningssøer 1989-91. Koncentrationerne er vandføringsvægtede.

	år	antal	gns	25%	median	75%
Tilførsel (g P m ⁻² år ⁻¹)	1989	23	3,73	0,91	1,66	2,77
	1990	25	4,03	1,00	2,30	4,68
	1991	24	3,62	0,90	2,01	3,51
Indløbskoncentration (mg P l ⁻¹)	1989	23	0,40	0,13	0,21	0,34
	1990	25	0,26	0,12	0,16	0,26
	1991	24	0,24	0,12	0,17	0,24
Udløbskoncentration (mg P l ⁻¹)	1989	23	0,29	0,08	0,13	0,22
	1990	25	0,24	0,10	0,16	0,20
	1991	24	0,20	0,09	0,12	0,17
Tilbageholdelse* (g P m ⁻² år ⁻¹)	1989	23	0,91	0,07	0,40	0,84
	1990	25	0,13	-0,16	-0,01	0,65
	1991	24	0,45	0,02	0,13	0,76
Tilbageholdelse* (%)	1989	23	25,1	11,7	27,2	50,5
	1990	25	4,7	-19,4	-1,4	24,4
	1991	24	14,8	0,3	9,1	20,0

* inkl. magasinændring.

Fortyndingseffekt

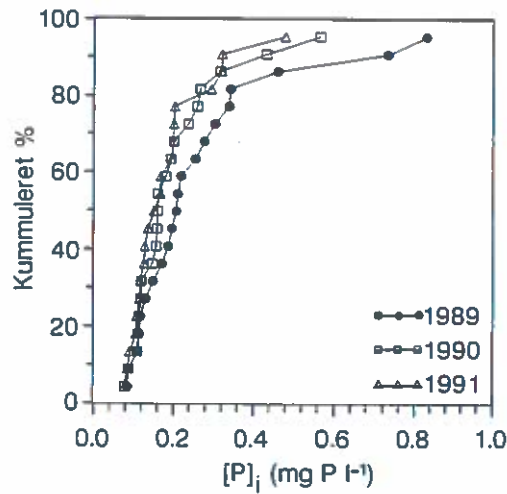
Denne 'fortyndingseffekt' gør sig gældende for de søer, hvor indløbskoncentrationen af fosfor generelt er høj, fordi søerne er spildevandsbelastede. I de mest forurenede søer (75 % fraktilen, Tabel 3.2) var indløbskoncentrationen af fosfor således større en 0,34 mg P l⁻¹ i 1989, men 'kun' større end 0,24 mg P l⁻¹ i 1991.

I de mindst fosforbelastede søer (25 % fraktilen, Tabel 3.2) var der omvendt ingen ændring i indløbskoncentration de tre år.

Faldet i indløbskoncentration ses måske bedre i Figur 3.8, hvor de procentvise fordelinger af indløbskoncentrationerne er vist for de 22 søer, hvor der er beregnet stofbalance i alle

tre år. Det er tydeligt, at faldet først og fremmest er sket i 'den høje ende', og at det største fald er sket fra 1989 til 1990. For enkelte af søerne er indløbskoncentrationerne dog yderligere reduceret fra 1990 til 1991.

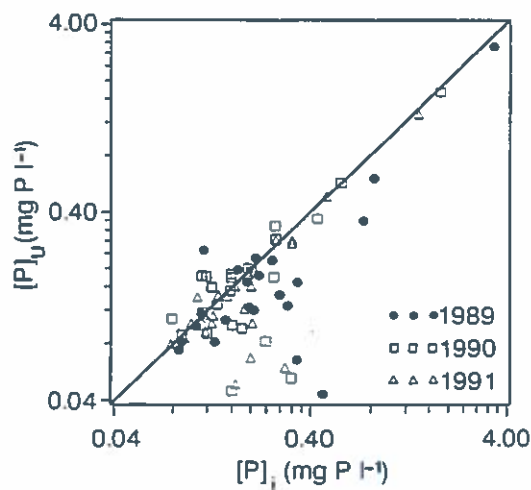
Figur 3.8. Kummuleret procentvis fordeling af indløbskoncentrationer $[P]_i$ til 22 af overvågningssøerne 1989-1991.



Indløbskoncentration og udløbskoncentration

I Figur 3.9 er udløbskoncentrationerne af fosfor $[P]_u$ afbildet mod de tilsvarende indløbskoncentrationer $[P]_i$, og det fremgår, at udløbskoncentrationerne i de fleste søer er mindre end indløbskoncentrationerne, fordi der ved vandets passage af søerne generelt tilbageholdes fosfor i søbunden. I enkelte af søerne var koncentrationerne i udløbet dog højere end i indløbet, som tegn på at disse søer frigav fosfor. Udløbskoncentrationerne var generelt højest i 1990 (Tabel 3.2).

Figur 3.9. Samhørende års-værdier for vandføringsvægtet indløbskoncentration af fosfor $[P]_i$ og udløbskoncentration $[P]_u$ i 1989-1991.



Fosfortilbageholdelse

Fosfortilbageholdelsen var størst i 1989, hvor vandopholdstiden var længst (Tabel 3.2). Derimod var der i mange af søerne en negativ tilbageholdelse i 1990, mest fordi vandgennemstrømningen var relativt stor i sensommeren, hvor fosforkoncentrationerne i søvandet generelt var høje (Kristensen *et al.*, 1991). I 1990 blev vandet således beriget med fosfor ved passage af halvdelen af søerne. I 1991 steg tilbageholdelsen, dog uden at nå niveauet fra 1989.

Samlet tilbageholdelse i danske søer

Beregnes den samlede fosfortilbageholdelse i danske søer på tilsvarende vis som for kvælstof, fås tilbageholdelser på 574, 229 og 212 tons fosfor pr. år i henholdsvis 1989, 1990 og 1991, eller 6-17 % af de samlede fosforudledninger til ferskvand (Kronvang et al., 1991, 1992).

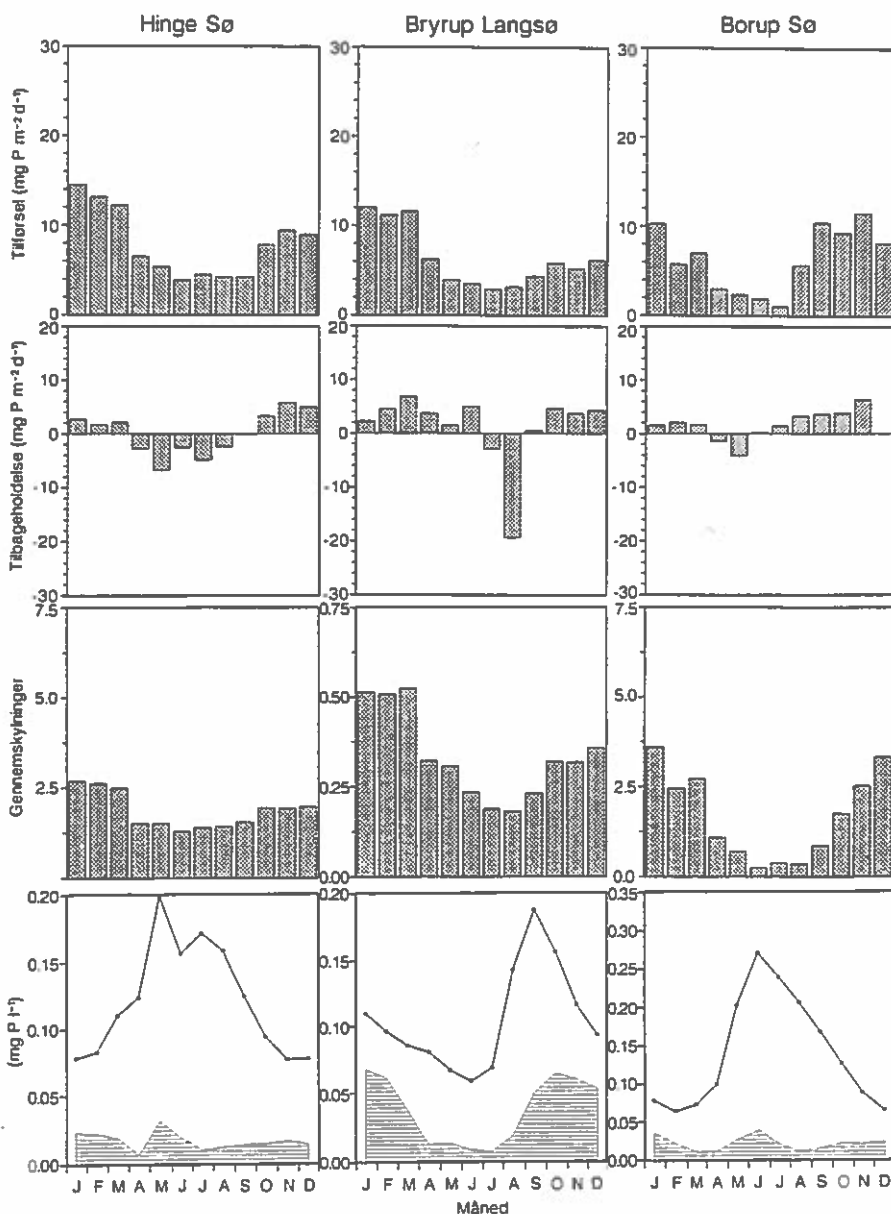
Indløbskoncentrationer højest om sommeren til spildevandsbelastede søer

3.9 Sæsonvariation i tilførsel og tilbageholdelse af fosfor

Fosfortilførsel højest om vinteren

Ligesom kvælstoftilførslen varierede meget over året til mange af søerne, således varierer fosfortilførslen også. Højest er tilførslen i vinterhalvåret, hvor også vandtilførslen er størst. Omvendt er koncentrationen af fosfor i indløbsvandet til spildevandsbelastede søer højest om sommeren, fordi spildevandet generelt fortyndes mindre end i vinterperioden. I de søer, hvor indløbskoncentrationerne er lave, er der til gengæld kun en lille sæsonvariation.

Indløbskoncentrationer højest om sommeren til spildevandsbelastede søer



Figur 3.10. Gennemsnitlige månedsværdier (1989-1991) af fosfortilførsel, fosfortilbageholdelse, vandgennemstrømning (gennemskyl pr. måned) samt søkoncentrationer af totalfosfor og opløst fosfatfosfor (skraveret) i søvandet. Hinge Sø, Bryrup Langsø og Borup Sø.

I Figur 3.10 er vist eksempler på sæsonvariationen i månedstiltførsel, fosfortilbageholdelse, vandskifte og søkoncentration i tre af søerne.

Hinge Sø og Borup Sø er hurtigt gennemskyllede, lavvandede søer (middeldybde omkring 1 meter). Vandskiftet er ringe i Borup Sø om sommeren, mens vandskiftet til Hinge Sø varierer mindre over året. Sæsonvariationen i fosfortiltførslen følger variationen i vandtilførslen, således at tiltførslen til Borup Sø er lille om sommeren.

Fosfortilbageholdelse om vinteren

I begge søer tilbageholdes fosfor i perioden januar-marts, men allerede fra april afgiver søerne fosfor. I Hinge Sø er der intern tiltførsel fra april til september, mens der i Borup Sø kun er intern tiltførsel i april-maj, hvorefter der er tilbageholdelse i den resterende del af sommeren. I oktober-december er der tilbageholdelse af fosfor i søerne. Denne forskel i forløbet af tilbageholdelsen kan forklares ud fra forskelle i søernes vandgennemstrømning.

Fosfor frigives fra sediment om sommeren

I begge søer er sommerkoncentrationen af fosfor i søvandet især bestemt af ligevægten mellem frigivelse fra søbunden og bundfældning fra søvandet. Frigivelsen stiger i april-maj på grund af højere vandtemperatur og samtidig øges mængden af planteplankton i søvandet og juni-august er der nogenlunde ligevægt mellem frigivelse og bundfældning, og koncentrationen er konstant høj. I Borup Sø er der kun ringe gennemstrømning i denne periode, derfor virker stigningen i koncentrationen som en intern belastning og faldet i koncentrationen i sensommeren som en tilbageholdelse (Fig. 3.10). Hinge Sø har et nogenlunde ens forløb af totalfosfor i søvandet i sommeren, men søen gennemskylles også i denne periode, og der tabes fosfor via afløbet. Borup Sø gennemlever sommerforløbet i totalfosfor som en lukket beholder, mens Hinge Sø er gennemskyllet i samme periode.

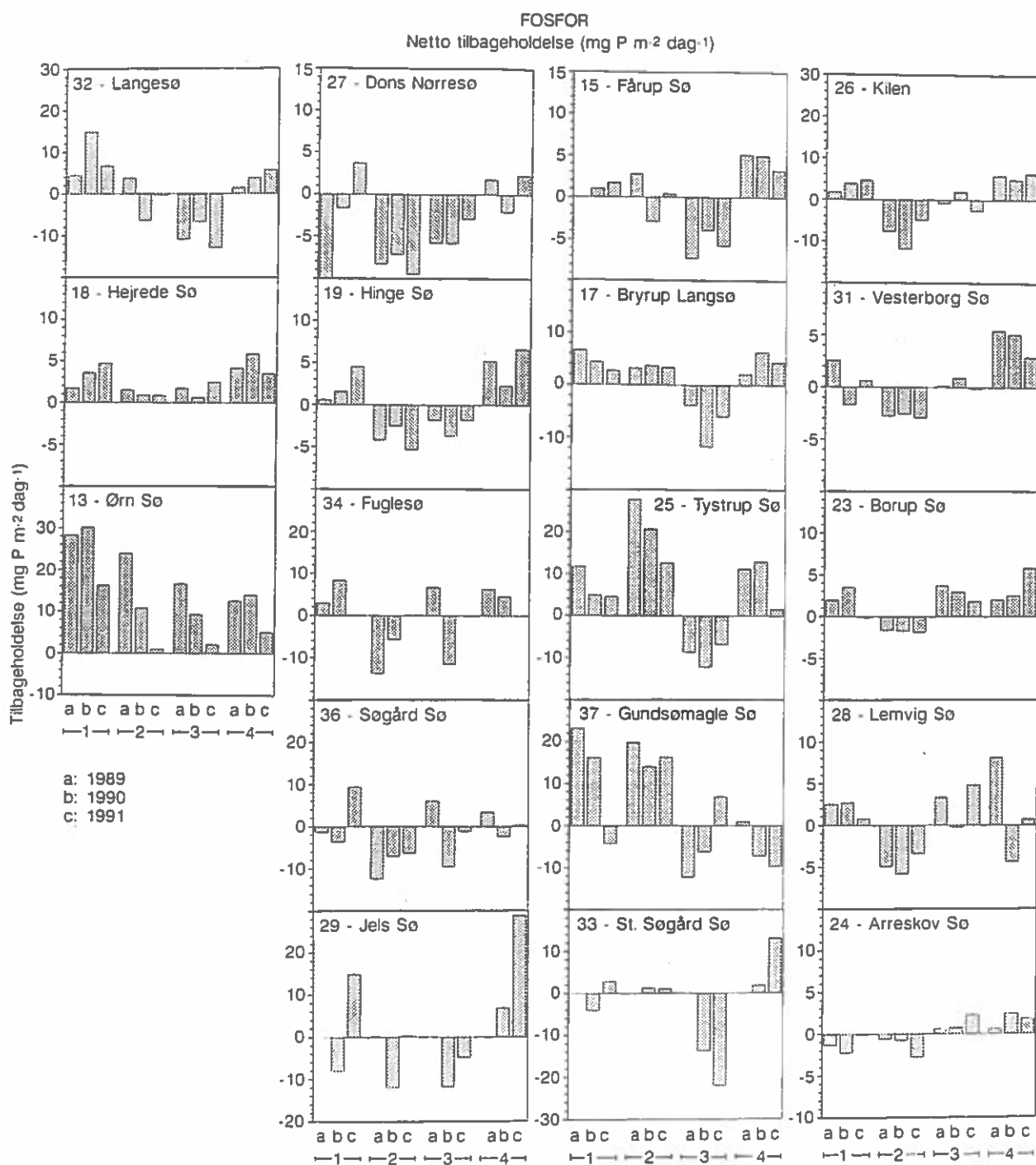
I de lidt dybere søer, som eksempelvis Bryrup Langsø (4,5 meter) ses typisk et andet forløb i sæsonvariationen i fosfortilbageholdelse. Bryrup Langsø har fosfortilbageholdelse året igennem på nær i juli-august. Fosforkoncentrationerne i søvandet er relativt lave frem til omkring august, og der sker en tilbageholdelse af fosfor i søen. I august-september stiger søvandskoncentrationerne - søen er internt belastet i en kort periode.

Det generelle mønster for fosfordynamikken i søerne er således en ophobning (tilbageholdelse) af fosfor i vinterhalvåret, og en udskylning af fosfor i sommerperioden. Sæsonvariationen i fosfortilbageholdelsen er afhængig af sæsonforløbet af søvandskoncentrationen og af sæsonforløbet af vandgennemstrømningen.

3.10 Kvartalsbalancer for fosfortilbageholdelse

Stor variation i fosfortilbageholdelsen om året

I Figur 3.11 er vist kvartalsvise opgørelser af fosfortilbageholdelsen i 18 af overvågningssøerne i 1989-91.



Figur 3.11. Kvartalsvis fosfortilbageholdelse i 18 af søerne 1989-1991.

Søerne i højre kolonne har et sæsonforløb af tilbageholdelsen nogenlunde svarende til forløbet i Borup Sø. Søerne tilbageholder fosfor i 1. og 4. kvartal, i andet kvartal frigives der fosfor fra søbunden og derfor er tilbageholdelsen negativ, mens dette fosfor bundfældes i 3. kvartal. Vesterborg Sø og Lemvig Sø har også lille vandgennemstrømning i sommerperioden.

Søerne i den anden kolonne fra højre har et sæsonforløb svarende til forløbet i Bryrup Langsø og den negative tilbageholdelse i 3. kvartal i disse søer skyldes, at der her normalt er en kraftig stigning i søvandskoncentrationen.

Sæsonforløbet i tilbageholdelse i søerne i 3. kolonne fra højre er nogenlunde lig med forløbet i Hinge Sø med tilbageholdelse eller mindre frigivelse i vinterhalvåret og negativ tilbageholdelse i 2. og 3. kvartal.

Langesø har et sæsonforløb svarende til Bryrup Langsø. I Ørn Sø og Hejrede Sø er der fosfortilbageholdelse hele året. I Ørn Sø er indløbskoncentrationen reduceret fra henholdsvis 0,207 mg P l⁻¹ i 1989, til 0,161 mg P l⁻¹ i 1990 og 0,127 mg P l⁻¹ i 1991. Søvandskoncentrationen har derimod været konstant i de tre år omkring 0,1 mg P l⁻¹. Derfor falder tilbageholdelsen. [P]_i - [P]_u bliver mindre, når [P]_i falder og [P]_u er konstant. Der ses, at specielt tilbageholdelsen i sommerperioden er faldet til lave værdier.

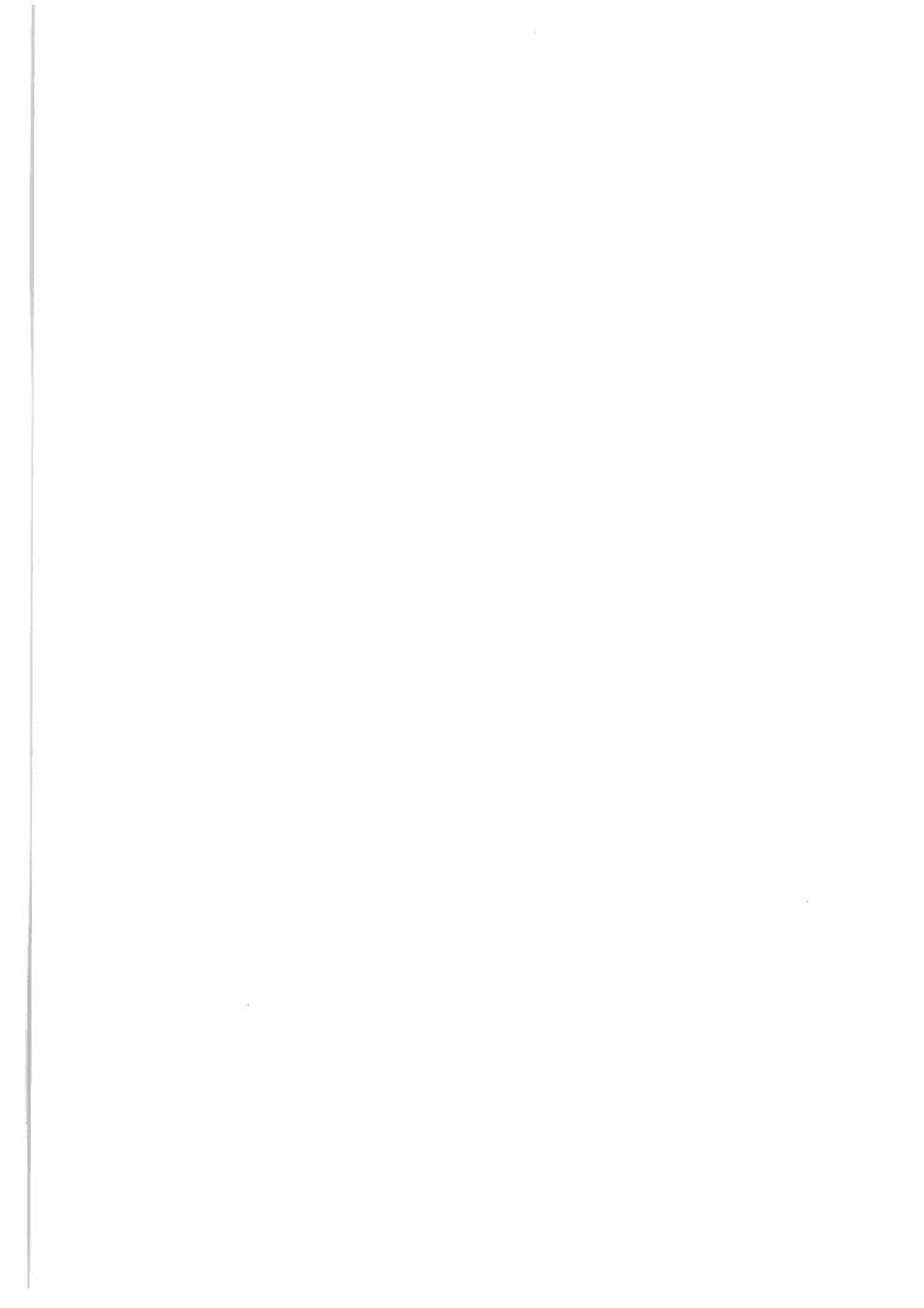
Fosfortilbageholdelsen er meget påvirket af sæsonforløbet af søvandskoncentrationen. I det følgende kapitel vil sæsonforløbet af fosfor blive nærmere beskrevet og vurderet.

3.11 Konklusion

Resultaterne i afsnittet om fosformassebalancer kan sammenfattes således:

- Fosfortilførslen til søerne var til de fleste søer mindst i det "tørre" år 1989.
- Indløbskoncentrationen af fosfor til de spildevandsbelastede søer faldt fra 1989 til 1990-91, fordi der de to sidste år var en større fortynding af spildevandet, og fordi spildevandstilførslen til enkelte af søerne er umindsket.
- Indløbskoncentrationen af fosfor til de mindst belastede søer var næsten ens de tre år.
- I de fleste af søerne tilbageholdtes fosfor på årsbasis. En del af søerne frigav dog fosfor. Den samlede tilbageholdelse af fosfor i danske søer udgør 6-17% af de samlede udledninger til ferskvand.
- Fosfortilbageholdelsen var mindst i 1990, til dels fordi vandgennemstrømningen i søer var høj i perioder med høje fosforkoncentrationer.

- Der er stor forskel imellem søernes sæsonvariation i fosfortilførsel, -tilbageholdelse og -frigivelse. Forskellene skyldes både sæsonvariation i søvandskoncentration og variation i vandgennemskyllningen af søerne.



4. Søernes miljøtilstand - vurderet ud fra næringsstoffer i søvandet og sigtddybde samt klorofyl a

4.1 Indledning

I sidste års rapportering af overvågningsprogrammet for søer (Kristensen *et al.*, 1991a) blev sæsonforløbet af næringsstoffer, sigtddybde og klorofyl a præsenteret, og forskelle og ligheder for søer med et forskelligt næringsstofindhold blev vurderet. Disse generelle sammenhænge for sæsonforløb i og samspil mellem næringsstofferne var også gældende for 1991. Den mest markante ændring fra 1989 og 1990 til 1991 var, at totalfosforkoncentrationen i mange af søerne var lavere. Derfor er hovedvægten i dette kapitel lagt på en vurdering af dette fald i fosforkoncentrationen.

Som beskrevet i kapitel 1, er der i de seneste 20 år foretaget indgreb for at reducere spildevandstilførslerne til søerne. Nogle af søerne har så i en periode været påvirket af de store mængder af fosfor, der blev ophobet i søbunden i perioden med store tilførsler fra punktkilder. Disse søer vil få det bedre, når "fortidens synder" er frigivet og udvasket fra søen. Vandmiljøplanen og de øvrige foranstaltninger, som igangsættes i amtskommunerne, vil i de kommende år betyde yderligere en reduktion i tilførslerne til søerne.

I dette kapitel vurderes ud fra næringsstoffer i søvandet og sigtddybde samt klorofyl a, om miljøtilstanden i søerne er i bedring.

4.2 Søernes indsvingning efter reduktion i fosfortilførslen

Når den eksterne fosfortilførsel til en sø reduceres, sker der ikke altid en umiddelbar forbedring af søens tilstand. Fosforkoncentrationen i søvandet vil gradvist reduceres til en ny lavere koncentration svarende til den ny lavere eksterne tilførsel (Fig. 4.1A). Periodens varighed vil især afhænge af vandets opholdstid i søen, hvor meget fosfor, som er ophobet i søbunden, og den biologiske struktur i søen (se i øvrigt Kristensen *et al.*, 1990c).

På Figur 4.1 er der givet to eksempler på danske søers reaktion på nedsat ekstern fosfortilførsel. For det første ses, at det kan tage mange år førend, søernes fosforkoncentration er reduceret til et niveau svarende til den lavere eksterne tilførsel. Der ses ligeledes, at søvandskoncentrationen svinger omkring det forventede forløb af koncentrationen i indsvingningsperioden.

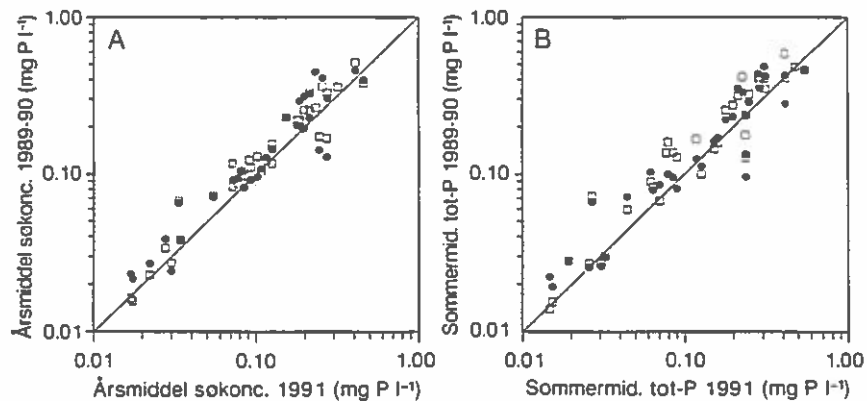
I de følgende afsnit beskrives sæsonvariationen af fosfor i en række af overvågningssøerne, og det diskuteres hvilke faktorer, der har indflydelse herpå. Endvidere vurderes år til år variationen i søerne og de styrende faktorer belyses.

4.3 Fosfor i søvandet

Års- og sommermiddelkoncentration i 1989, 90 og 91

Års- og sommermiddelkoncentrationen af totalfosfor i søerne varierede fra mindre end 0,02 mg P l⁻¹ til mere end 1,0 mg P l⁻¹ (Fig. 4.2). Fra 1989 til 1990 var der kun lille ændring i den enkelte sø's års- og sommermiddelkoncentration af totalfosfor, mens der i 1991 var en signifikant lavere koncentration (Tabel 4.1 og Fig. 4.2). I 75% af søerne var der et fald i koncentrationen, og det gennemsnitlige fald var omkring 15%.

Figur 4.2. Års- og sommermiddelkoncentration af totalfosfor i søvandet i overvågningssøerne i 1989 ● og 1990 □ mod 1991.



Tabel 4.1. Sammenligning af tidsvægtede års- og sommermiddeltotalfosfor koncentration i overvågningssøerne. For hver enkelt søstation (n) er udregnet %ændring = $100 \cdot (PTOT_ÅR1 - PTOT_ÅR2) / ((PTOT_ÅR1 + PTOT_ÅR2) / 2)$. Positiv værdi er fald i koncentration og negativ værdi er stigning i koncentration. Derefter er for det samlede antal stationer udregnet den gennemsnitlige ændring og denne er vurderet for statistisk sikker tendens. Endvidere er angivet 25%, median og 75%, således at der kan vurderes antallet af stationer med henholdsvis stigning og fald i koncentration.

	n	gns.	25%	median	75%
Årsmiddelkonc.					
% ændring 89-90	37	1.6	-11	0.7	12
% ændring 89-91	35	16.3*	0	19.2	33
% ændring 90-91	38	14.4*	3	17.3	24
Sommermiddelkonc.					
% ændring 89-90	37	-3.6	-17	-1.6	12
% ændring 89-91	35	14.1*	-1	19.3	37
% ændring 90-91	38	18.2*	-1	25.7	35

* Statistisk signifikant (p<0.05)

Hvorfor dette markante fald i fosforkoncentration fra 1989-1990 til 1991 ?

- Søvandskoncentration af totalfosfor er delvis bestemt af den eksterne tilførsel af totalfosfor og især af indløbskoncentrationen af totalfosfor ([P]_i). [P]_i faldt i mange af søerne fra 1989 til 1990 og igen fra 1990 til 1991 (se kapitel 3).

Den lavere [P]_i er for en del af søerne den vigtigste forklarende faktor for, at søvandskoncentrationen var lavere i 1991 (se kap. 7); men fra 1989 til 1990 var faldet i [P]_i endnu mere markant, og her kunne der på det samlede materiale ikke registreres nogen ændring i søvandskoncentrationen (Tabel 4.1). I mange af søerne blev de højeste middelkoncentrationer registreret i 1990. Faldet i [P]_i skyldes især, at vandafstrømningen i 1990 og 1991 var højere end i 1989, og kun i få tilfælde er det, fordi tilførslen fra punktkilder i oplandet er blevet reduceret (jf. kapitel 7).

- Søvandskoncentrationen er også bestemt af processer i søen, hvor de vigtigste er frigivelse fra søbunden og bundfældning (sedimentation) fra vandfasen.

Frigivelse fra søbunden

Vandtemperaturen er den faktor, som i den enkelte sø har størst indflydelse på fosforfrigivelsen fra søbunden i forhold til andre faktorer (Jensen og Andersen, 1990), således at fosforfrigivelsen er stigende med stigende temperatur. Nitratkoncentrationen i søvandet kan påvirke fosforfrigivelsen på to måder: Dels har nitrat en oxiderende effekt på søbunden, der øger søbundens evne til at binde fosfor, dels kan nitrat stimulere nedbrydningen af organisk stof, som fører til en frigivelse af fosfor (Jensen og Andersen, 1990).

Bundfældning

Størrelsen af bundfældningen er især bestemt af sammensætningen og mængden af planteplankton.

Blågrønalger har generelt lavere synkehastighed end de fleste andre planteplanktonklasser. Derfor vil der ved blågrønalgedominans og med samme frigivelse fra søbunden generelt være højere fosforkoncentration i søvandet.

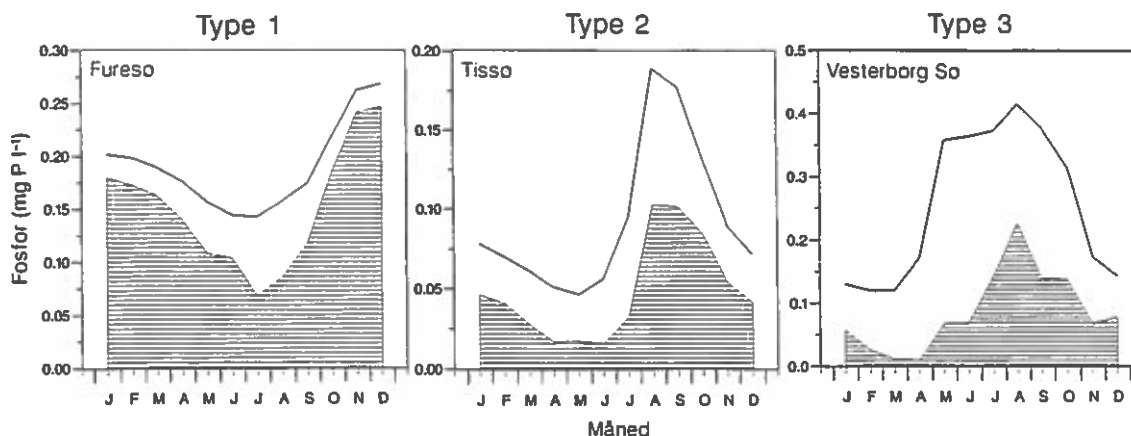
I perioder med højt græsningstryk fra dyreplankton vil mængden af planteplankton i søvandet være mindre, og dermed vil bundfældningen formentlig være mindre. Eksempelvis vil der i perioder, hvor planteplankton er nedgræsset, og søen er klarvandet, kun være ringe bundfældning, og den frigivne fosfor fra søbunden vil ophobes i vandfasen som opløst fosfat.

For at vurdere de forskellige processers betydning for koncentrationen af fosfor i søvandet er sæsonforløb vurderet for

en række af søerne, og hvilke processer, der kan forklare de forskellige sæsonforløb. Endvidere er år til år variationer i sæsonforløb vurderet.

4.4 Sæsonforløb af fosfor

Søerne kan inddeles i tre grupper med hver sit karakteristiske sæsonforløb af totalfosfor. Det overordnede forløb i de tre grupper er illustreret på Figur 4.3.



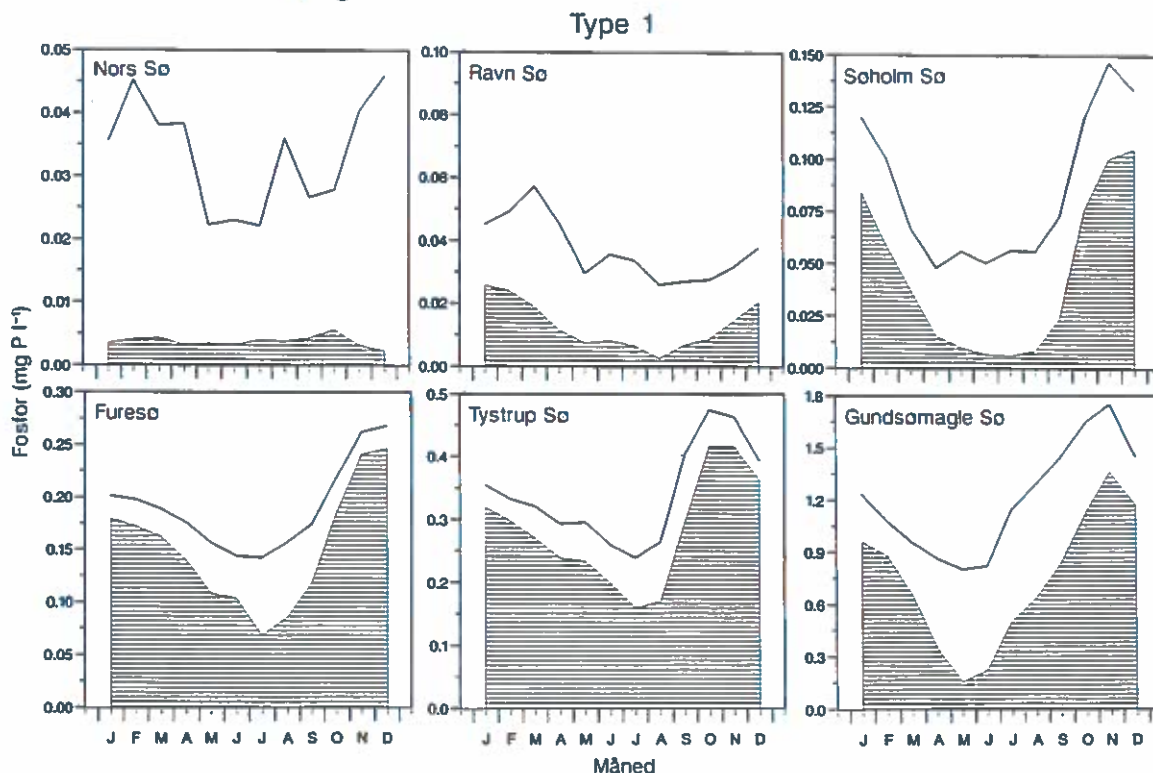
Figur 4.3. Sæsonforløb af totalfosfor og opløst fosfatfosfor (skraveret) i overfladevandet. Der er udregnet tidsvægtet månedsværdier for hvert af årene 1989-91, og herefter er der taget gennemsnit af månedsværdierne.

I type 1 er der høje koncentrationer i vintermånederne og derefter et fald i koncentrationen frem til august-september. Derefter er koncentrationen kraftigt stigende til et maksimumsniveau omkring november. Yderligere eksempler på sæsonforløb af denne type er vist på Figur 4.4.

I type 2 er der svagt faldende koncentrationer frem til juni-juli. Den laveste fosforkoncentration findes normalt i perioden april til juli. I juli-august er der en kraftig stigning i koncentrationen til maksimum i august-september. Maksimumsniveauet er 3-8 gange højere end koncentrationen i den øvrige del af året. Fra september falder koncentrationen til et lavt vinterniveau. Yderligere eksempler på sæsonforløb af denne type er vist på Figur 4.5.

I type 3 er der lave koncentrationer i perioden november til marts. I april-maj er koncentrationen kraftigt stigende, hvorefter der i perioden frem til september-oktober er høje koncentrationer. Yderligere eksempler på sæsonforløb af denne type er vist på Figur 4.6.

Type 1-søerne består overvejende af dybe søer (Fig. 4.4). Furesø, Ravn Sø og Søholm Sø er alle temperaturlagdelte i perioden fra først i maj til midten af oktober. Nors Sø og Tystrup Sø er også dybe med maksimumsdybder på henholdsvis 22 og 17 m og er temperaturlagdelte i perioder i sommerhalvåret. Sæsonforløbet af totalfosfor i overfladevandet er i denne gruppe især bestemt af denne temperaturlagdeling.



Figur 4.4. Sæsonforløb af totalfosfor og opløst fosfatfosfor (skraveret) i overfladevandet i søer af type 1 (se i øvrigt Fig. 4.3).

I vintermånederne kan søerne være lagdelte i kortere perioder med isdække, men generelt er vandmassen i cirkulation på grund af højere vindhastigheder og ringe solindstråling og dermed ringe opvarmning af de øvre vandmasser. I april er vandsøjlen normalt omrørt, men i forbindelse med den første varme periode i maj bliver søerne ofte lagdelte.

Fosforkoncentrationen i overfladevandet falder gennem sommeren på grund af bundfældning af planteplankton. I de periodevis lagdelte søer kan der, når temperaturlagdelingen brydes, opblandes fosforholdigt bundvand, og der observeres stigninger i fosforkoncentrationen i overfladevandet. Det er ikke så tydeligt på Figur 4.4, da det er gennemsnit af tre års månedsmiddelværdier, og perioderne med fuldt opblandede vandmasser var ikke sammenfaldende i de tre år.

Fra midten af august rykker temperaturlagdelingen dybere ned på grund af faldende overfladetemperatur og generelt højere vindhastigheder. Derved opblandes noget af det øvre bundvand i overfladevandet, og der observeres en svag stigning i koncentrationen i gennem september.

Sidst i oktober bliver vandmasserne fuldt omrørt, og det meget fosforholdige nedre bundvand opblandes i hele vand-søjlen, og koncentrationen i overfladevandet stiger kraftigt. I Furesø er stigningen i koncentrationen i overfladevandet større end i Ravn Sø, da der i lagdelingsperioden er oparbejdet betydelig højere koncentrationer i bundvandet.

Sammenligning af sæsonforløb i type 2 og 3

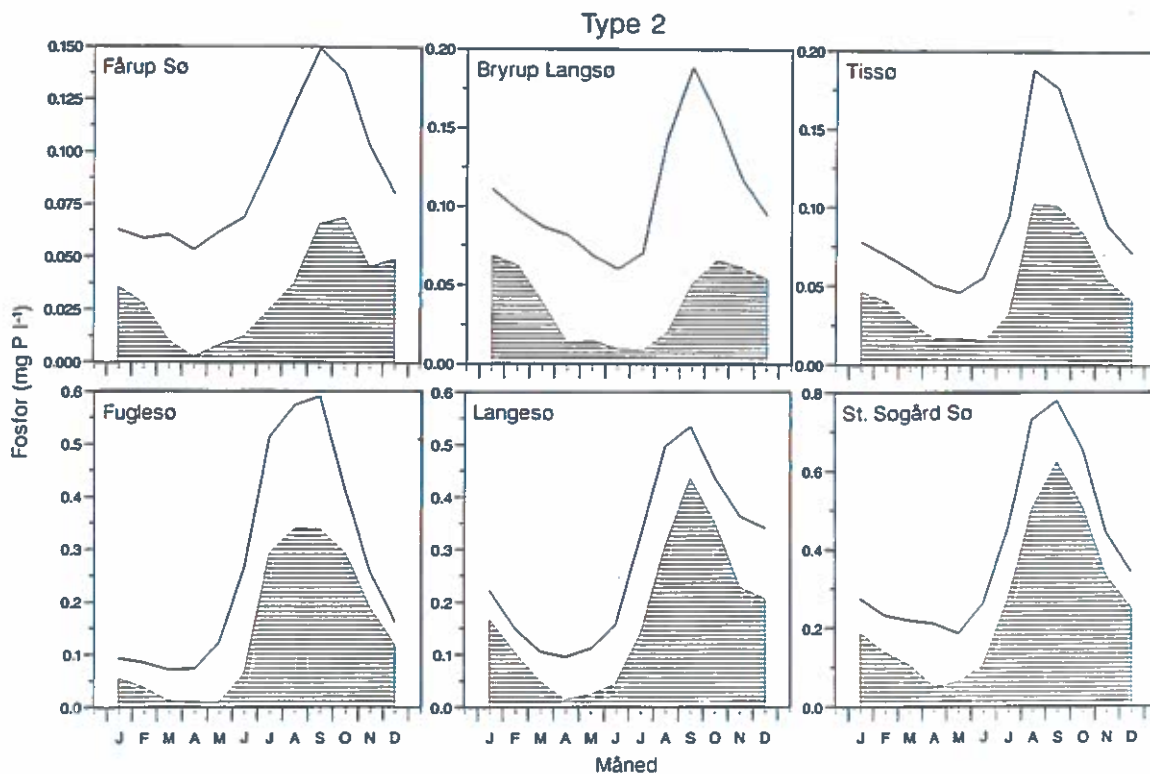
Type 2 og 3-søerne er lavvandede, og normalt er vandmassen i disse søer fuldstændig omrørt. Søerne i type 2 er dog dybere end i type 3 og kan i kortere varme perioder være temperaturlagdelte, specielt i de dybeste områder af søerne. For at vurdere forskellene i sæsonforløb i disse to typer er der valgt at sammenstille sæsonforløbene for søer, som parvis er sammenlignelige, med hensyn til søareal, fosforkoncentration, vandtilførsel og fosfortilførsel (Tabel 4.2 og Fig. 4.7).

Tabel 4.2. Sammenlignelige søer med sæsonforløb af totalfosfor af type 2 og 3. Z_m er middelvanddybde, Z_{max} er største vanddybde, T_w er årsmiddellopholdstid (1989-91), Q_s er afstrømningshøjde (1989-91), L_p er årsmiddeltotalfosfortilførsel, $[P]_i$ er vandføringsvægtet indløbsfosforkoncentration (1989-91).

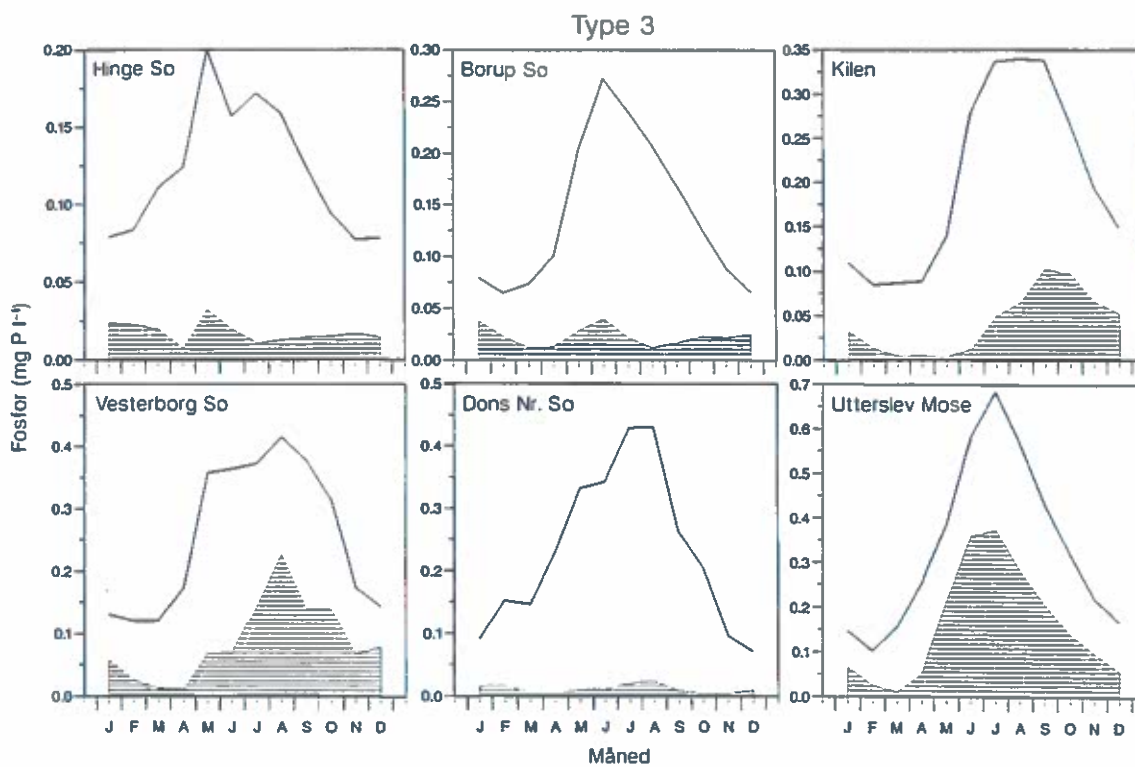
Type	Sønavn	Søareal (km ²)	Z_m (m)	Z_{max} (m)	T_w (år)	Q_s (m år ⁻¹)	L_p (g P m ⁻² år ⁻¹)	$[P]_i$ (mg P L ⁻¹)
3	Hinge Sø	0,98	1,2	2,5	0,05	27	2,8	0,118
2	Fårup Sø	0,99	5,6	11,1	0,49	11	1,0	0,083
3	Dons Nørresø	0,36	1,0	1,5	0,05	19	2,1	0,191
2	Bryrup Langsø	0,38	4,6	9,0	0,26	18	2,2	0,125
3	Kilen	3,34	2,9	6,5	0,65	4,5	0,91	0,208
2	Tissø	12,2	8,2	13,5	1,8	4,5	2,0	0,259
3	Borup Sø	0,10	0,9	1,7	0,05	18	2,2	0,096
2	Fuglesø*	0,05	2,0	2,8	0,15	13	2,2	0,179
3	Vesterborg Sø	0,21	1,4	2,8	0,05	27	4,1	0,162
2	Langesø	0,17	3,1	4,5	0,50	6,1	1,8	0,206

* kun data fra 1989 og 1990.

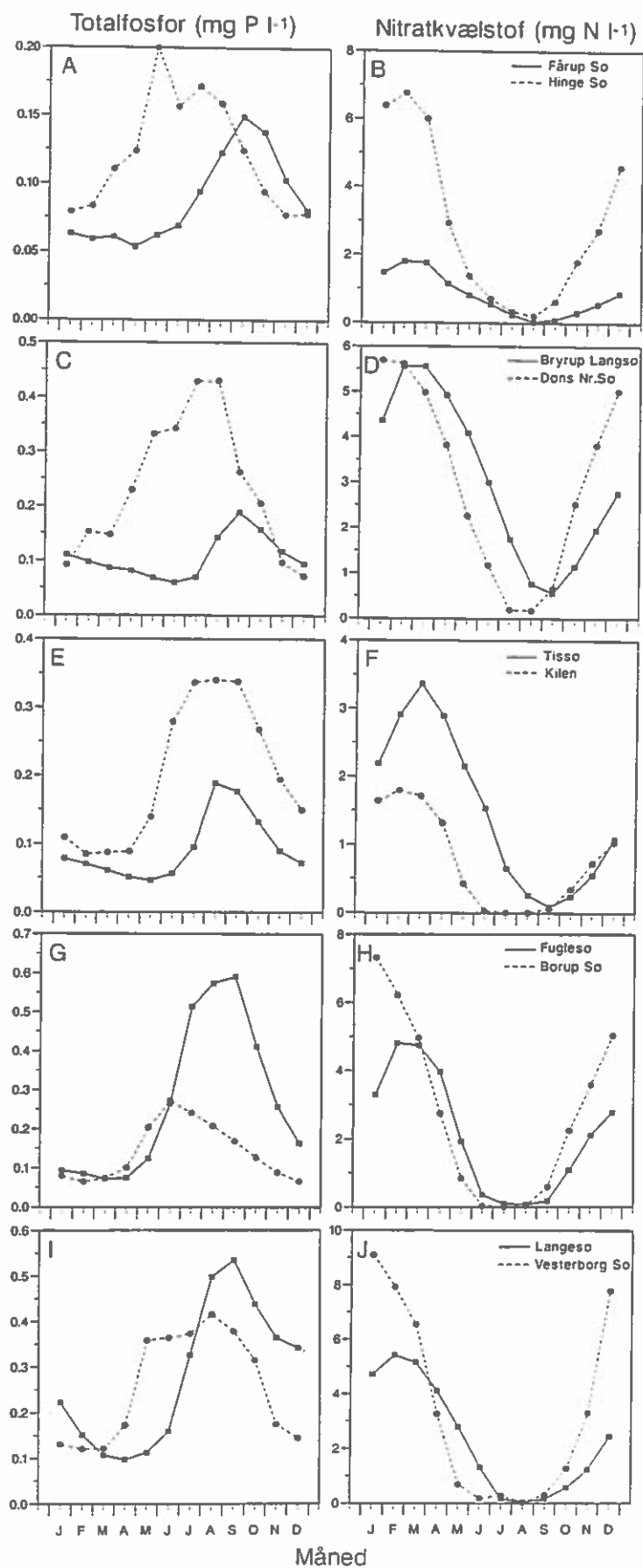
Ved sammenligning af de to typer af søer ses, at stigningen i totalfosfor foregår omkring to til tre måneder tidligere i de mere lavvandede søer i type 3 (Fig. 4.7). I det følgende vil forskellen i sæsonforløb blive diskuteret, herunder betydningen af søernes middeldybde.



Figur 4.5. Sæsonforløb af totalfosfor og opløst fosfatfosfor (skraveret) i overfladevandet i søer af type 2 (se i øvrigt Fig. 4.3).



Figur 4.6. Sæsonforløb af totalfosfor og opløst fosfatfosfor (skraveret) i overfladevandet i søer af type 3 (se i øvrigt Fig. 4.3).



Figur 4.7. Sæsonforløb af totalfosfor og nitratkvælstof i sammenlignelige søer med henholdsvis sæsonforløb af type 2 og type 3 (se i øvrigt Fig. 4.3).

Type 3

Sæsonforløbet af totalfosfor i de mere lavvandede type 3-søer (Fig. 4.6 og 4.7) følger i store træk variationen i vandtemperaturen (se Fig. 2.1). Fosforkoncentrationen stiger i april og maj samtidig med vandtemperaturen, hvorefter der er relativt konstant høj fosforkoncentration i juni-august, hvor vandtemperaturen også er nogenlunde konstant og høj. Fra september-oktober og året ud er koncentrationen og temperaturen faldende. Faldet i fosforkoncentrationen i efteråret skyldes formentlig to forhold: Frigivelsen af fosfor fra søbunden mindskes på grund af den lavere temperatur, og fosforpuljen i søvandet bundfældes i søen eller udskylles gennem afløbet, når vandgennemstrømningen stiger.

I forbindelse med stigningen i april-juni findes kun en lille del af fosfor i form af opløst fosfatfosfor (Fig. 4.6). Den øgede fosforkoncentration i vandfasen skyldes sandsynligvis, at frigivelse fra søbunden er øget bl.a. på grund af den højere vandtemperatur. Bundfældningen er normalt også høj i forsommerperioden i disse søer, fordi der ofte optræder kisel- eller grønalger, og samtidig findes der normalt ikke blågrønalger så tidligt på sommeren. Stigningen i koncentrationen må forklares ved, at frigivelsen fra søbunden er større end bundfældningen.

I perioden juni-august er koncentrationen høj og nogenlunde konstant. Den konstante koncentration kan tolkes, som at der er ligevægt mellem frigivelse og bundfældning. I perioder, hvor bundfældningen reduceres, f.eks. når der optræder blågrønalger eller nedgræsning af planteplankton, vil der være en stigning i koncentrationen af opløst fosfat i søvandet. F.eks. optræder der normalt blågrønalger i sensommeren i Vesterborg Sø, og der observeres en stor pulje af opløst fosfat i vandfasen (Fig. 4.6).

I efteråret falder frigivelsen bl.a. på grund af den lavere temperatur, hvorved koncentrationen falder. I nogle af søerne med variabel vandtilførsel er der også i efterårs- og vintermånederne en hyppig gennemskylning med relativt mindre fosforholdigt vand, og derfor er søvandskoncentrationen især bestemt af koncentrationen i det tilførte vand.

Type 2

Sæsonforløbet og niveauet af vandtemperaturen i de lidt dybere søer i type 2 følger nogenlunde forløbet og niveauet i type 3. Således var vandtemperaturen høj i en længere periode (maj til juli), før den kraftige stigning i fosforkoncentrationen skete i juli-august. Der er således ikke en direkte sammenfald mellem ændringer i vandtemperaturen og ændringen i fosforkoncentrationen.

Der er to perioder i søerne i type 2, som er særligt interessante:

- Perioden fra april til juli, hvor koncentrationen af fosfor forbliver lav. Det kan enten forklares ved, at frigivelsen fra søbunden er lille, eller at bundfældningen er stor, eller det er en kombination af disse processer.
- Perioden juli-august, hvor der forekommer en kraftig stigning i koncentrationen. Forklaringen på den kraftige stigning kan enten være, at frigivelsen er øget og/eller, at bundfældningen i denne periode er mindsket.

Tabel 4.3. Faktorer, der kan påvirke frigivelse og bundfældning i de to perioder. + betyder at processen øges, - processen mindskes

	Perioden med lav koncentration (april-juli)	Periode med stigning i koncentrationen (juli-august)
Observeret	lav frigivelse eller/og stor bundfældning	stor frigivelse eller/og lille bundfældning
Frigivelse fra søbunden	+ høj temp. - høj NO ₃ konc. + organisk stof	+ høj temp. + lav NO ₃ konc. + organisk stof
Bundfældning	+ kiselalger + lav PO ₄ konc. - klarvandsperiode	- blågrønalger - høj PO ₄ konc.

April til juli

I den første periode er der en høj vandtemperatur, ligesom der er stor bundfældning af organisk stof. Disse to faktorer skulle betyde en øget frigivelsen fra søbunden. Dog er nitratkoncentrationen i disse søer generelt høj (Fig. 4.7), hvor søbunden holdes iltet, hvilket omvendt kan mindske frigivelsen.

Planteplankton består i denne periode normalt af kisel- og grønalger, som har en relativ stor synkehastighed. Derfor vil bundfældningen være stor i en del af perioden. Der optræder dog også i mange af søerne en klarvandsperiode, hvor planteplanktonmængden er lille og bundfældningen derfor også lille. Såfremt en stor bundfældningen er styrende for den lave koncentration i denne periode, var det forventet, at en klarvandsperiode, ville betyde en stigning i opløst fosfor. Men en sådan observeres generelt ikke.

Skyldes lav frigivelse

Derfor er det sandsynligt, at den lave koncentration i perioden fra april til juli skyldes en relativ lavere frigivelse fra søbunden.

Stigningen i koncentration

Stigning i koncentrationen i juli-august skyldes sandsynligvis, at frigivelsen er øget, fordi nitratkoncentrationen er lav. Der er god overensstemmelse mellem faldet til lave nitratkoncentrationer og stigningen i totalfosfor i denne periode (Fig. 4.7). Den kraftige stigning i totalfosfor sker i forbindelse med, at nitratkoncentrationen falder til mindre end 1-1,5 mg N l⁻¹.

I samme periode er planteplankton i mange af disse søer domineret af blågrønalger. Blågrønalgerne lave synkehastighed reducerer bundfældningen. Det betyder, at en større mængde af den frigivne fosfor kan ophobes i vandfasen tildels som opløst fosfat. I mange af søerne ses i denne periode en næsten ligeså stor stigning i opløst fosfat som i totalfosfor (Fig. 4.5).

Skylde øget frigivelse og mindre bundfældning

Resultaterne i det foregående viser, at stigningen i koncentrationen kan forklares ud fra en kombineret effekt af øget frigivelse fra søbunden på grund af lav nitratkoncentration og en reduceret bundfældning ved blågrønalgedominans. Betydningen af disse to processer i forhold til hinanden kan vurderes ud fra år til år variationen i tidspunktet for fald i nitratkoncentrationen og opvækst af blågrønalger.

I det følgende er en sådan analyse foretaget på data fra 4 søer.

Bryrup Langsø

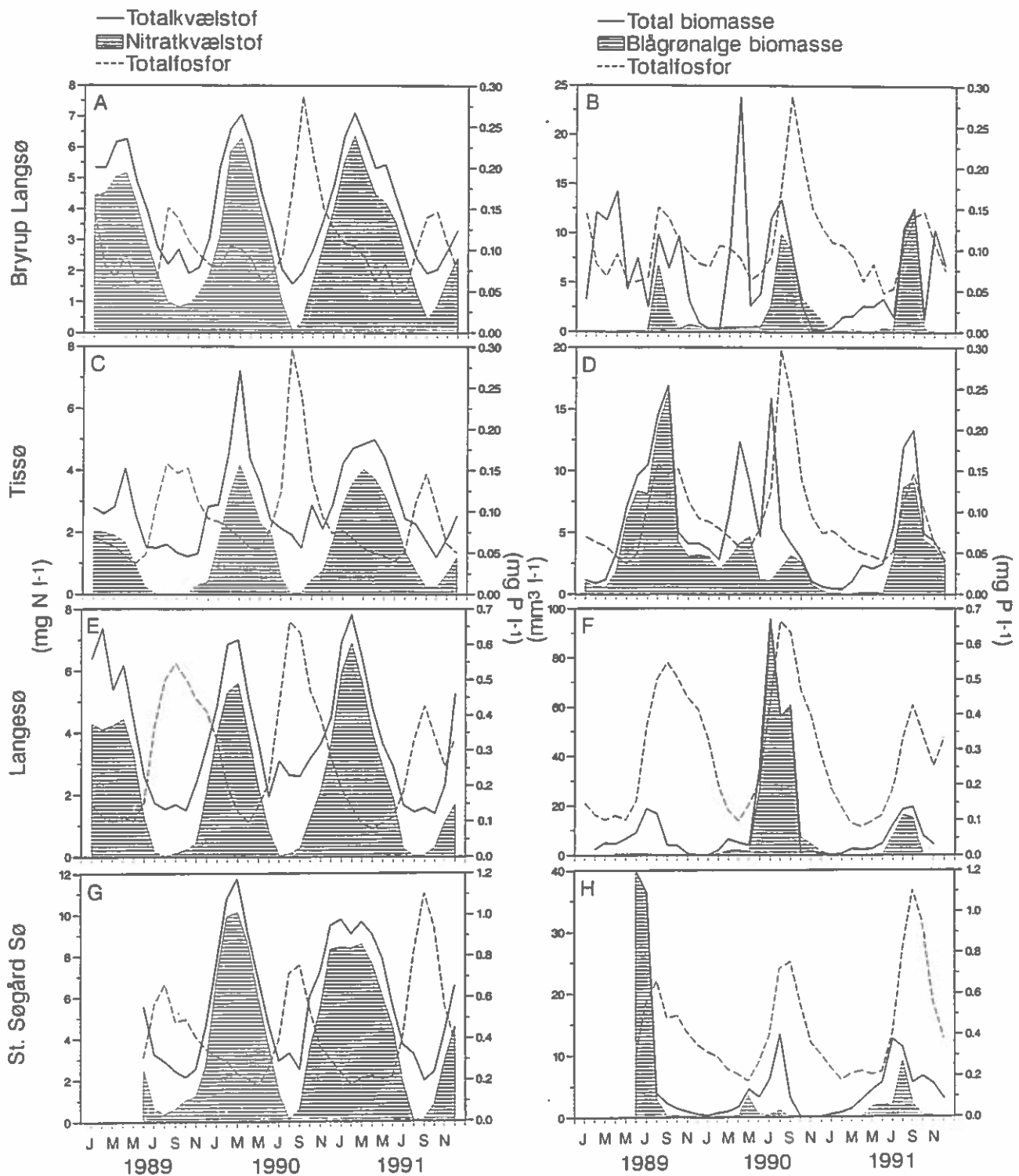
I Bryrup Langsø var nitratkoncentrationen lavest i august 1990 i forhold til 1989 og 1991, og i 1990 observeredes den største stigning i totalfosfor (Fig. 4.8A). I 1989 og 1991, hvor nitratkoncentrationen ikke var under henholdsvis 1 og 0,5 mg N l⁻¹, observeredes også en stigning i totalfosfor, men ikke et så højt niveau som i 1990.

I alle tre år var der blågrønalgemaksimum i forbindelse med stigningen i totalfosfor (Fig. 4.8B). Størrelsen af blågrønalgemaksimum var nogenlunde ens de tre år dog med tendens til større maksimum i 1990 og 1991. Vurderet ud fra andre variable (klorofyl a og partikulært COD) end biomasse af blågrønalger var blågrønalgemaksimum størst i 1990. Der var således en vis sammenhæng mellem mængden af blågrønalger og niveauet af fosformaksimum.

Tissø

I Tissø var der i de tre år sammenfald mellem fald til lave nitratkoncentrationer og stigning i totalfosfor (Fig. 4.8C), men i 1989, hvor nitratkoncentrationen var lav fra juli til oktober, var stigningen i fosfor mindre end i 1990, hvor nitratkoncentrationen kun var lav i august-september.

Der forekom blågrønalger om sommeren i alle tre år (Fig. 4.8D), men kun i 1989 og 1991 udvikledes et større maksimum. År til år variationen i totalfosfor fulgte således ikke ændringerne i blågrønalger, idet den højeste fosforkoncentration blev målt i sommeren 1990.



Figur 4.8. Sæsonforløb af totalfosfor, totalkvælstof og nitratkvælstof (A, C, E & G) og totalfosfor, planteplanktonbiomasse og blågrønalgbiomasse (B, D, F & H) i fire søer med sæsonforløb af type 2. For hver måned er udregnet tidsvægtede gennemsnitsværdier.

Langesø

I Langesø observeredes nogenlunde samme forløb af nitrat og totalfosfor i 1989 og i 1990 (Fig. 4.8E), med stigning i totalfosfor i juli i forbindelse med fald til lave nitratkoncentration. Stigningen i totalfosfor var lidt større i 1990. I 1991 forekom nedgangen i nitrat og stigningen fosfor omkring 1 måned senere end i de foregående år, og maksimumsniveau var omkring $0,4 \text{ mg P l}^{-1}$ mod omkring $0,6 \text{ mg P l}^{-1}$ i 1989 og 1990.

I Langesø var der blågrønalger i 1990 og 1991, men ingen i 1989 (Fig. 4.8F). I 1990 og 1991 var der samtidighed mellem blågrøinalgemaksimum og stigning i totalfosfor. I 1989 og 1990 var der samme forløb og niveau af fosforkoncentrationen henholdsvis med og uden blågrønalger.

St. Søgård Sø

I St. Søgård Sø blev prøvetagningen først igangsat i starten af juni 1989. I alle tre år var der en sammenhæng mellem nedgangen i nitrat og stigningen i totalfosfor (Fig. 4.8G).

I 1989 var der et stort blågrøinalgemaksimum i søen, mens der i 1990 kun var et lille maksimum (Fig. 4.8H). I de to år var der nogenlunde ens forløb og niveau af totalfosfor, og i 1991, hvor totalfosforkoncentrationen nåede det højeste niveau, var der forholdsvis få blågrønalger.

Nitrateffekten vigtigst

Sammenfattende virker faldet til lave nitratkoncentrationer og den deraf øgede frigivelse fra søbunden som den vigtigste forklarende proces for stigende fosforkoncentration. I mange tilfælde var der også blågrøinalgemaksimum i forbindelse med fosformaksimum, og den lavere bundfældning har sandsynligvis været en medvirkende årsag til de høje koncentrationer.

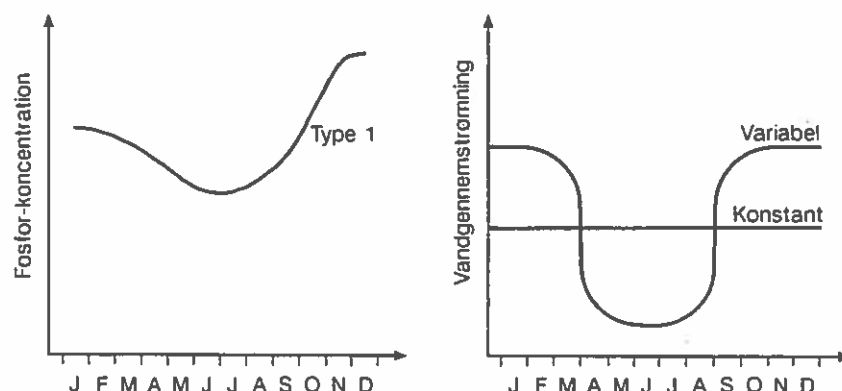
Jensen og Andersen (1990, 1992) har vurderet nitratkoncentrationens betydning for fosforfrigivelsen fra søbunden i fire lavvandede danske søer. Fosforfrigivelsen blev målt i sedimentsøjler med forskellig koncentration af nitrat i vandfasen. Forsøgene blev gennemført i januar, maj og september. I januar var der generelt lave frigivelsesrater på grund af lave temperaturer, og her var frigivelsen lavere ved 2,5 mg nitrat-N l⁻¹ end ved 0,1 mg nitrat-N l⁻¹. I maj fandtes også, at fosforfrigivelsen var lavere ved 0,98 mg nitrat-N l⁻¹ end ved ingen nitrat i vandet over sedimentet. I september var der generelt højere fosforfrigivelse i forsøgene med nitrat over sediment (0,24 og 0,84 mg nitrat-N l⁻¹) end i forsøgene uden nitrat. Der fandtes altså en dobbelt effekt af nitrat: Dels reducerede nitrat frigivelsen i januar og maj, mens den blev øget i september. Resultaterne af ovenstående forsøg er således i overensstemmelse med den fundne effekt af nitrat i type 2-søerne, at så længe der i forsommeren er nitrat til stede, kan frigivelsen af fosfor fra søbunden være reduceret. Hvorimod resultaterne også viser, at en nitrattilførsel i sensommeren efter, at nitratkoncentrationen i søvandet er lav, kan bevirke en øget frigivelse.

4.5 Sæsonforløbet betydning for massebalancerne

I søerne med et sæsonforløb af totalfosfor som type 1 vil der generelt være høje søvandskoncentrationer i vinterhalvåret, hvor der er relativt større vandgennemstrømning (Fig. 4.9). Derfor vil den vandføringsvægtede koncentration i det af-

strømmende vand generelt være højere end årsmiddelkoncentrationen i søvandet.

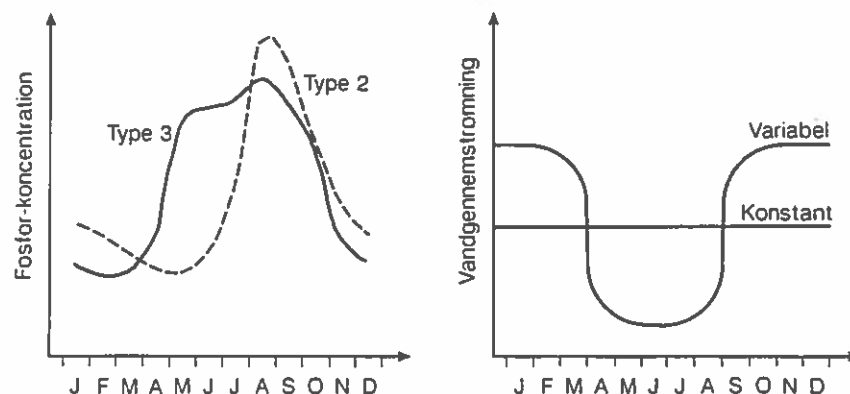
Figur 4.9. Principskitse for sæsonforløb af fosforkoncentrationen i søer af type 1 og sæsonforløb af vandgennemstrømning i henholdsvis søer med konstant og variabel vandgennemstrømning.



I søerne med et sæsonforløb af totalfosfor som type 2 og 3 er søvandskoncentrationerne høje i henholdsvis sensommeren (type 2) og fra maj til hen på efteråret (type 3).

I søer med mindre variation i vandgennemstrømning eksempelvis Fårup Sø, Bryrup Langsø, Hinge Sø og Dons Nørresø vil søen i perioden med høj fosforkoncentration i søvandet gennemskylles relativt hyppigt, og der vil udvaskes fosfor via afløbet (Fig. 4.10).

Figur 4.10. Principskitse for sæsonforløb af fosforkoncentrationen i søer af type 2 og type 3, og sæsonforløb af vandgennemstrømning i henholdsvis søer med konstant og variabel vandgennemstrømning.



I andre søer med kun ringe vandgennemstrømning i sommerperioden, eksempelvis Borup Sø, Vesterborg Sø og Langesø, vil søen i perioden med høj søvandskoncentration kun gennemskylles i ringe grad og der vil være et lille tab af fosfor via afløbet (Fig. 4.10).

Søernes reaktion på nedsat ekstern fosfortilførsel

Forestiller vi os nu, at en sø i en længere periode udsættes for stor ekstern fosfortilførsel, og derfor ophober store mængder af fosfor i søbunden, så nedsættes den eksterne fosfortilførsel, og søen vil i perioden herefter være påvirket af fosforfrigivelse fra den ophobede pulje i søbunden. Tiden, som det vil tage førend en given fosformængde er udvasket via afløbet, vil bl.a. afhænge af sæsonforløbet i fosforkoncentrationen i søvandet og sæsonvariationen i vandgennemstrømningen samt den ophobede puljes størrelse.

I søerne med sæsonforløb af type 1 vil samtidigheden mellem stor vandgennemstrømning og høje fosforkoncentrationer bevirke, at der kan udvaskes relativt mere fosfor (fig. 4.9), og derved kan søen komme relativt hurtigere af med overskuds-fosforen.

Søer med konstant vandgennemstrømning

I søerne med sæsonforløb af type 2 og 3 samt hyppigt vand-skifte i sommerperioden vil der relativt nemt udvaskes over-skudsfosfor på grund af sammenfaldet med høje koncentrationer og rimelig hyppig vandgennemstrømning. I søerne med sæsonforløb af type 2 vil det dog være sværere at komme af med fosformængden på grund af den kortere periode med høje fosforkoncentrationer.

Søer med variabel vandgennemstrømning

I søerne med lille vandgennemstrømning i sommerperioden og sæsonforløb af type 2 og 3 vil det være svært at komme af med den ophobede mængde fosfor ved udvaskning via afløbet. Det frigivne fosfor fra søbunden vil blot bundfældes i søen igen og kun i ringe grad udvaskes fra søen. I disse søer er tabet via afløbet således lille, og det kan være nødvendigt med andre tiltag for at reducere fosformængden i søbunden.

4.6 Konklusion, fosfor

I de fleste af søerne var der et fald i fosforkoncentrationen i søvandet fra 1989-1990 til 1991. I enkelte søer er fosforkoncentrationen steget i de tre år. Der er ikke en entydig forklaring på disse ændringer.

For nogle af søerne skyldes faldet, at $[P]_i$ er reduceret, enten fordi, at udledninger fra punktkilder er reduceret (jf. kapitel 7), og fordi der var en højere afstrømning i 1990 og 1991.

For andre søer kan faldet forklares ud fra tidligere reduktioner i den eksterne fosfortilførsel, og at fosforkoncentrationen i søvandet derfor er under reduktion mod et nyt lavere niveau.

Men faldet i koncentrationen er sandsynligvis også en effekt af klimatiske år til år variationer. Den våde og kolde forsommer i 1991 medførte stor afstrømning og lav vandtemperatur (jvf. kapitel 2). Dette har sandsynligvis reduceret fosforfrigivelsen fra søbunden på grund af lavere vandtemperatur og højere nitratkoncentration i søvandet. Koncentrationsforløbet var i forsommeren 1991 i mange af søerne forskudt omkring en måned i forhold til de foregående år. Derved opnås en generelt lavere sommer- og årsmiddelkoncentration i 1991.

Der er således grund til at tage forbehold for, om faldet i fosforkoncentrationen i 1991 er en udvikling mod en generelt lavere koncentration. Vurderet ud fra fosforkoncentrationsmålinger for 29 af søerne i de første otte måneder af 1992 er tendensen,

at fosforkoncentrationen også i 1992 er lavere end i 1989-90, men ved sammenligning af 1991 og 1992 er tendensen, at koncentrationen er højere i 1992. Der er således håb om, at det er et generelt fald i fosforkoncentrationen i søerne, men ikke helt så meget som resultaterne fra 1991 antydede.

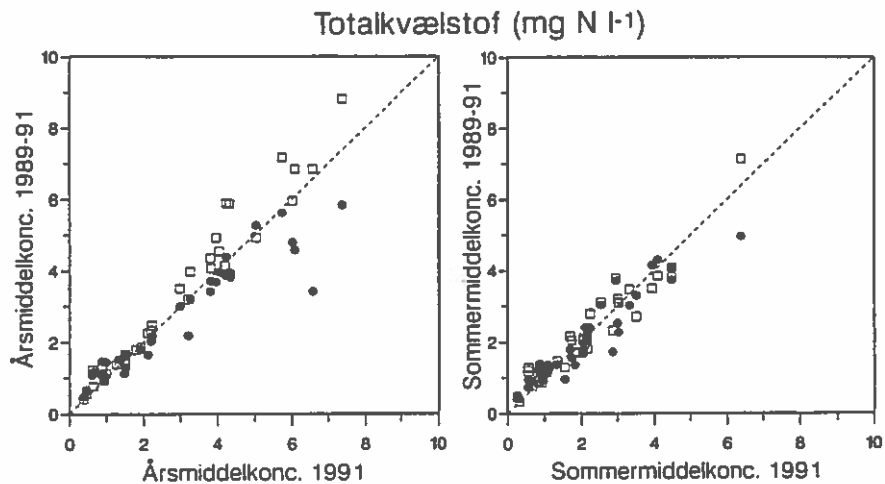
I de kommende 10-20 år må der forventes et yderligere fald i koncentrationen for mange af søerne, fordi de eksterne tilførsler er reduceret. I kapitel 7 vurderes miljøtilstanden ved den forventede fremtidige fosforkoncentration og hvilke yderligere tiltag, der kan forbedre tilstanden.

4.7 Kvælstofkoncentration i søvandet

Års- og sommermiddelkoncentration i 1989, 90 og 91

Års- og sommermiddelkoncentrationen af totalkvælstof i søerne varierede fra mindre end 1 mg N l⁻¹ til mere end 8 mg N l⁻¹ (Fig. 4.11). Sommermiddelkoncentrationen var generelt lavere end årsmiddelkoncentrationen på grund af mindre tilførsel i sommerhalvåret og de højere tabsrater i søen (jf. kapitel 3).

Figur 4.11. Års- og sommermiddelkoncentration af totalkvælstof i søvandet i overvågningssøerne i 1989● og 1990 □ mod 1991.



Årsmiddelkoncentrationen af totalkvælstof var på det samlede materiale ens i 1989 og 1991, men var generelt højere i 1990 (Tabel 4.4). Sommermiddelkoncentrationen var generelt ens i de tre år. Den højere årsmiddelkoncentration i 1990 skyldes en generelt højere koncentration i vinterhalvåret på grund af større afstrømning og dermed tilførsel af mere kvælstofrigt vand til søerne.

Tabel 4.4. Sammenligning af tidsvægtede års- og sommermiddeltotalkvælstofkoncentration i overvågningssøerne. For hver enkelt søstation (n) er udregnet %ændring = $100 \cdot (NTOT_ÅR1 - NTOT_ÅR2) / ((NTOT_ÅR1 + NTOT_ÅR2) / 2)$. Positiv værdi er fald i koncentration og negativ værdi er stigning i koncentration. Derefter er for det samlede antal stationer udregnet den gennemsnitlige ændring, og denne er vurderet for statistisk sikker tendens. Endvidere er angivet 25%, median og 75%, således at der kan vurderes antallet af stationer med henholdsvis stigning og fald i koncentration.

	n	gns.	25%	median	75%
Årsmiddelkonc.					
% ændring 89-90	37	-13.1*	-29	-13.8	0
% ændring 89-91	35	-0.2	-15	-2.2	13
% ændring 90-91	37	12.2*	2	10.0	18
Sommermiddeltotalkonc.					
% ændring 89-90	37	-5.6	-24	-2.0	11
% ændring 89-91	35	3.0	-13	4.2	22
% ændring 90-91	37	8.6*	-7	3.9	20

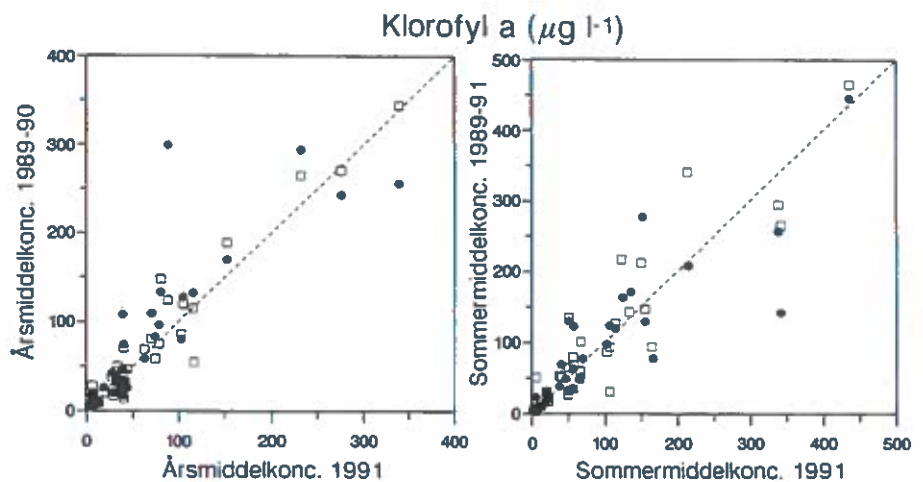
* Statistisk signifikant (p<0.05)

4.8 Indhold af klorofyl a i søvandet

Års- og sommermiddeltkoncentration i 1989, 90 og 91

Års- og sommermiddeltkoncentrationen af klorofyl a i søerne varierede fra mindre end $5 \mu\text{g l}^{-1}$ til mere end $400 \mu\text{g l}^{-1}$ (Fig. 4.12). Årsmiddeltkoncentration af klorofyl a var svagt faldende fra 1989-1990 og til 1991 (Tabel 4.5), hvorimod sommermiddeltkoncentration af klorofyl a var nogenlunde ens i de tre år.

Figur 4.12. Års- og sommermiddeltkoncentration af klorofyl a i søvandet i overvågningssøerne i 1989 ● og 1990 □ mod 1991.



I søerne med mere end 15% fald i sommermiddeltkoncentration af totalfosfor fra 1989-90 til 1991 (17 søer) kunne der registreres et gennemsnitlig 17-23% fald i sommermiddeltkoncentration af klorofyl a. En lavere fosforkoncentration medførte således en bedre miljøtilstand i form af et lavere indhold af klorofyl a.

Tabel 4.5. Sammenligning af tidsvægtede års- og sommermiddelkoncentration af klorofyl i overvågnings søerne. For hver enkelt søstation (n) er udregnet %ændring = $100 \cdot (\text{CHLA}_{\text{ÅR1}} - \text{CHLA}_{\text{ÅR2}}) / ((\text{CHLA}_{\text{ÅR1}} + \text{CHLA}_{\text{ÅR2}}) / 2)$. Positiv værdi er fald i koncentration og negativ værdi er stigning i koncentration. Derefter er for det samlede antal stationer udregnet den gennemsnitlige ændring og denne er vurderet for statistisk sikker tendens. Endvidere er angivet 25%, median og 75% således at der kan vurderes antallet af stationer med henholdsvis stigning og fald i koncentration.

	n	gns.	25%	median	75%
Årsmiddelkonc.					
% ændring 89-90	37	0.5	-19	2.2	20
% ændring 89-91	35	10.0	-28	10.7	44
% ændring 90-91	38	4.7	-13	6.2	21
Sommermiddelkonc.					
% ændring 89-90	37	-7.8	-28	-13.5	18
% ændring 89-91	35	3.2	-28	4.4	28
% ændring 90-91	38	3.0	-25	0.3	34

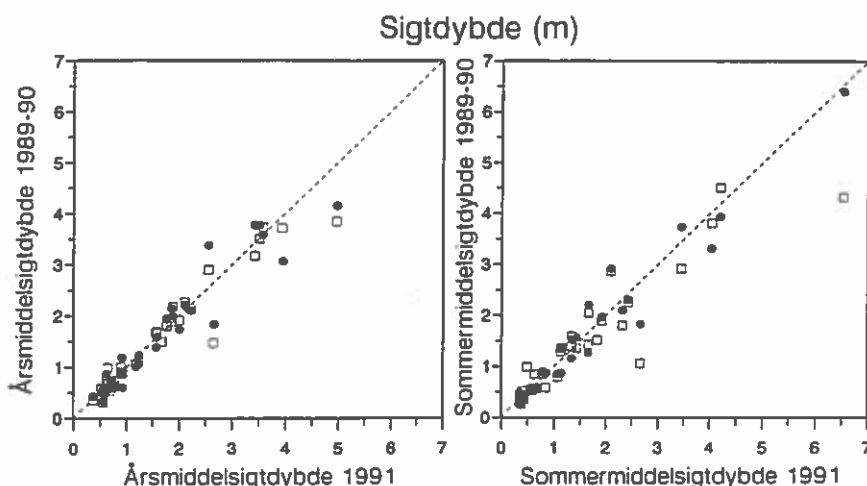
* Statistisk signifikant ($p < 0.05$)

4.9 Sigtdybde

Års- og sommermiddelsigtdybde i 1989, 90 og 91

Års- og sommermiddelsigtdybde i søerne varierede fra mindre end 1 m til op imod 5 m i de meget rene søer (Fig. 4.13). Der var generelt kun ringe forskel i års- og sommermiddelsigtdybden i de tre år, men der var dog en svag tendens til en bedre sigtdybde i sommeren 1991 (Tabel 4.6).

Figur 4.13. Års- og sommermiddelsigtdybde i overvågnings søerne i 1989 ● og 1990 □ mod 1991.



I søerne med mere end 15% fald i totalfosfor i sommerperioden fra 1989-90 og til 1991 (17 søer) kunne der registreres et signifikant gennemsnitlig 15% forbedring af sommermiddelsigtdybden.

Tabel 4.6. Sammenligning af tidsvægtede års- og sommermiddelsigt dybde i overvågnings søerne. For hver enkelt søstation (n) er udregnet %ændring = $100 \cdot (\text{SIGT_ÅR1} - \text{SIGT_ÅR2}) / ((\text{SIGT_ÅR1} + \text{SIGT_ÅR2})/2)$. Positiv værdi er fald i sigt dybden og negativ værdi er stigning i sigt dybden. Derefter er for det samlede antal stationer udregnet den gennemsnitlige ændring og denne er vurderet for statistisk sikker tendens. Endvidere er angivet 25%, median og 75% således at der kan vurderes antallet af stationer med henholdsvis stigning og fald i sigt dybden.

	n	gns.	25%	median	75%
Årsmiddelsigt dybde					
% ændring 89-90	36	-1.6	-11	0.7	12
% ændring 89-91	34	-5.5	-18	-5.0	6
% ændring 90-91	37	-2.1	-8	-0.7	7
Sommermiddelsigt dybde					
% ændring 89-90	37	1.3	-12	1.2	9
% ændring 89-91	34	-5.0	-20	-6.0	8
% ændring 90-91	37	-3.4	-17	-4.7	14

* Statistisk signifikant (p<0.05)

4.10 Ændring i miljøtilstanden fra 1989-90 til 1991

Totalfosfor og totalkvælstof

Fra 1989-90 til 1991 var der et gennemsnitlig fald i års- og sommermiddelkoncentrationen af totalfosfor i søvandet i overvågnings søerne på omkring 15%. Årsmiddelkoncentrationen af kvælstof var højest i 1990 og nogenlunde ens i 1989 og 1991, mens sommermiddelkoncentrationen af totalkvælstof generelt var ens i de tre år. En lavere fosforkoncentration i søerne vil betyde, at der er mindre tilgængelig fosfor for planteplankton og vil generelt betyde lavere klorofyl a indhold i søvandet og en bedre sigt dybde, især i sommerperioden.

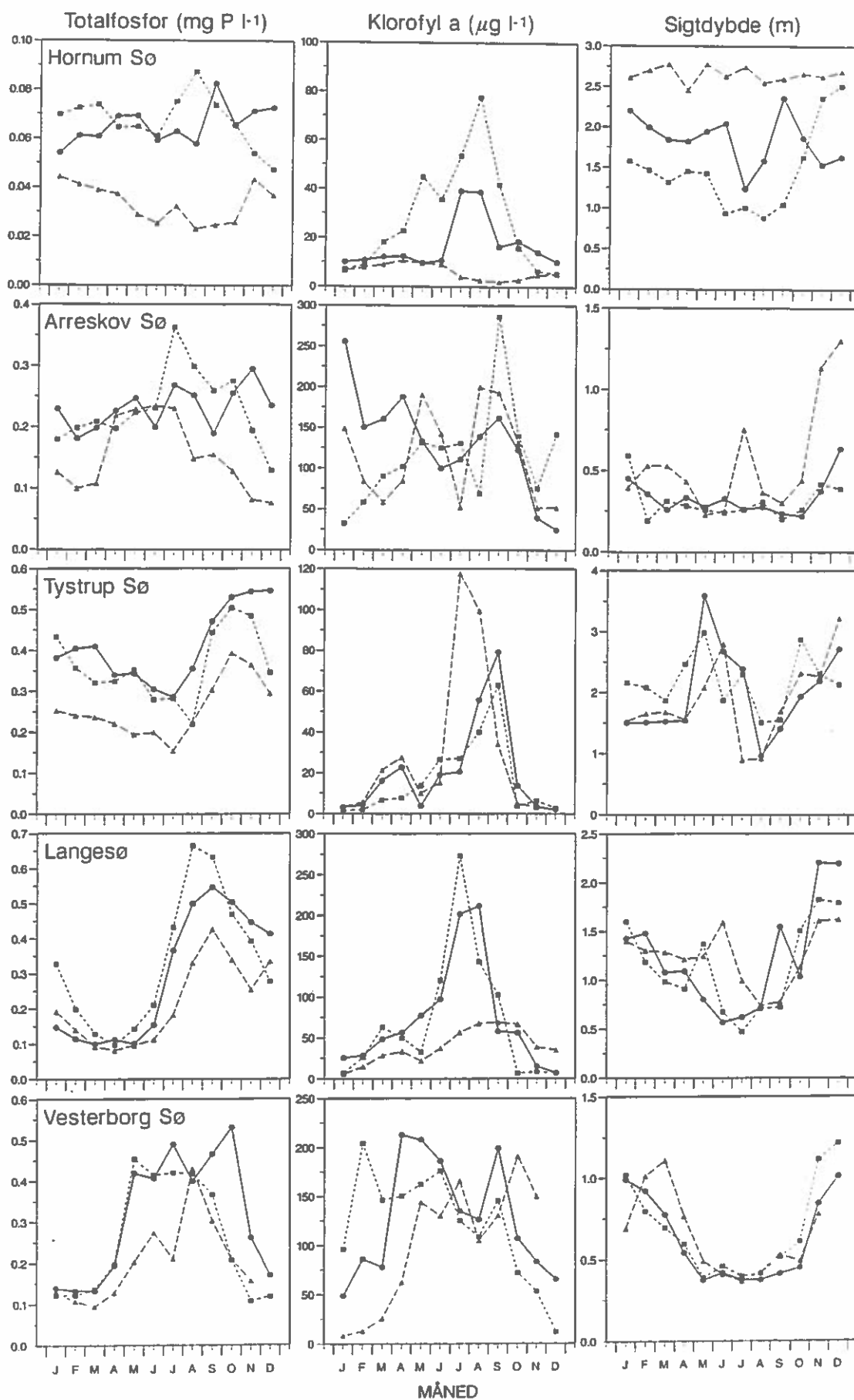
Klorofyl a og sigt dybde

På baggrund af det samlede materiale fra overvågnings søerne kunne der ikke eftervises et signifikant lavere indhold af klorofyl a og en bedre sigt dybde i sommerperioden 1991. Tendensen var dog en 3-5% forbedring af sigt dybden og omkring 3% mindre klorofyl a.

I søerne med markant lavere totalfosforkoncentration (fald >15% og gennemsnitlig 20%) var der en forbedring i sigt dybden på omkring 15% og indholdet af klorofyl a faldt med omkring 17-23% i sommerperioden. En lavere fosforkoncentration i søerne betød således generelt en bedre miljøtilstand med en bedre sigt dybde og lavere koncentration af klorofyl a.

Søer med markant lavere koncentration af fosfor i 1991

I nogle af søerne var der markant lavere koncentration af totalfosfor i 1991 i forhold til 1989-1990. Sæsonforløbet i 1989, 1990 og 1991 af totalfosfor, klorofyl a og sigt dybde er for fem af disse søer vist på Figur 4.14.



Figur 4.14. Sæsonvariation af totalfosfor, klorofyl a og sigtdybde i henholdsvis 1989 ●, 1990 ■ og 1991 ▲ i fem søer med lavere fosforkoncentration i 1991. Der er udregnet tidsvægtede gennemsnitsværdier for hver måned.

Hornum Sø

I Hornum Sø faldt fosforkoncentrationen med omkring 50% og var i hele 1991 lavere end i 1989-1990. Der var også en markant lavere klorofyl a koncentration, især i juli og august, hvor der i de to foregående år var relativt høje klorofyl a koncentrationer. Sigtdybde var i hele 1991 større end 2,5 m, og betydelig bedre end i 1989 og 1990 med sigtdybde henholdsvis omkring 2 og 1,5 m.

Arreskov Sø

I Arreskov Sø var totalfosforkoncentration i 1991 lavere end de foregående år, på nær fra april til juli. Klorofyl a koncentrationen var nogenlunde ens i de tre år, mens sigtdybde generelt var bedre i 1991 undtagen i maj-juni.

Tystrup Sø

I Tystrup Sø var fosforkoncentrationen lavere i hele 1991 i forhold til de foregående år, men i juli-august 1991 observeredes de højeste koncentrationer af klorofyl a i de tre år. Endvidere var sigtdybden også meget dårlig i den periode.

Langesø

I Langesø var fosforkoncentrationen igennem hele året 1991 lavere end i de foregående år, specielt i juli-november. Klorofyl a koncentrationen var også lavere i det meste af 1991 og specielt maksimumsværdierne i sensommeren var markant lavere. Sigtdybden var også bedre især i forårs- og forsommerperioden.

Vesterborg Sø

I Vesterborg Sø var fosforkoncentrationen lavere i forårs- og forsommerperioden 1991, hvorefter forløbet var som i 1990. Klorofyl a koncentrationen var også lavere i 1991 frem til juli, mens ændringen i sigtdybden kun var en mindre forbedring i forårs- og forsommerperioden.

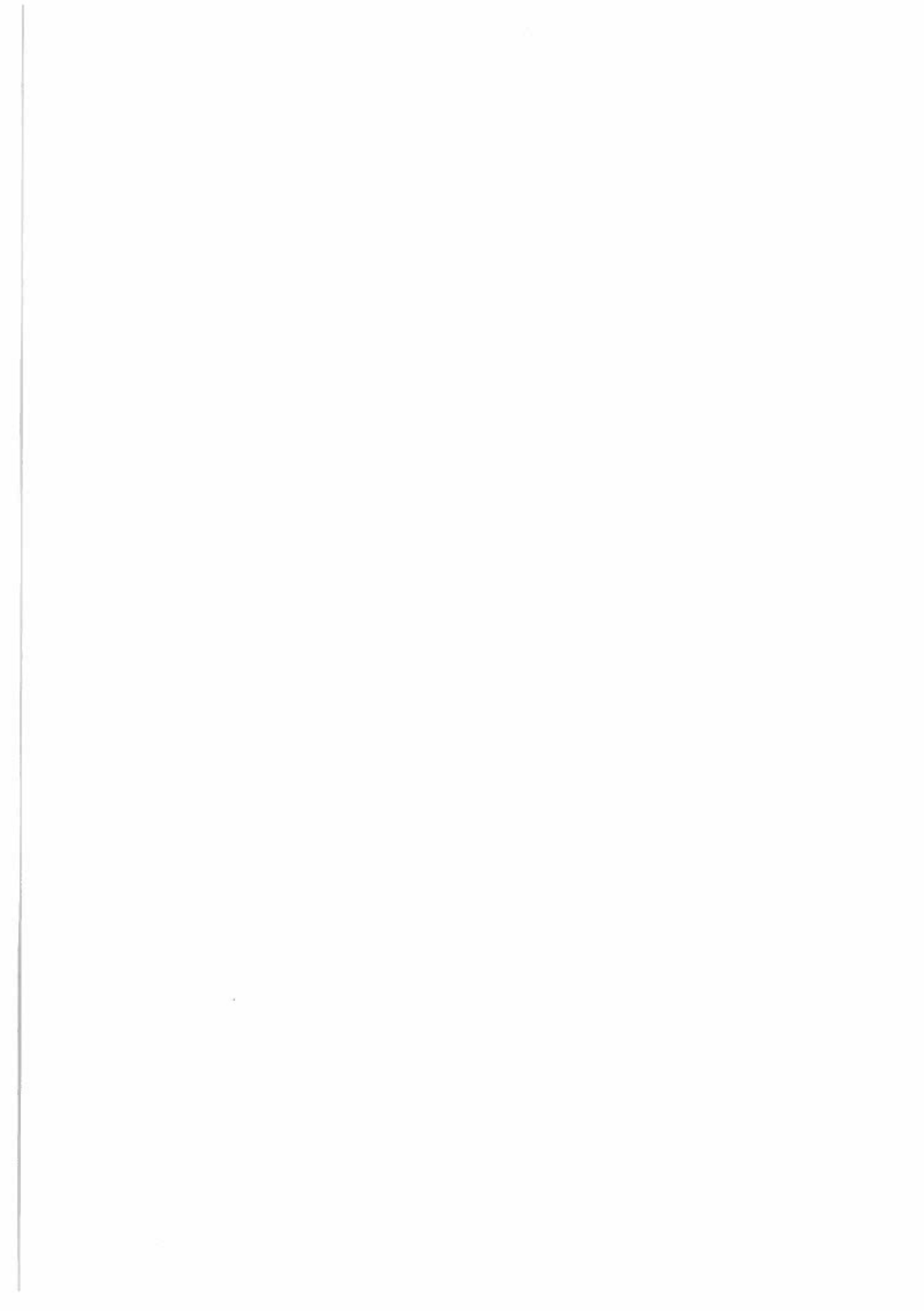
Der ses af overstående eksempler, at den mest markante forbedring i miljøtilstanden blev opnået i Hornum Sø, hvor der var et fald i fosforkoncentrationen fra 0,065 til omkring 0,035 mg P l⁻¹. Der var et markant lavere indhold af klorofyl a, og sigtdybden blev forbedret markant. I de øvrige søer, hvor der også var et stor fald i fosforkoncentrationen f.eks. årsmiddelt koncentration fra 0,23 til 0,15 mg P l⁻¹ i Arreskov Sø og fra 0,33 til 0,26 og til 0,20 mg P l⁻¹ i Langesø, var der ikke samme tydelige ændring i sigtdybde og klorofyl a.

Fosfor skal ned under 0,1 mg P l⁻¹ i lavvandede søer

Generelt skal koncentrationen af totalfosfor i de lavvandede søer bringes ned under en tærskelværdi på omkring 0,1 mg P l⁻¹, før der opnås en markant ændring i miljøtilstanden på grund af en række selvforstærkende processer i søerne (Jeppesen et al. 1991a, b). Søernes planteplanktonbiomasse vil reduceres markant, og sammensætningen ændres fra dominans af blågrønalger og grønalger til mere rentvandsarter som furealger og gulalger. Fiskebestanden vil ændres fra at være domineret af brasen og små skaller til større dominans af rovfisk især gedde og store aborrer. Undervandsplanter vil igen indvandre og få stor udbredelse. Disse ændringer betyder, at

søernes dyreplankton får bedre livsbetingelser og bedre er i stand til at kontrollere planteplanktonet i søvandet.

I de dybere søer skal fosforkoncentrationen sandsynligvis bringes længere ned, da det er sværere at komme af med blågrønalger i disse søer (*Sas, 1989*), ligesom undervandsplanterne vil være af mindre betydning i disse søer.



5. Sedimentet i overvågningsøerne

5.1 Indledning

Sedimentet som næringsstofkilde

Sedimentet spiller en vigtig rolle for næringsstoffodynamikken i søer. Dels som det sted, hvor der via bundfældning af planktonorganismer, uorganiske partikler mm. konstant sker en deponering af næringsstoffer, og dels som næringsstofkilde. I takt med nedbrydningen af det organiske materiale vil der nemlig ske en frigivelse af næringsstoffer, som enten bindes i sedimentet eller frigives til vandfasen. Ud over effekten af næringsstofftilførsel og fraførsel er søvandets næringsstofkoncentration således først og fremmest bestemt af denne udveksling af næringsstoffer mellem sediment og vand. Sidstnævnte forhold er ikke mindst relevant i forhold til nedsat fosfortilførsel, hvor man ofte ser, at sedimentet får relativ større betydning, fordi der sker en betydelig intern fosforfrigivelse fra sedimentet. Derved forsinkes forbedringer i søens vandkvalitet.

Som led i vurderingen af søers reaktion på reduceret næringsstofftilførsel lægger sø-overvågningsprogrammet derfor op til, at der hvert 5. år gennemføres sedimentundersøgelser.

Formålet med dette afsnit er at give en generel beskrivelse af disse data. Der foretages også en række tværgående sammenstillinger, men det har ikke her været hensigten med en nærmere analyse af disse sammenhænge. En nærmere analyse af sammenhænge mellem intern fosforfrigivelse og sedimentkemiske variable gennemføres senere.

5.2 Metoder

I alt foreligger der oplysninger om sedimentet fra 33 af de 37 overvågningsøer. Fra de fleste søer er der analyser fra tre forskellige stationer og med 6-7 dybdeintervaller, som beskrevet i *Kristensen et al. (1990c)*. Sedimentet er analyseret for tørvægt, glødetab (organisk stof), jern, calcium, totalkvælstof og totalfosfor. Fra de fleste søer er indholdet af fosfor derudover splittet op i 4-5 fosforfraktioner.

Fosforfraktioner

Fosforfraktionerne er defineret på grundlag af ekstraktionsmetoden og benævnes i det følgende som $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ (ads-P), NaOH-P (Fe-P) og HCl-P (Ca-P). Af hensyn til sammenlignelighed er kun analyser, hvor der under ekstraktionsproceduren er målt ortho-P, medtaget her. I de få tilfælde, hvor der er ekstraheret med BD (bicarbonat-dithonit), er denne fraktion ved præsentation af data lagt til NaOH-P fraktionen.

Eftersom de fleste data kun udtrykker den organiske fosforfraktion som differencen mellem total fosfor og de tre første ekstraktioner (tot-P - (NH₄Cl-P + NaOH-P + HCl-P) er kun denne medtaget i de følgende beskrivelser og analyser. Denne fraktion er benævnt org-P og formodes at repræsentere såvel hårdt som mere løst bundet organisk fosfor.

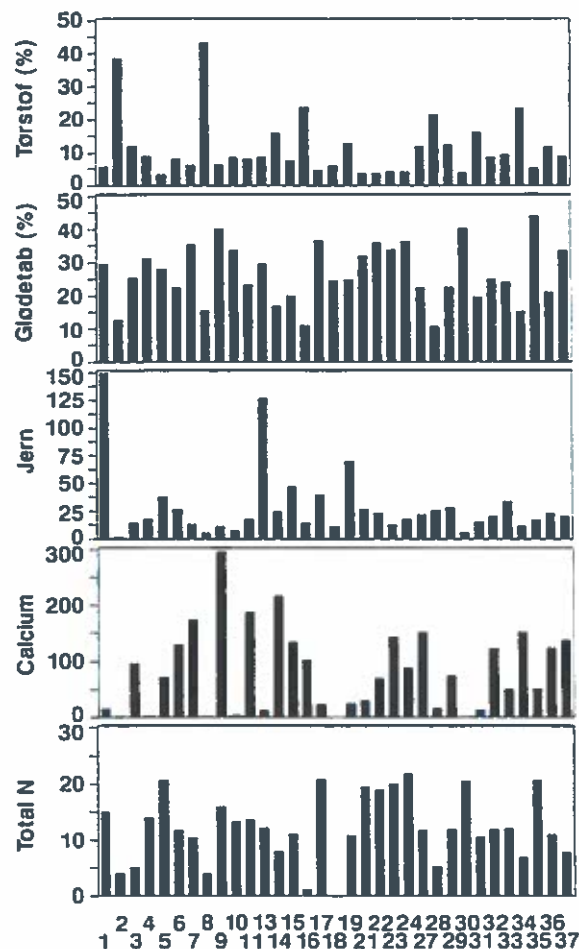
Bortset fra tørvægtsprocent og glødetabsprocent er alle koncentrationer angivet i mg per g tørstof.

5.3 Resultater fra overvågningssøerne

Store forskelle i jern og calcium

Overfladesedimentets tørstofindhold er forholdsvis ensartet og ligger i de fleste af søerne mellem 6 og 12% (Fig. 5.1 og Tabel 5.1). Det samme gælder glødetabet, som ofte ligger mellem 20 og 34%. Derimod er der større variationer i indholdet af jern og calcium. Jernindholdet varierer således næsten med en faktor 100 (fra 1,9 mg Fe (g tv)⁻¹ i Holm Sø til 150 mg Fe (g tv)⁻¹ i Søby Sø) og calciumindholdet med op til en faktor 500 (mellem 0,6 mg Ca (g tv)⁻¹ i Kvie Sø og 296 mg Ca (g tv)⁻¹ i Bastrup Sø).

Figur. 5.1. Overfladesedimentets (oftest 0-2 cm) indhold af forskellige variable i overvågningssøerne (gennemsnit for alle stationer). Søerne er rangeret efter stigende sommerkoncentration af total fosfor i epilimnion (1990). Sønavne er angivet i Tabel 1.2.



Indholdet af kvælstof og fosfor varierer også en del fra sø til sø, men ligger som regel mellem 10 og 20 mg N (g tv)⁻¹ og

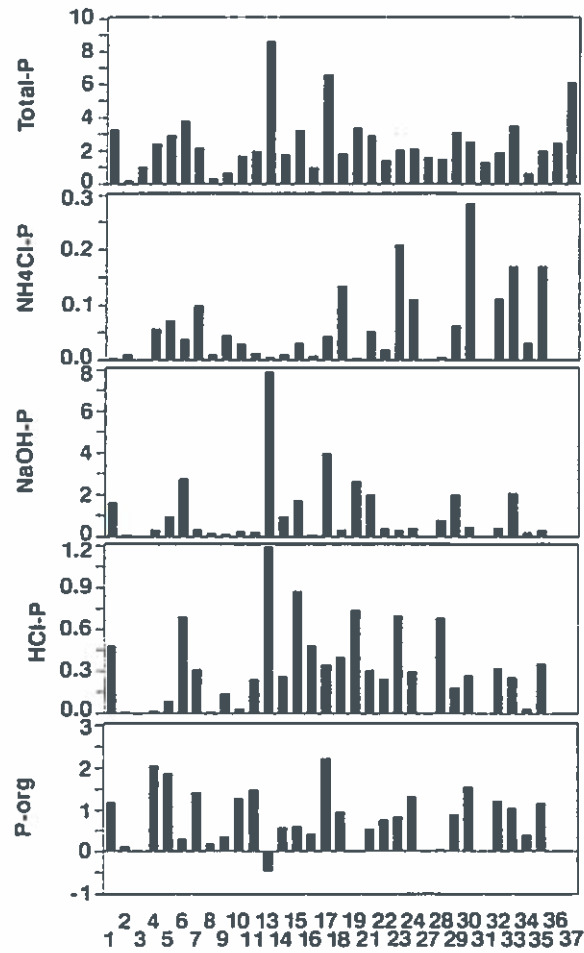
mellem 1 og 4 mg P (g tv)⁻¹. Som det vil fremgå af det følgende, skyldes variationen i kvælstofindhold først og fremmest varierende organisk indhold, mens variationen i fosforindhold i en vis grad er knyttet til varierende jernindhold. Middel og medianværdierne, som angivet i Tabel 5.1, ligger for alle variable tæt op ad, hvad der er fundet i et omfattende datasæt for danske søer (Kristensen *et al.*, 1990b). Også hvad angår sedimentet ser overvågningssøerne således ud til på udmærket vis at repræsentere de danske søer.

Tabel 5.1. Middelværdier, medianværdier samt 25 og 75% fraktiler for sedimentvariable (overflade oftest 0-2 cm og ≥ 20 cm's dybde). Udregnet på grundlag af middelværdierne for de enkelte søer. N= antallet af søer.

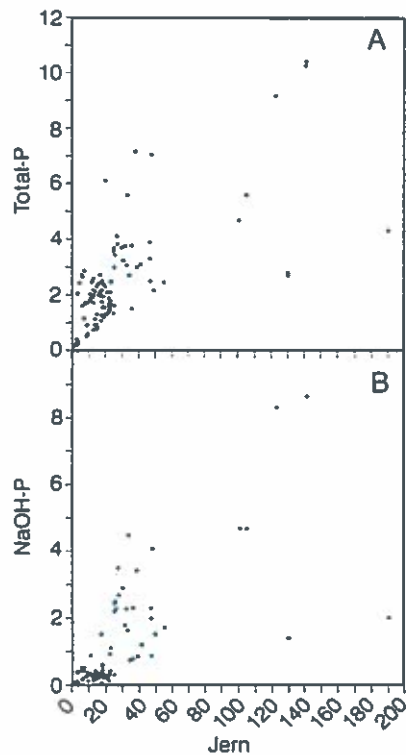
	N	middel	25%	median	75%
overfladesediment					
tørstof%	33	11,3	5,7	8,5	12,4
glødetab%	33	26,8	20,0	24,9	33,8
jern	31	27,2	12,5	18,0	26,5
kalcium	31	90	23	75	138
total-N	32	12,7	10,4	11,8	19,0
total-P	33	2,44	1,39	2,04	3,11
NH ₄ Cl-P	28	0,07	0,01	0,04	0,11
NaOH-P	28	1,15	0,27	0,37	1,72
HCl-P	28	0,35	0,18	0,31	0,48
P-org	28	0,86	0,35	0,86	1,27
dybdesediment (≥ 20 cm)					
tørstof%	28	18,5	14,0	16,7	18,9
glødetab%	28	27,7	19,7	25,6	31,6
jern	28	27,7	11,0	17,1	29,9
kalcium	28	73	8,1	39	122
total-N	27	11,8	9,1	11,0	15,0
total-P	28	1,28	0,76	1,14	1,34
NH ₄ Cl-P	24	0,03	0,00	0,01	0,03
NaOH-P	26	0,59	0,11	0,21	0,53
HCl-P	26	0,21	0,09	0,21	0,32
P-org	26	0,43	0,22	0,42	0,73

NaOH-P og org-P udgør størstedelen

Størstedelen af sedimentets fosfor findes ofte som NaOH-P, der i overfladesedimentet typisk udgør mellem 0,3 og 1,7 mg P (g tv)⁻¹, eller som org-P, der typisk udgør mellem 0,4 og 1,3 mg P (g tv)⁻¹ (Fig. 5.2 og Tabel 5.1). Både indholdet af NaOH-P og org-P varierer dog meget, men især i organisk rige sedimenter udgør org-P nogen gange hovedparten af totalfosforindholdet. Derimod udgør HCl-P ofte kun en mindre del, som regel mellem 0,2 og 0,5 mg P (g tv)⁻¹. NH₄Cl-P udgør kun sjældent mere end 0,1 mg P (g tv)⁻¹.



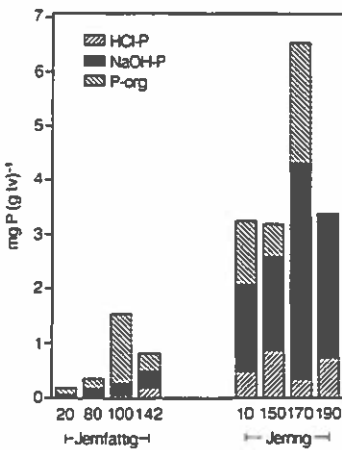
Figur 5.2. Overfladesedimentets (oftest 0-2 cm) indhold af totalfosfor og fosforfraktioner i overvågningssøerne (gennemsnit for alle stationer). Søerne er rangeret efter stigende sommerkoncentration af total fosfor i epilimnion (1990). Sønavnene er angivet i Tabel 1.2.



Figur 5.3. Overfladesedimentets (oftest 0-2 cm) indhold af tot-P (A) og NaOH-P (B) i forhold til indhold af jern.

Sammenhæng mellem jern og fosfor

Tilsyneladende er der ikke nogen sammenhæng mellem overfladesedimentets indhold af fosfor og stigende fosforkoncentration i søvandet (stigende sønr) (Fig. 5.2). Der er dog en tendens til, at $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ er højest i de mest næringsrige søer. Til gengæld er der en positiv sammenhæng mellem jern-indhold og totalfosforindhold på samme måde som mellem jern og NaOH-P (Fig. 5.3). Dette understreger jerns store betydning for hvor store fosformængder, der ophobes i sedimentet, mens søvandets fosforindhold har mindre betydning. Denne konklusion støttes af resultaterne fra andre danske søer (Kristensen *et al.*, 1990b). Samme sammenhæng ses ved direkte at sammenligne jern-rige med jern-fattige søer (Fig. 5.4). Her er der generelt et meget højere fosforindhold i de jern-rige end i de jern-fattige søer. På trods af de høje jernkoncentrationer findes en betydelig fosfordel dog stadigvæk som org-P i de jernrige søer.



Figur 5.4. Eksempler på fosforfraktioneringer (overfladesediment) fra henholdsvis jern-rige og jern-fattige søer. $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ er ikke vist på figuren, men udgør i alle tilfælde mindre end $0,04 \text{ mg P (g tv)}^{-1}$.

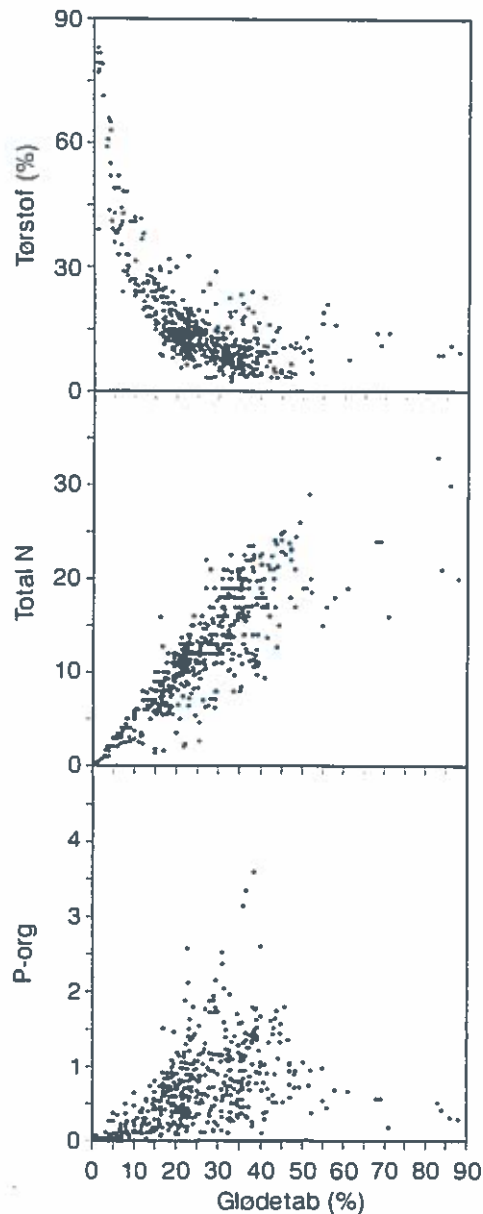
De jern-fattige er repræsenteret ved: Holm Sø (nr 20, $1,0 \text{ mg Fe (g tv)}^{-1}$), Kvie Sø (nr 80, $6,4 \text{ mg Fe (g tv)}^{-1}$), Hornum Sø (nr 100, $7,0 \text{ mg Fe (g tv)}^{-1}$), og Furesø, Store Kalv (nr 142, $5,8 \text{ mg Fe (g tv)}^{-1}$).

De jern-rige søer er repræsenteret ved: Søby Sø (nr 10, $142 \text{ mg Fe (g tv)}^{-1}$), Fårup Sø (nr 150, $48 \text{ mg Fe (g tv)}^{-1}$), Bryrup Langsø (nr 170, $41 \text{ mg Fe (g tv)}^{-1}$) og Hinge Sø (nr 190, $69 \text{ mg Fe (g tv)}^{-1}$).

Sammenhænge mellem glødetab, tørstof, kvælstof og P-org.

Tydelige sammenhænge kunne også etableres mellem sedimentets organiske indhold (glødetab) og sedimentets indhold af tørstof, total kvælstof og P-org (Fig. 5.5). Højest organisk indhold findes således ved lavt tørstofindhold. En markant positiv sammenhæng mellem glødetab og tot-N viser, at kvælstof altovervejende optræder i organiske forbindelser. Endelig er der en positiv sammenhæng mellem glødetab og org-P. Sammenhængen skyldes formentlig især, at tungt nedbrydelige organiske forbindelser altid vil indeholde en vis del fosfor.

Dybere liggende sedimentlag (her defineret som $\geq 20 \text{ cm}$) har generelt et lavere fosforindhold (Tabel 5.1). Total fosfor overstiger således sjældent $1,4 \text{ mg P (g tv)}^{-1}$. Dette afspejler sig i lavere koncentrationer af alle fosforfraktionerne.



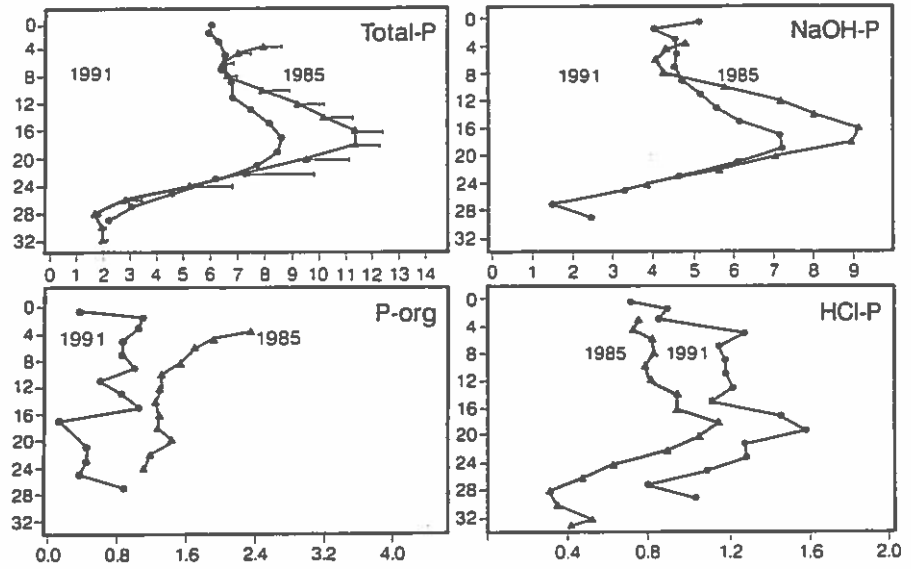
Figur 5.5. Sammenhæng mellem organisk indhold (glødetab) og (A): tørvægt, (B): total kvælstof og (C): org-P. Alle sedimentdybder er medtaget.

5.4 Ændringer i fosforprofil

Gradvis reduktion i sedimentets fosforindhold

Der findes idag kun få tidsserier af sedimentdata. Én af dem er fra Søbygård Sø, hvor der er foretaget fosforfraktioneringer regelmæssigt siden 1985. Profilmålinger herfra viser, at man er i stand til at registrere en reduktion i sedimentets fosforindhold fra 1985 til 1991, der nogenlunde modsvarer en langvarende (siden 1982) høj positiv netto frigivelse af fosfor fra sedimentet. Profilerne viser en markant reduktion i fosforkoncentrationen især i overfladesedimentet og fra 10 til 20 cm's dybde (Fig. 5.6). Største reduktion sker fra NaOH-P og org-P, mens der sker en stigning i HCl-P. Detaljerede massebalanceberegninger viser, at den efterhånden aftagende (men stadig store) netto fosforfrigivelse fra sedimentet primært skyldes en mindre frigivelse fra sedimentet sidst på sommeren, mens fri-

givelsen først på sommeren synes uændret. Der henvises til *Søndergaard et al. (1992)* for en nærmere vurdering af de ændrede sedimentprofiler set i relation til massebalancemålinger.



Figur 5.6. Ændringer i sedimentprofil fra Søbygård Sø. Sedimentoverfladen er justeret i forhold til en årlig sedimenttilvækst på 0,6 cm. 1985-sedimentoverfladen starter derfor i 3 cm's dybde.



6. Biologisk struktur og regulering i brakvandssøer

6.1 Indledning

Stort antal brakvandssøer

I Danmark findes et stort antal søer med saltholdigheder på 1-15‰, som tilsammen omfatter et betydeligt areal. Blandt de større områder er Vejlerne og Saltbæk Vig. Traditionelt har de dog kun i ringe grad været genstand for undersøgelser og tilsyn. Typiske brakvandsområder med saliniteter på 5-10‰ er karakteriseret ved en ringe biologisk artsrigdom, idet kun få organismer er tilpassede til at leve i denne fysiologisk stressende overgangzone mellem ferskvand og det marine miljø. Det må derfor også forventes, at de biologiske samspil er anderledes i brakvandssøer end i ferskvandssøer. Det må endvidere forventes, at der sker en gradvis ændring i dette samspil med ændringerne i saltholdigheden som konsekvens af, at ferskvandsarterne forsvinder og i stedet afløses af brakvandsarter og marine arter.

To brakvandssøer i Overvågningsprogrammet

I Overvågningsprogrammet indgår der to brakvandssøer, nemlig Lemvig Sø, som er periodisk brak, og Kilen, begge i Ringkøbing Amt. Med udgangspunkt i data fra disse søer, samt data fra en større ekstensiv undersøgelse af en række danske brakvandslokaliteter, foretaget af DMU, vil vi i dette kapitel beskrive forskelle og lighedspunkter i biologisk struktur og samspil i ferskvands- og brakvandssøer. Traditionelt defineres grænsen mellem ferskvand og brakvand ved 5‰ (Renaud og Schlieper, 1971). Som det vil blive redegjort for senere, benyttes her en grænse på 0,5‰.

6.2 Eksempler

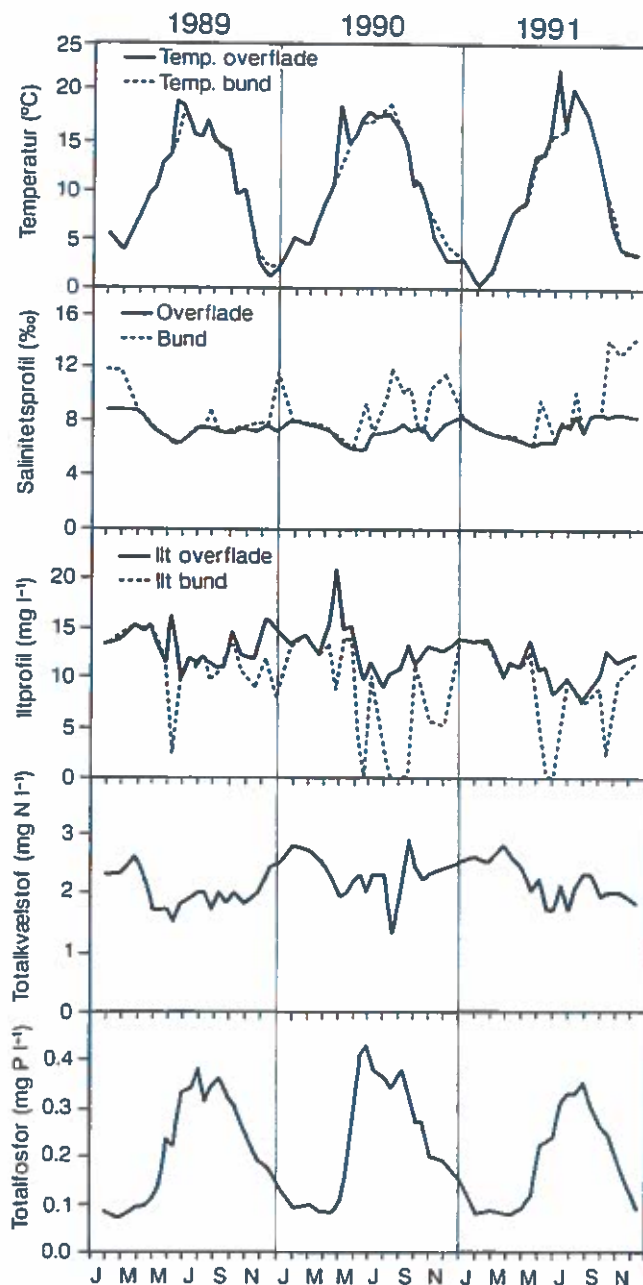
Hvor intet andet er angivet, er informationerne i dette afsnit hentet fra overvågningsrapporterne for Kilen og Lemvig Sø (Ringkøbing Amt, 1992a og 1992b).

6.2.1 Kilen

Fysisk-kemiske data

Kilen har et søareal på 317,5 ha, middeldybden er 1,8 m og maksimumsdybden 5,5 m. Vandets opholdstid er ca. 7 måneder på årsbasis og omtrent det samme om sommeren. Søen er brak som følge af periodisk indtrængning af saltvand fra Struer bugt. Saliniteten i overfladevandet er relativt konstant (6-9‰) og periodisk højere i bundvandet i forbindelse med dannelse af saltspringlag, hvor der iøvrigt ofte optræder iltmangel i bundvandet (Fig. 6.1). Søen er næringsrig med en totalfosforkoncentration på op til 0,3-0,4 mg P l⁻¹ og en totalkvælstofkoncentration på 1,5- 2,5 mg N l⁻¹ om sommeren (Fig. 6.1).

Figur 6.1. Sæsonvariationen i en række fysisk-kemiske variable i Kilen 1989-1991 (Fra Ringkøbing Amtskommune, 1992a).



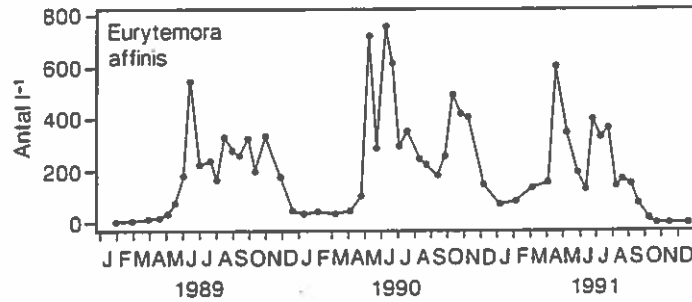
Fiskebestand

Fiskebestanden blev i 1992 bestemt ved oversigtsfiskeri efter normalprogrammet (Mortensen et al., 1991). Fiskebestanden var domineret af oligo- og euhaline arter som især smelt, men også helt, sild og kutling forekom i betydeligt antal. Hundestejletætheden var relativ lav og de typiske ferskvandsfisk, som aborre og skalle manglede helt (Müller, pers. komm.). Ved en tidligere fiskeundersøgelse i 1987 var hundestejle meget talrig, medens bestanden af helt, smelt og sild var lille (Ringkøbing Amtskommune, 1988). Selvom fiskeredskabsvalget ikke har været helt det samme i de to undersøgelser, tyder resultaterne på, at der er sket et skift i fiskebestanden fra dominans af hundestejle til et mere varieret fiskesamfund med dominans af smelt.

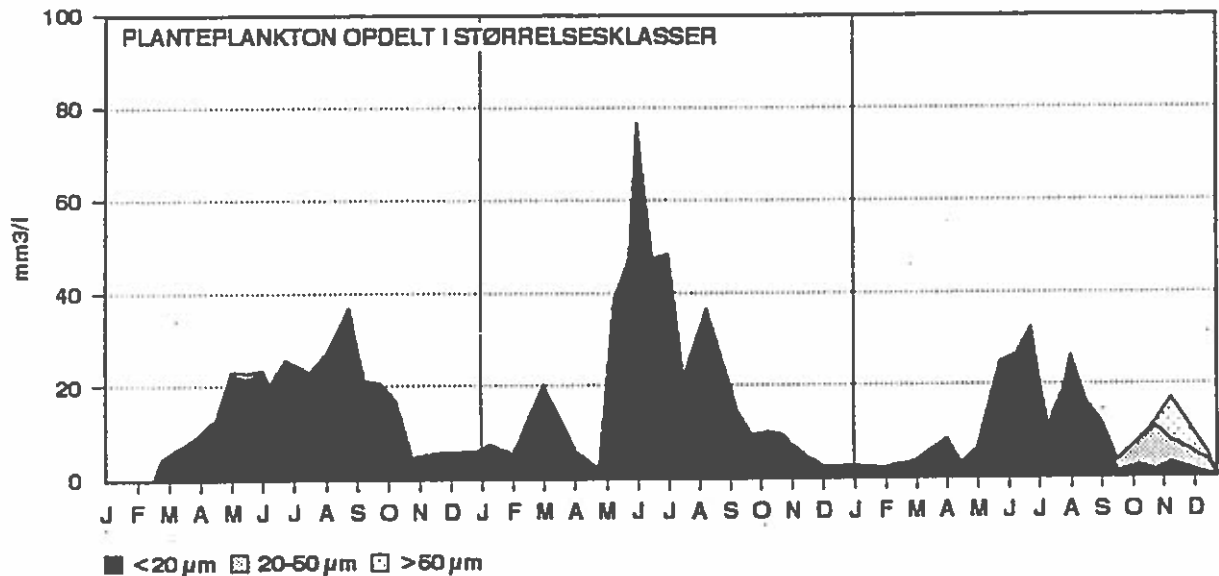
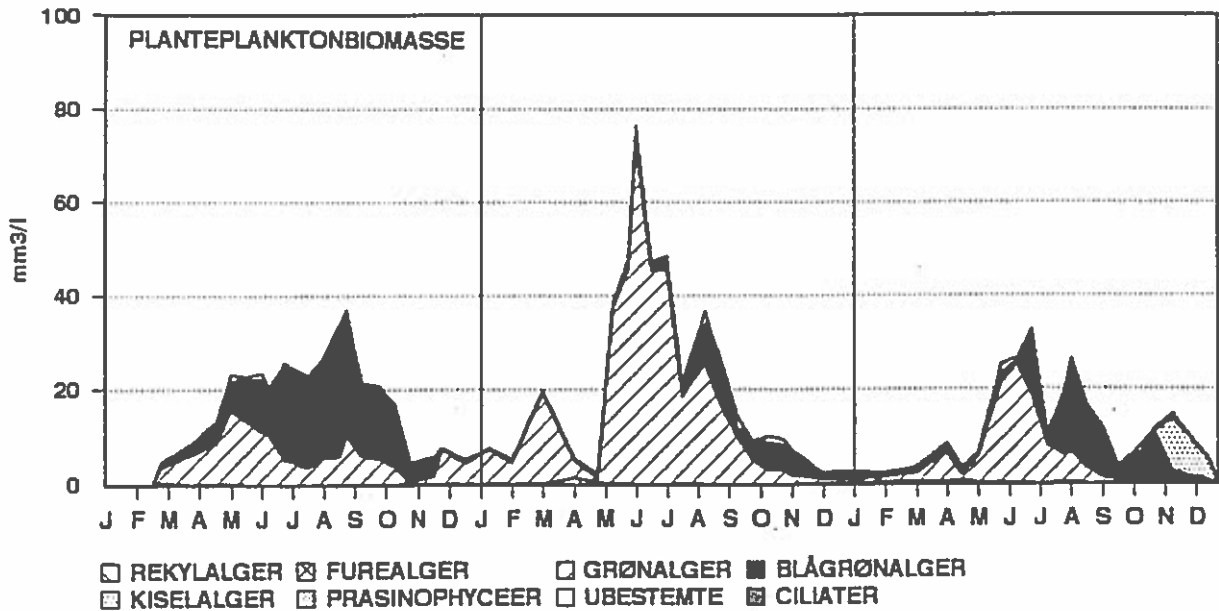
Neomysis

I brakvandssøer er det ikke kun fiskene men også mysiden, *Neomysis integer* (en slags reje), som æder dyreplankton. I Kilen forekom den i kystzonen i tætheder på $6/m^3$ eller $4,5/m^2$ (Jeppesen et al., 1993).

Figur 6.2. Sæsonvariationen i antallet af vandloppen *Eurytemora affinis* i Kilen i 1989-1991.



KILEN 1989-1991



Figur 6.3. Sæsonvariationen i biomassen og størrelsen af planteplanktonet i Kilen i 1989-1991 (Fra Ringkøbing amtskommune, 1992a).

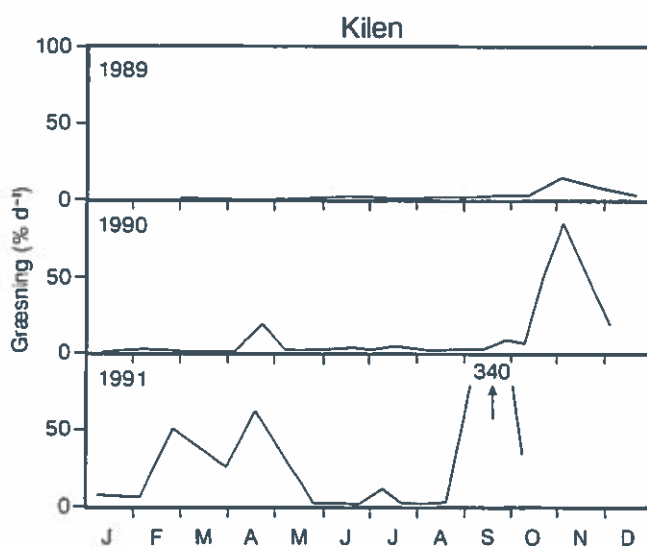
Dyreplankton

Det større dyreplankton var domineret af en enkelt art, den calanoide vandloppe, *Eurytemora affinis* (Fig. 6.2), der i de tre år i gennemsnit for sommeren udgjorde mere end 95% af den samlede dyreplanktonbiomasse ($> 20 \mu\text{m}$). Cladoceer (dafnierne), som ellers er de mest effektive græssere på planteplanktonet, forekom kun sporadisk og slægten *Daphnia* manglede helt.

Planteplankton

Planteplanktonet var i alle tre år domineret af grønalger og blågrønalger (Fig. 6.3). Det er karakteristisk, at planteplanktonet næsten udelukkende bestod af små arter, som skulle være tilgængelig føde for selv de mindre dyreplankton (Fig. 6.3). Alligevel er dyreplanktonbiomassen lav. Forholdet mellem dyreplankton og planteplankton på tørvægtbasis var således meget lavt om sommeren (0,04 i 1989, 0,06 i 1990 og 0,13 i 1991). Den lave dyreplanktonbiomasse må tilskrives en høj predation fra fisk og tildels *Neomysis*. Kun i korte perioder, og især i 1991, var græsningstrykket på planteplanktonet så højt, at dyreplanktonet kontrollerede planteplanktonet (Fig. 6.4). Hvorvidt det stigende græsningstryk fra 1989 til 1991 afspejler ændringer i fiskebestanden (færre hundestejler og flere smelt) og dermed hvor meget dyreplankton, der bliver ædt, er det endnu for tidligt at udtale sig om.

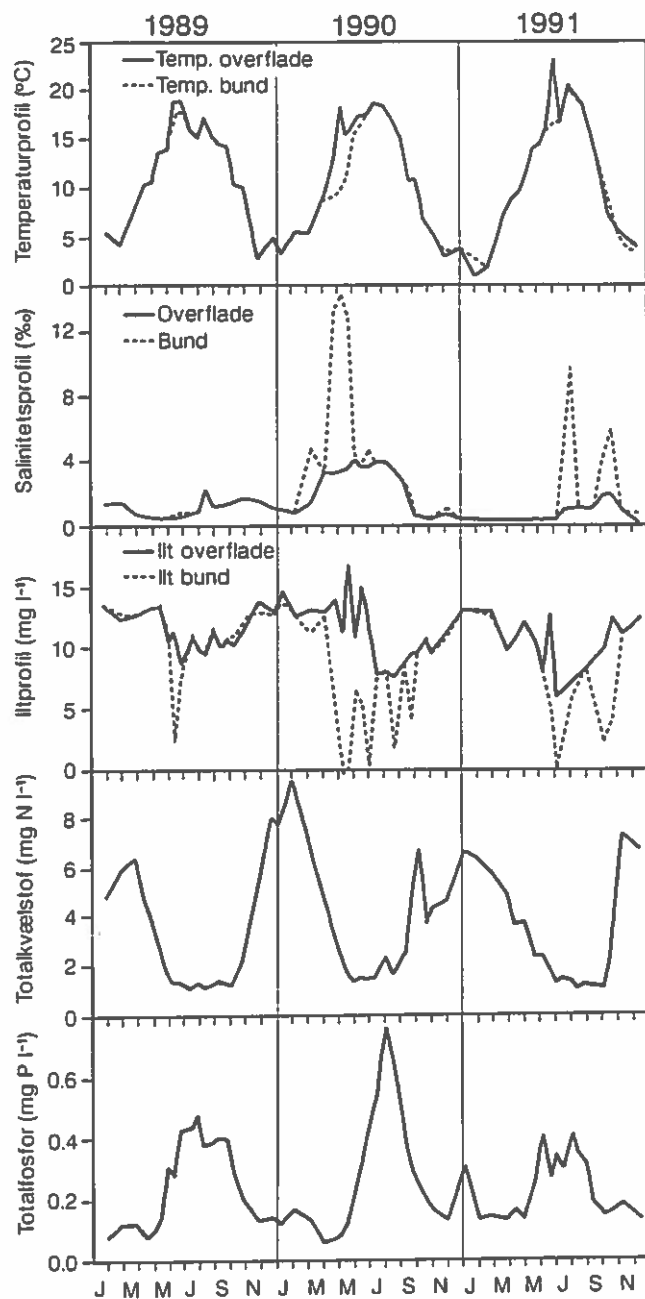
Figur 6.4. Sæsonvariationen i den beregnede dyreplanktongræsning på planteplanktonet i Kilen i 1989-1991.



Fysisk-kemiske data

6.2.2 Lemvig Sø

Lemvig Sø har et søareal på 15,7 ha, en middeldybde på 2 m og en maksimumdybde på 3,7 m. Den hydrauliske opholdstid er på årsbasis godt en måned og 4,5 måneder om sommeren. Søens saltholdighed har i de tre år varieret mellem 0,5 og 4‰ afhængig af mængden af indtrængende saltvand fra Lem Vig (Fig. 6.5).



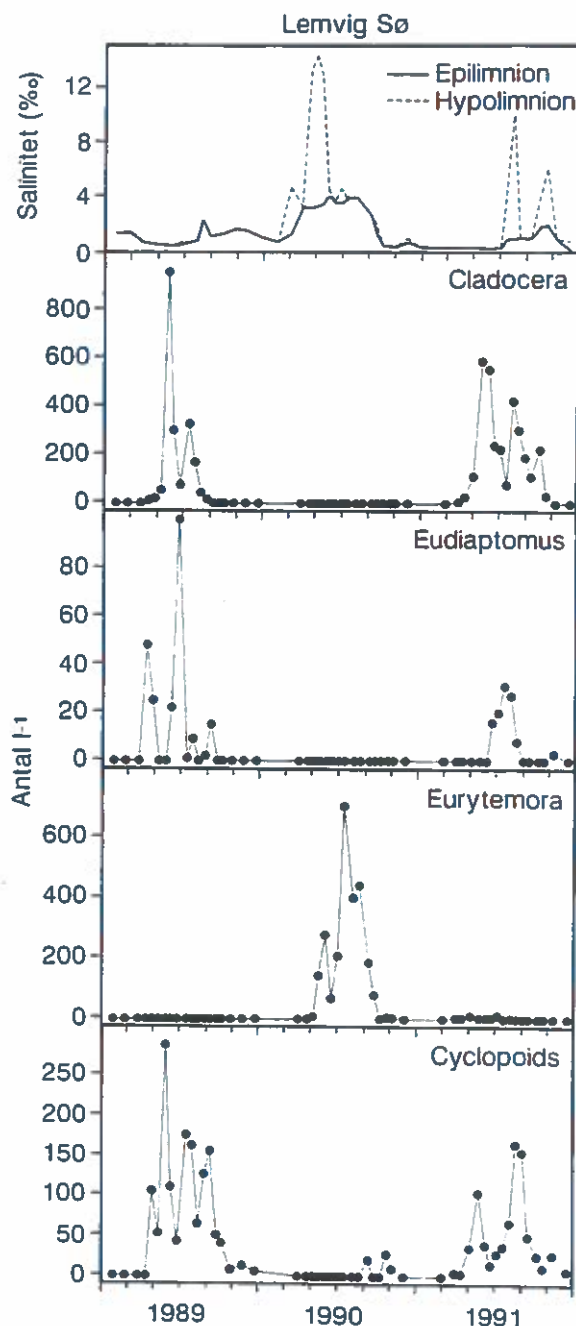
Figur 6.5. Sæsonvariationen i en række fysisk-kemiske variable i Lemvig Sø 1989-1991 (Fra Ringkøbing Amtskommune, 1992b).

Ligesom i Kilen opstår der periodisk en saltbetinget lagdeling, med efterfølgende lave iltkoncentrationer i bundvandet. Søen er næringsrig med et højere fosforniveau end i Kilen (max. 0,4-0,7 mg P l⁻¹), medens kvælstofniveauet er omtrent det samme i de to søer, i Lemvig sø 0,8-1,5 mg N l⁻¹ om sommeren (Fig. 6.5).

Fiskebestand

Fiskebestanden var domineret af store skaller og smelt. Desuden fandtes mere fåtalligt hundestejle, skrubbe, kutling, suder, ørred og ål. Det var karakteristisk, at der var relativt få små fisk, idet der pr. net kun blev taget 6 fisk < 10 cm. Fiske-samfundet er altså her en blanding af ferskvandsarter og brak-/saltvandsarter i overensstemmelse med, at saltholdigheden er lavere end i Kilen.

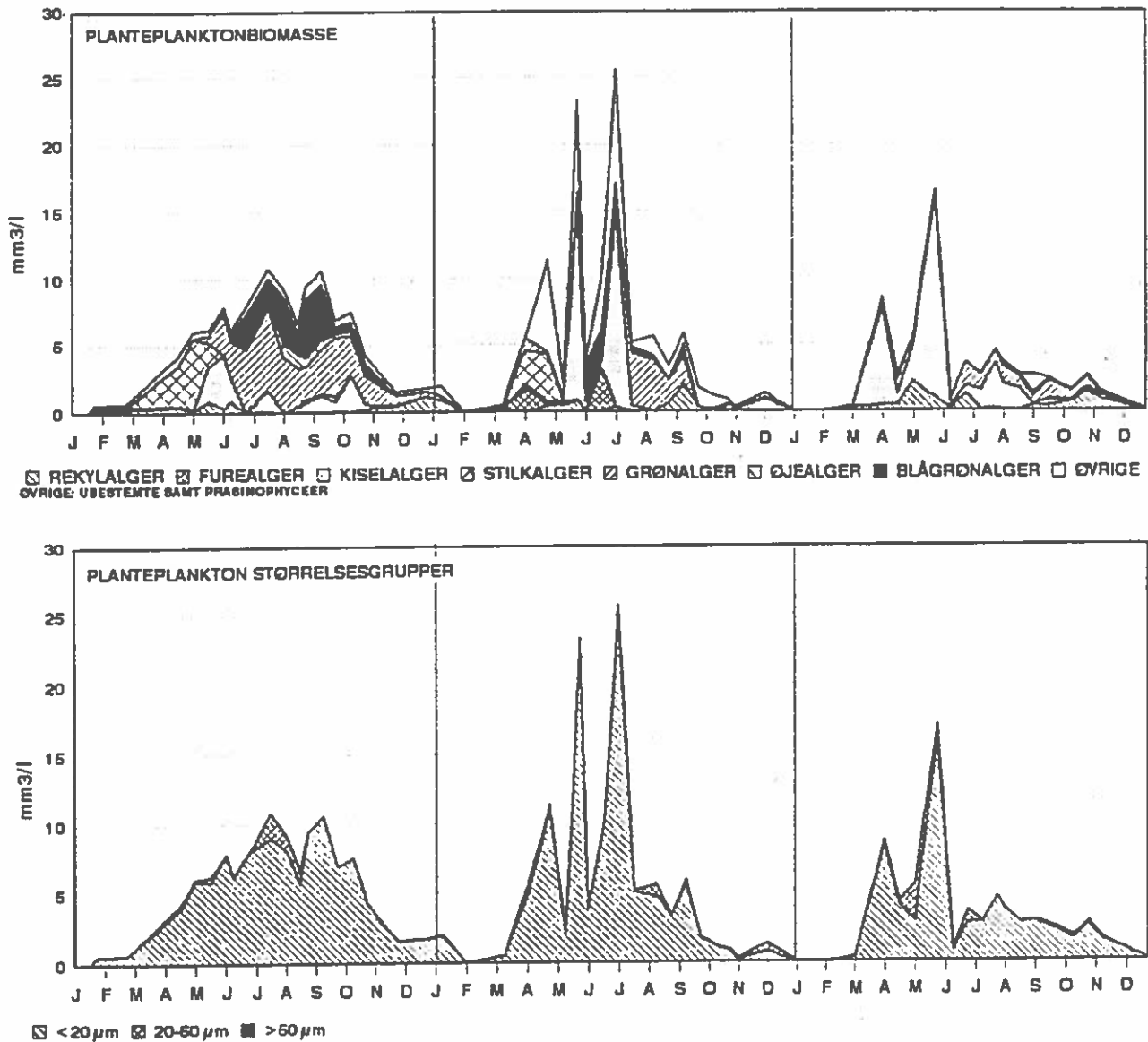
Figur 6.6. Sæsonvariationen i salinitet samt i antallet af diverse dyreplanktongrupper i Lemvig Sø i 1989-1991.



Dyreplankton

I 1990, hvor saltholdigheden var relativt høj, var dyreplanktonet som i Kilen totalt domineret af vandloppen *E. affinis*, medens typisk ferskvandsdyreplanktonet (cladoceer, calanoide og cyclopoide vandlopper) var altdominerende i 1989 og 1991, hvor saltholdigheden var lav. I 1991, hvor saltholdigheden var lidt større end i 1989, var *E. affinis* dog tilstede, men i lavt antal (Fig. 6.6). Resultaterne tyder på, at ferskvandsdyreplanktonet, herunder de effektive græssere (*Daphnia*) forsvinder, når saltholdigheden overstiger 2-3‰ og omvendt, at brakvandsvandloppen *E. affinis* forsvinder ved saltholdigheder om sommeren på under 1,2‰.

LEMVIG SØ 1989-91

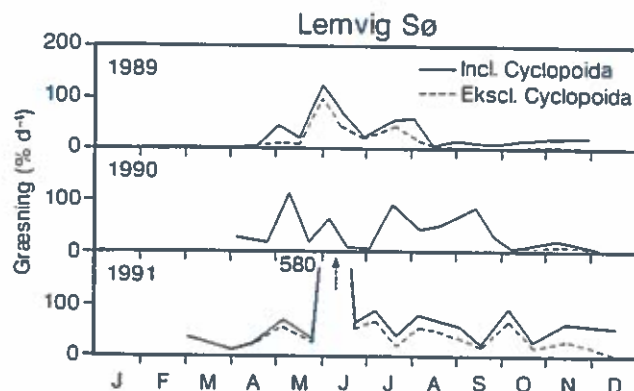


Figur 6.7. Sæsonvariationen i biomassen og størrelsen af planteplanktonet i Lemvig Sø i 1989-1991 (Fra Ringkøbing amtskommune, 1992b).

Planteplankton

Ligesom i Kilen var planteplanktonet helt domineret af små former (< 20 µm) (Fig. 6.7). Sammensætningen var dog langt mere varieret i Lemvig Sø end i Kilen og omfattede foruden små blågrønalger og grønalger også kiselalger, rekyalger mv. Dyreplankton-plantaplankton forholdet var væsentligt højere end i Kilen (0,6 i 1989, 0,3 i 1990 og 0,7 i 1991). Græsningstrykket var så højt, at dyreplanktonet i længere perioder kunne kontrollere planteplanktonet (Fig. 6.8). Predationstrykket på dyreplanktonet må derfor have været relativt lavt på trods af det høje næringsstofniveau. Dette stemmer godt overens med, at der var forholdsvis få små fisk i søen, idet det især er disse fisk, som yder et stort predationstryk på dyreplanktonet (Jeppesen *et al.*, 1991). Det lave antal småfisk kan måske relateres til de skiftende saltholdigheder, som giver et i fysiologisk henseende mere stresset miljø.

Figur 6.8. Sæsonvariationen i den beregnede dyreplanktongræsning på planteplanktonet i Lemvig Sø i 1989-1991.



Sammenligning af de to søer

De to søer viser altså en række fællestræk, men også en række forskelligheder som dog i vid udstrækning kan tilskrives forskelle i saltholdighed. I modsætning til forholdene i næringsrige blågrønalgedominerede ferskvandssøer var planteplanktonet i både Kilen og Lemvig Sø totalt domineret af små former, som burde kunne nedgræses af dyreplanktonet, hvis ellers potentialet var tilstede. Det ses da også, at dyreplanktonet i nogen grad kunne kontrollere planteplanktonet i Lemvig Sø, hvor predationstrykket fra fisk kun var moderat høj. I ferskvandssøer med en kraftig vækst af de typiske store blågrønalger (*Microcystis*, *Anabaena* osv.) har dyreplanktonet meget vanskeligere ved at kontrollere algerne selv ved relativt lave fisketætheder. Biomanipulationseksperimentet i Frederiksborg Slotssø (Riemann et al., 1990, Jeppesen et al., 1990a) er et godt eksempel herpå. Dataene fra Kilen viser dog klart, at dyreplanktonet holdes nede af fisk mv., idet mange af de alger, der er tilstede, ikke alene kan ædes, men også er af god fødekvalitet. I begge søer er der indskudt et ekstra led i fødekæden, nemlig rejen *Neomysis*, som også medvirker til at begrænse dyreplanktonet. Et sådant ekstra led findes også i mange ferskvandssøer, f.eks. *Chaoborus* og *Leptodora*. Men i modsætning til disse to æder *Neomysis* alle størrelser af dyreplankton, herunder også de store ægbærende hunner, hvorfor *Neomysis* må formodes at have langt større effekt på dyreplanktonet end de to arter i ferskvandssøerne. Resultaterne peger endvidere på, at der med stigende saltholdighed sker et markant skift i både fiskebestanden og dyreplankton.

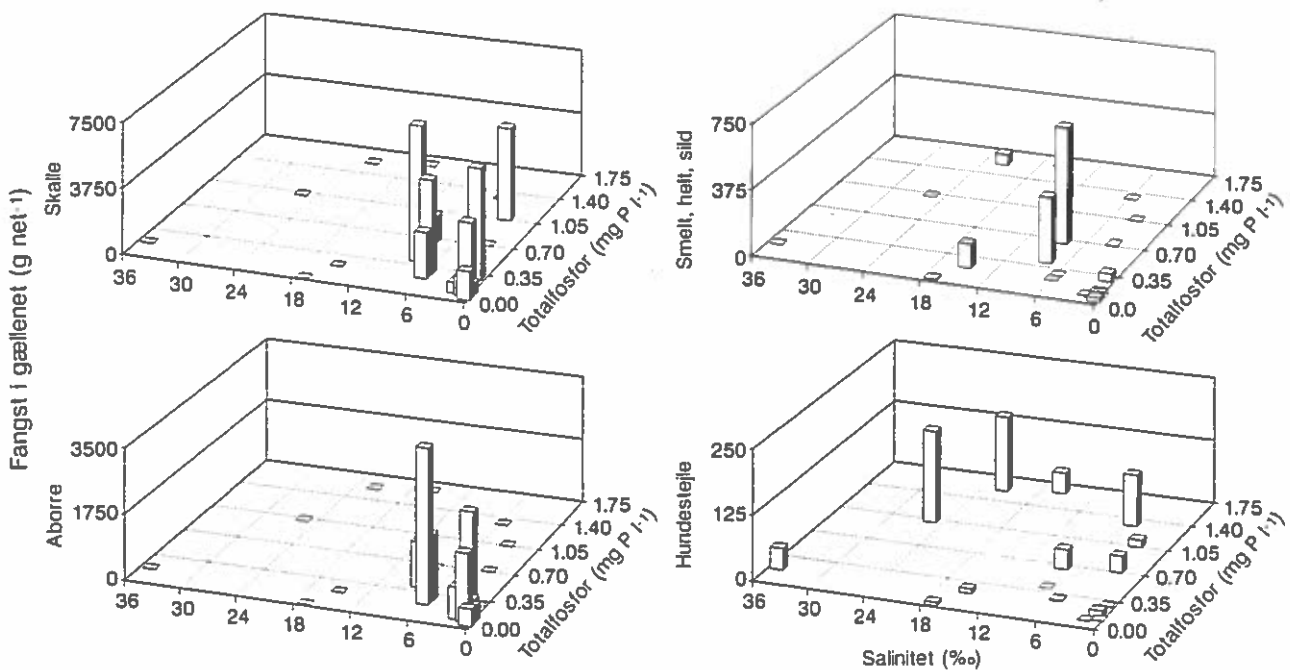
Stor forskel mellem biologisk struktur i ferskvands- og brakvandssøer

Eksemplerne viser altså, at der er stor forskel i artsammensætningen i de to brakvandssøer, men også i det indbyrdes samspil i fødenettet.

Spørgsmålet er så, om dette mønster er generelt for brakvandssøer. Hvis det er tilfældet, hvilken betydning har det så for muligheden for, at tilstanden forbedres i brakvandssøer, hvis næringstoftilførslen reduceres, og hvilke biologiske restaureringstiltag kan komme på tale for at fremme tilstandsforbedringen?

6.3 Data fra mange søer

Med henblik på at besvare disse spørgsmål har DMU i sensommeren 1991 og 1992 indsamlet data fra 32 brakvandssøer, og desuden er der yderligere hentet informationer fra en række undersøgelser foretaget af især Ringkøbing Amtskommune. Foruden brakvandssøer indgår der også data fra de lukkede fjorde f.eks. Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord, fordi de i vid udstrækning følger mønsteret fra brakvandssøerne. Åbne nor og åbne fjorde er derimod ikke medtaget. Resultaterne beskrives kort i det følgende. For en mere uddybende analyse henvises til *Jeppesen et al. (1993)*.



Figur 6.9. Fangst pr. net (CPUE) af forskellige fiskearter i en række søer med forskelligt fosforindhold og salinitet. Bemærk, at størrelsen på y-aksen varierer.

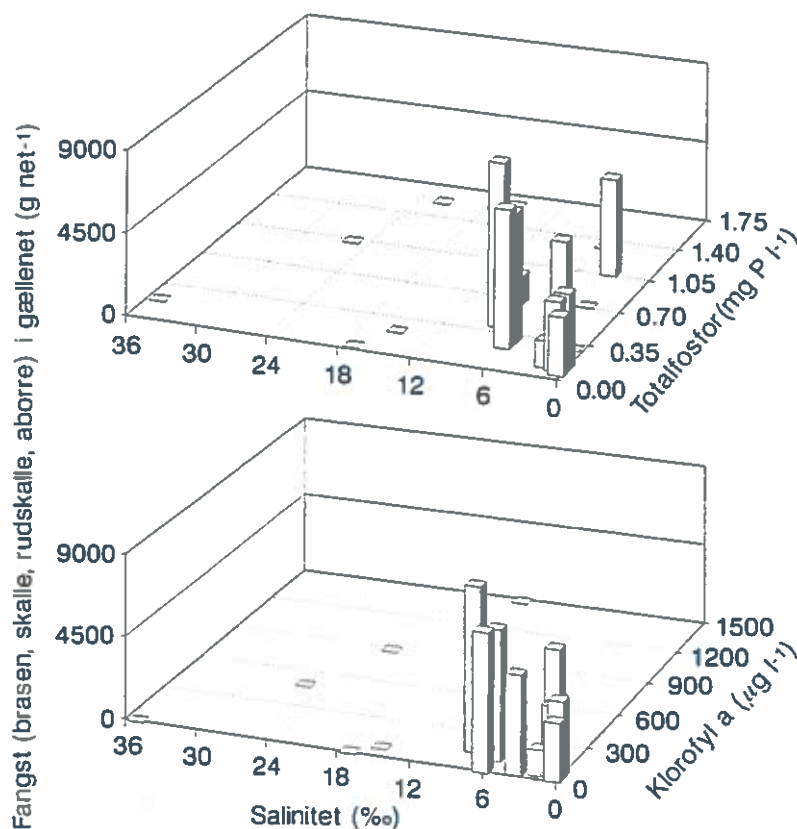
Fiskebestanden ændres med saliniteten

Fiskebestanden, som fanges i de frie vandmasser, ændres markant med ændringer i både næringsstofniveau og saltholdighed (Fig. 6.9). Der er tre hovedtendenser:

- 1) ved lave saltholdigheder (0,2-6‰) og lave til middelhøje fosforkoncentrationer (som i Lemvig sø) dominerede ferskvandsarterne vægtmæssigt fiskebestanden i de frie vandmasser
- 2) ved høje saltholdigheder (8-15‰) og lave til middelhøje fosforkoncentrationer (som i Kilen) overtog især smelt, men også helt og sild dominansen, medens de typiske ferskvandsarter forsvandt
- 3) ved de højeste saltholdigheder, uanset fosforniveau og ved høje fosforkoncentrationer uanset saltholdighed var hundestejle eksklusivt dominerende. Der var dog en en-

kelt undtagelse her, nemlig Noret ved Ferring, hvor biomassen af skalle var høj på trods af et højt fosforindhold ($1,1 \text{ mg P l}^{-1}$). Søen har dog et lavt N-niveau (lille opland og derfor sikkert også lav N-tilførsel), og den var derfor væsentligt mindre eutrof, end fosforniveauet indikerer. Afbildes biomassen istedet mod klorofyl a optrådte de typiske ferskvandsarter ikke i søer med et klorofylniveau højere end $0,46 \text{ mg l}^{-1}$ (Fig. 6.10).

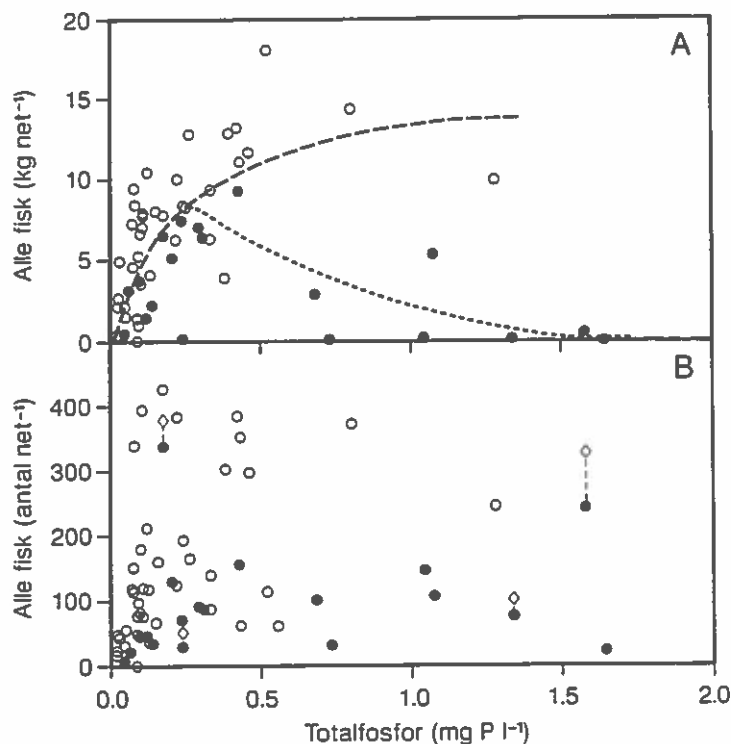
Figur 6.10. Fangst pr. net (CPUE) af en række ferskvandsfisk i søer med forskelligt fosforindhold, klorofyl a niveau og salinitet.



Hvorfor bliver hundestejle dominerende i de næringsrige søer?

Det er ikke fuldt ud klarlagt, hvorfor hundestejle bliver helt dominerende i de mest eutrofe søer? En forklaring kan være, at der i disse søer jævnligt forekommer fiskedrab ved masseopblomstringer af algen *Prymnesium parvum*, der kun forekommer i brakvand (Olrík, 1985). Hundestejle er formentlig den mest hårdføre af fiskearterne i brakvandssøer, og de er samtidigt hurtige til at kolonisere et fisketomt område. Konsekvensen af et skift til hundestejle er en dramatisk nedgang i biomassen af fisk (Fig. 6.11). Det kunne give det indtryk, at predationstrykket på dyreplanktonet så bliver mindre. Det er dog næppe tilfældet, for på trods af den lave biomasse er individantallet højt i de fleste af søerne, og det er, som nævnt ovenfor, antallet i højere grad end biomassen, der regulerer predationstrykket på dyreplanktonet (Jeppesen et al., 1991).

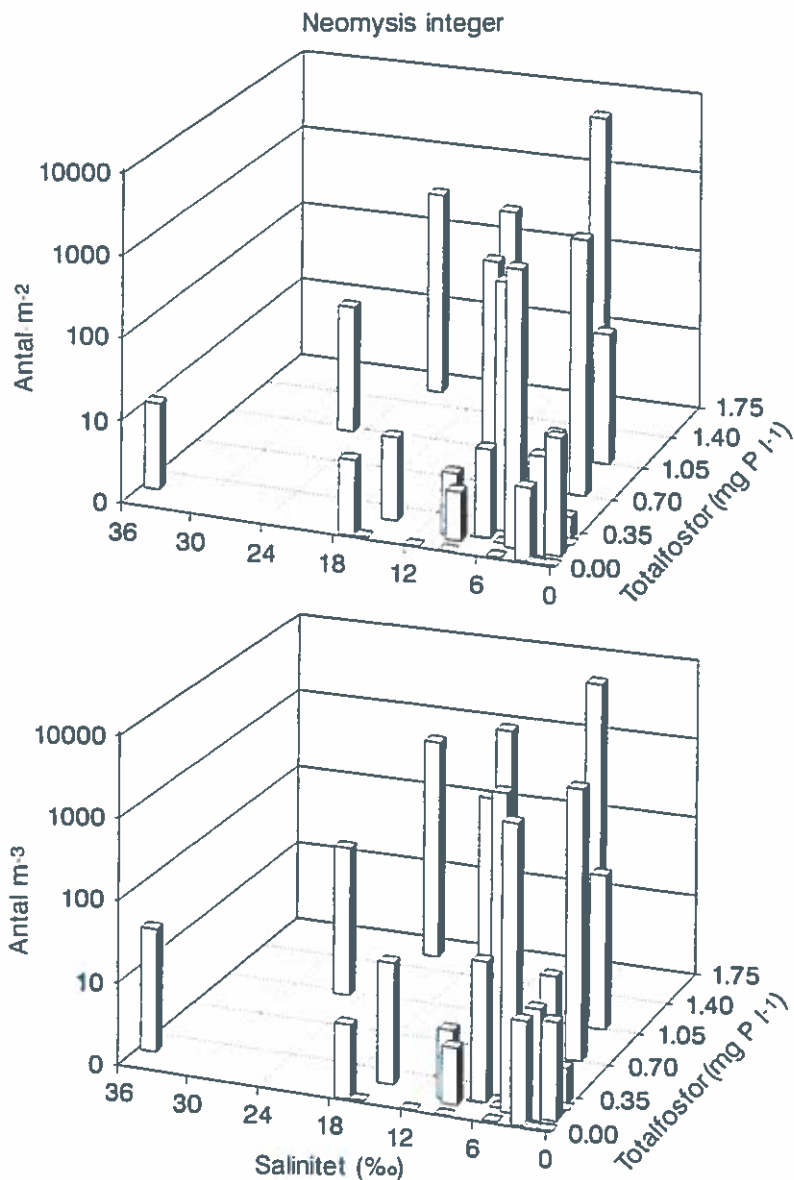
Figur 6.11. Fangst pr. net (CPUE, A: biomasse B: antal) af fisk i ferskvands-søer (O) og brakvandssøer (●) i relation til fosforindholdet i søvandet. For fire søer er der endvidere vist et ruder-tegn, som er forbundet med hver sin lukkede cirkel. Rudertegnet viser fangsten, når fangstgarnet yderligere er tilføjet en sektion på 4 mm.



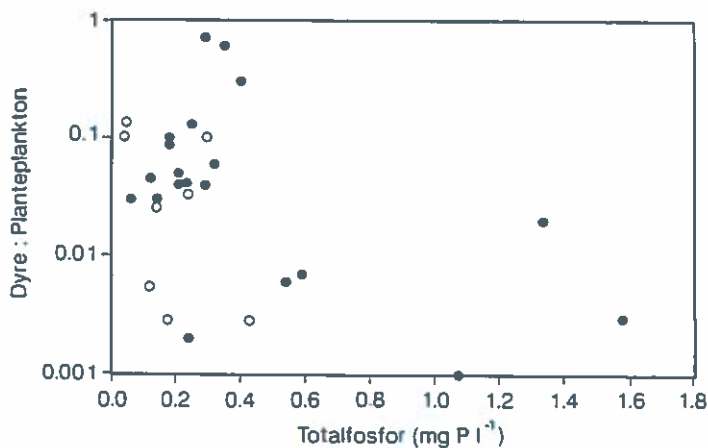
Neomysis i høje tætheder

I de mest næringsrige søer var der endvidere meget høje tætheder af rejen *Neomysis integer* (op til 8 l^{-1}) (Fig. 6.12). Årsagen hertil er dels de gode fødeforhold - *Neomysis* lever af meget forskelligt, men har forkærlighed for det større dyreplankton. Men det skyldes nok i høj grad også, at predationstrykket fra fisk er lavt, fordi hundestejle i modsætning til de større fisk, kun æder små individer af *Neomysis*, hvorfor de ægbærende individer undgår at blive ædt. De kan derfor her sikre en løbende produktion af nye individer (Søndergaard et al., 1993). Den markante stigning i antallet af *Neomysis* med stigende fosforniveau kan derfor tilskrives både forbedrede fødeforhold og aftagende predation. Under gunstige betingelser i laboratoriet kan *Neomysis* æde op til 80 nauplier og 30 copepoditer pr. time, så det er oplagt, at de i de næringsrige brakvandssøer kan yde et endog særdeles højt predationstryk på dyreplanktonet. I ferskvandssøerne forekommer rovdyreplanktonet *Chaoborus* og *Leptodora* i de største tætheder i middelnæringsrige og dybe søer, medens tætheden er lav i de mest næringsrige søer, fordi de her holdes nede af fiskene (skalle og brasen). Rovdyreplanktonet spiller derfor ikke nogen nævneværdig rolle i de meget næringsrige ferskvandssøer.

Figur 6.12. Antallet af "rejen" *Neomysis integer* i en række søer med forskellig salinitet og fosforindhold.



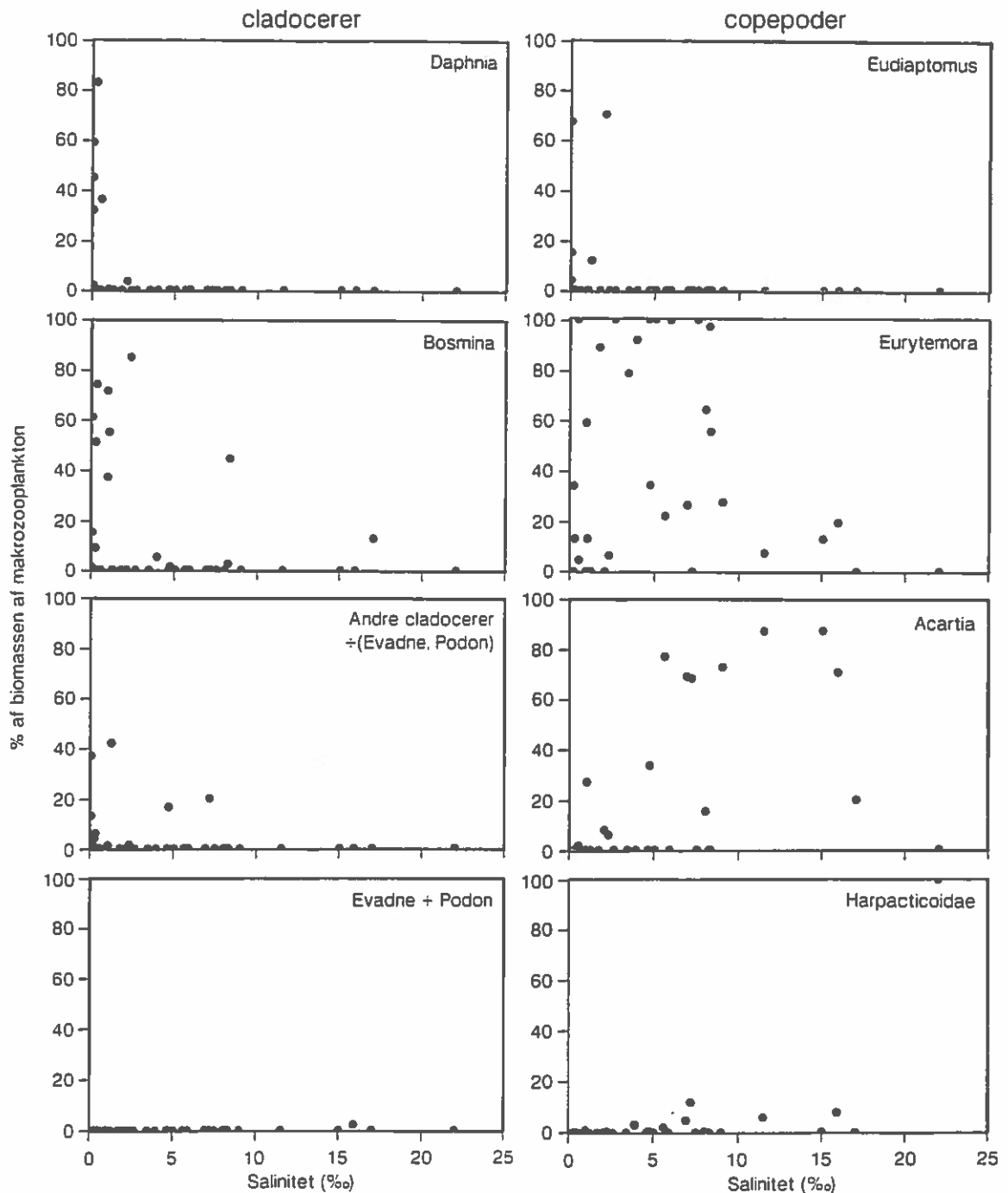
Figur 6.13. Forholdet mellem biomassen (tørvægt) af dyreplankton og planteplankton i søer med forskelligt fosforindhold. De lukkede cirkler viser søer, for hvilke der er mindst 5 datasæt fordelt på hele sommerperioden (maj-oktober). Forholdet er beregnet ud fra et tidsvægtet gennemsnit af hver af de to variable. De åbne cirkler viser søer, for hvilke der kun findes et datasæt fra enten august eller september.



Lavt græsningsgryk på planteplanktonet

Lægges predationstrykket fra hundestejle til det fra *Neomysis*, er det forståeligt, at græsningsstrykket på planteplanktonet er

endog meget lavt i de næringsrige brakvandssøer og lavere end i ferskvandssøerne, hvor det "ekstra led" ikke har samme virkning. Dyreplankton-planttoplanktonforholdet var da også ekstremt lavt i de fleste af de hundestejledominerede søer (Fig. 6.13) og langt lavere end i tilsvarende ferskvandssøer.



Figur 6.14. Den procentuelle fordeling af biomassen af makrozooplankton i en række søer med forskellig saltholdighed.

Dafnier forsvinder

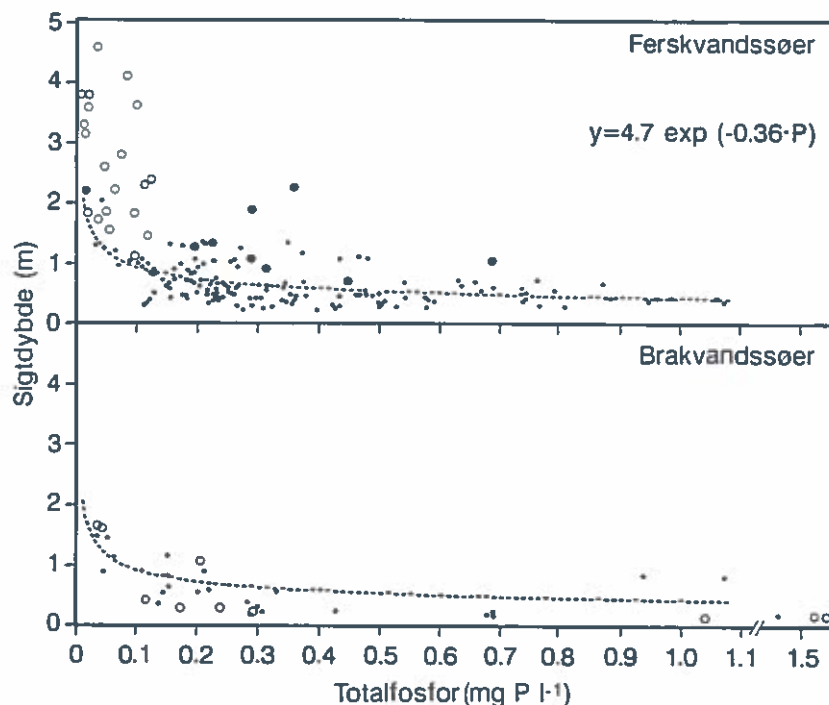
Dyreplanktonets græsningstryk er yderligere formindsket på grund af skiftet fra de mere effektive græssere, specielt *Daphnia* til calanoide vandlopper i de fleste af brakvandssøerne. Som i Lemvig Sø forsvinder *Daphnia* og *Eudiaptomus* ved saltholdigheder på over 2‰, medens *B. longirostris* og andre små

cladoceer i nogle få søer forekom ved højere saltholdigheder (Fig. 6.14). Blandt vandlopperne skete der et skift fra dominans af *E. affinis* ved lave saltholdigheder til *Acartia* sp. ved middelhøje og herpactocoider vandlopper ved de højeste saltholdigheder. Det betyder en formindskelse i størrelsen og dermed formentlig også - alt andet lige - i dyreplanktonets evne til at kontrollere planteplanktonet.

Undervandsplanter ikke samme positive indvirkning på miljøtilstand som i ferskvandssøer

Manglen på *Daphnia* og forekomst af *Neomysis* og evt. også hundestejle er måske en vigtig grund til, at der ikke, som i ferskvandssøerne, sker et skift til en klarvandet tilstand, når søerne koloniseres med undervandsplanter (Fig. 6.15). Meget tyder nemlig på, at *Neomysis* og hundestejle opkoncentreres i plantebælterne, og dermed øges predationstrykket på dyreplankton i søer med høj makrofytdækning, medens predationstrykket i ferskvandssøerne bliver formindsket, når plantebæltets udstrækning øges.

Figur 6.15. Sigtdybden i relation til fosforindholdet i en række ferskvands- og brakvandssøer. O angiver søer > 3 ha med en dækningsgrad af undervandsplanter på mere end 30% ● angiver søer, som er mindre end 3 ha og med tilsvarende høj dækningsgrad og • angiver øvrige søer. Regressionskurven er bestemt på grundlag af sidstnævnte datasæt og inkluderer kun data fra ferskvandssøer.



Hvornår er vandet brakt?

Som det fremgår af ovenstående, synes skiftet fra *Daphnia* til vandlopper og tilstedeværelsen af *Neomysis* at være væsentlige komponenter for samspillet i brakvandssøers frie vandmasser. *Daphnia* ser ud til at forsvinde ved ca. 2‰, og *Neomysis* findes i søer ned til 0,1‰. I diskussionen af den biologiske struktur og samspil i de frie vandmasser vil det derfor være formålstjenligt at anvende en lavere grænse for overgangen til brakvand end de 5‰, som er stadfæstet pr. konvention (Remane og Schlieper, 1967), måske bør den være så lav som 0,1-0,5‰.

6.4 Resultaterne for brakvandssøerne kan sammenfattes således:

Sammenfatning

- Planteplanktonet domineres af små former, som potentielt kan kontrolleres af dyreplanktonet
- Potentialet realiseres dog kun i få søer, fordi dyreplanktonet holdes nede af både dyreplanktonædende fisk og "rejen" *Neomysis*, og fordi den effektive græsser, *Daphnia*, helt mangler, når saltholdigheden overstiger 2‰.
- *Neomysist*ætheden øges markant med stigende fosforkoncentration, og dermed øges også predationstrykket på dyreplanktonet.
- Den øgede tæthed af *Neomysis* kan forklares dels ved bedre fødeforhold og dels ved ændringer i predation, fordi der i de mere næringsrige søer sker et skift fra arter, som æder alle størrelser af *Neomysis* til hundestejle, som kun æder de små individer.
- Skiftet til hundestejle skal måske søges i tilbagevendende fiskedrab som følge af giftige alger.
- Med stigende saltholdighed og ikke specielt høje fosforkoncentrationer sker der et skift i fiskebestanden i de frie vandmasser fra typiske ferskvandsfisk (skalle, aborre mv.) til oligo-euhaline arter (især smelt, men også helt og sild). Ved de højeste saltholdigheder fandtes kun hundestejle.
- I eutrofe brakvandssøer betyder tilstedeværelsen af bundplanter ikke en klarvandet tilstand, som tilfældet normalt er i ferskvandssøerne.
- Set på baggrund af forskellig biologisk struktur og funktion bør grænsen mellem ferskvand og brakvand sættes ved til en lavere værdi end den konventionelt anvendte 5‰, måske så lav som 0,1-0,5‰.

6.5 Reduceret belastning og biologisk sørestaurering

Andre restaureringsmetoder for brakvandssøer

Som for ferskvandssøerne er en reduktion i næringstoffilførslen en forudsætning for markant forbedring af tilstanden i brakvandssøerne. Men ligesom for ferskvandssøerne kan der være kemisk og biologisk træghed i tilstandsforbedringen. Hvad angår det sidste, har man under bestemte forudsætninger med succes kunnet fremskynde en forbedring i ferskvandssøer ved opfiskning af skidtfisk. Men denne metode er næppe anvendelig i de næringsrige brakvandssøer. Således vil

det praktisk taget være umuligt at gribe effektivt ind overfor hundestejle, fordi de som nævnt hurtigt evner at rekolonisere et område bl.a. på grund af en høj reproduktionshastighed. Men selv om det skulle lykkes, vil *Neomysis* overtage predatorrollen og dermed modvirke effekten af et indgreb. Ydermere kan man ikke forvente, at en retablering af undervandsplanter fremmer sigtbarheden i vandet (Fig. 6.15) og dermed vilkårene for rovfisk, som jager ved synet (f.eks. gedde og aborre).

Forsøg i Ferring Sø

Udsætning af fisk, som kan æde både hundestejle og *Neomysis* og som ikke predaterer for hårdt på dyreplanktonet, er umiddelbart en mere farbar vej. I øjeblikket gennemføres et sådant eksperiment i Ferring sø, hvor der udsættes regnbueørred. Ideen er, at den robuste regnbueørred skal bane vejen for de mere naturligt forekomne, men også eutrofieringsfølsomme arter af rovfisk som aborre og gedde.

7. Kilder til næringsstofftilførsel, den fremtidige miljøtilstand og muligheder for at forbedre den

7.1 Indledning

Ekstern næringsstofftilførsel

Søernes miljøtilstand er især bestemt af den eksterne næringsstofftilførsel, der stammer fra:

- atmosfærisk deposition direkte på søoverfladen
- udledninger fra punktkilder, dvs. fra rensningsanlæg, overløbsbygværker og regnvandsudløb, samt fra dambrug
- afstrømning fra det åbne land, dvs. afstrømning fra det udyrkede areal og det dyrkede areal og herunder også udledninger fra mindre bysamfund og enkeltliggende huse.

Stor næringsstofftilførsel er stoppet til mange af søerne

Fra midten af 1970'erne har amtskommunerne ført tilsyn med miljøtilstanden i de danske søer. Som konsekvens heraf er der for mange af søerne med dårlig miljøtilstand grebet ind for at reducere den eksterne næringsstofftilførsel. Således er der i oplandet til hovedparten af søerne, der tidligere modtog stor tilførsel fra spildevandsanlæg, foretaget indgreb for at reducere tilførslen fra anlæggene, enten ved at indføre bedre rensningsforanstaltninger eller ved at føre udledningerne uden om søen.

Den eksterne tilførsel er ikke reduceret tilstrækkelig

Miljøtilstanden er stadig dårlig i mange af de danske søer. Det skyldes delvist, at der i mange af søerne i perioden med stor tilførsel er ophobet store mængder af fosfor i søbunden. Dette fosfor frigives nu. Nogle søer vil få det bedre, når "fortidens synder" er frigivet og udvasket fra søen. Men for mange af søerne er den eksterne tilførsel af næringsstoffer ikke nedbragt tilstrækkeligt til, at der kan opnås en god miljøtilstand.

For at kunne forbedre miljøtilstanden i søerne er det vigtigt med kendskab til, fra hvilke kilder de eksterne næringsstofftilførsler kommer, og hvilken effekt det vil have på miljøtilstanden at reducere de forskellige kilder.

7.2 Metode

Kildefordeling af tilførslerne af fosfor og kvælstof til overvågnings søerne er opgjort ved at begrænse en teoretisk fosfor- og kvælstofftilførsel ud fra følgende forudsætninger:

- Udledninger fra punktkilder dvs. rensningsanlæg, regn-

vandsudløb og dambrug, i oplandet til søen opgjort af amtskommunerne

- Tilførsler fra det åbne land er opgjort ved at anvende erfaringstal fra udyrkede og dyrkede arealer. Åbent lands bidrag (tons) er beregnet på følgende måde:

$$P_{\text{åbent land}} = 0,135 Q \text{ dyrk\%/100} + 0,051 Q \text{ udyrk\%/100}$$

$$N_{\text{åbent land}} = 7,6 Q \text{ dyrk\%/100} + 1,5 Q \text{ udyrk\%/100}$$

hvor 0,135 og 7,6 er den vandføringsvægtede koncentration (mg l^{-1}) af totalfosfor og totalkvælstof i dyrkede vandløbsoplande uden punktkildeudledninger (*Kronvang et al. 1992*), 0,051 og 1,5 er den vandføringsvægtede koncentration (mg l^{-1}) af totalfosfor og totalkvælstof i udyrkede vandløbsoplande (*Kronvang et al. 1992*), Q er den årlige vandtilførsel til søen (10^6 m^3), og dyrk% og udyrk% er henholdsvis procent dyrket og ikke dyrket areal i oplandet til søen.

- Baggrundsbidraget fra det åbne land er beregnet ved at antage, at hele oplandet er udyrket (udyrk%=100).
- Den atmosfæriske deposition direkte på søoverfladen er beregnet ved at anvende følgende erfaringstal 15 kg P km^2 og 1500 kg N km^2 (*Miljøstyrelsen, 1988* og *Hovmand et al., 1992*).

Middelsituationen for de danske søer

Ved disse beregningsforudsætninger foretages der en generalisering af det åbne lands bidrag og af bidraget via atmosfærisk deposition. Derfor bør de generelle tolkninger og vurderinger i dette kapitel opfattes som middelsituationen for de danske søer. Mens der for den enkelte sø med eksempelvis højere bidrag fra det åbne land eller et større bidrag fra atmosfærisk deposition vil være en anden kildefordeling. Endvidere forudsætter ovenstående beregningsforudsætninger, at tilbageholdelse i vandløbssystemerne opstrøms søen virker ens overfor de forskellige kilder.

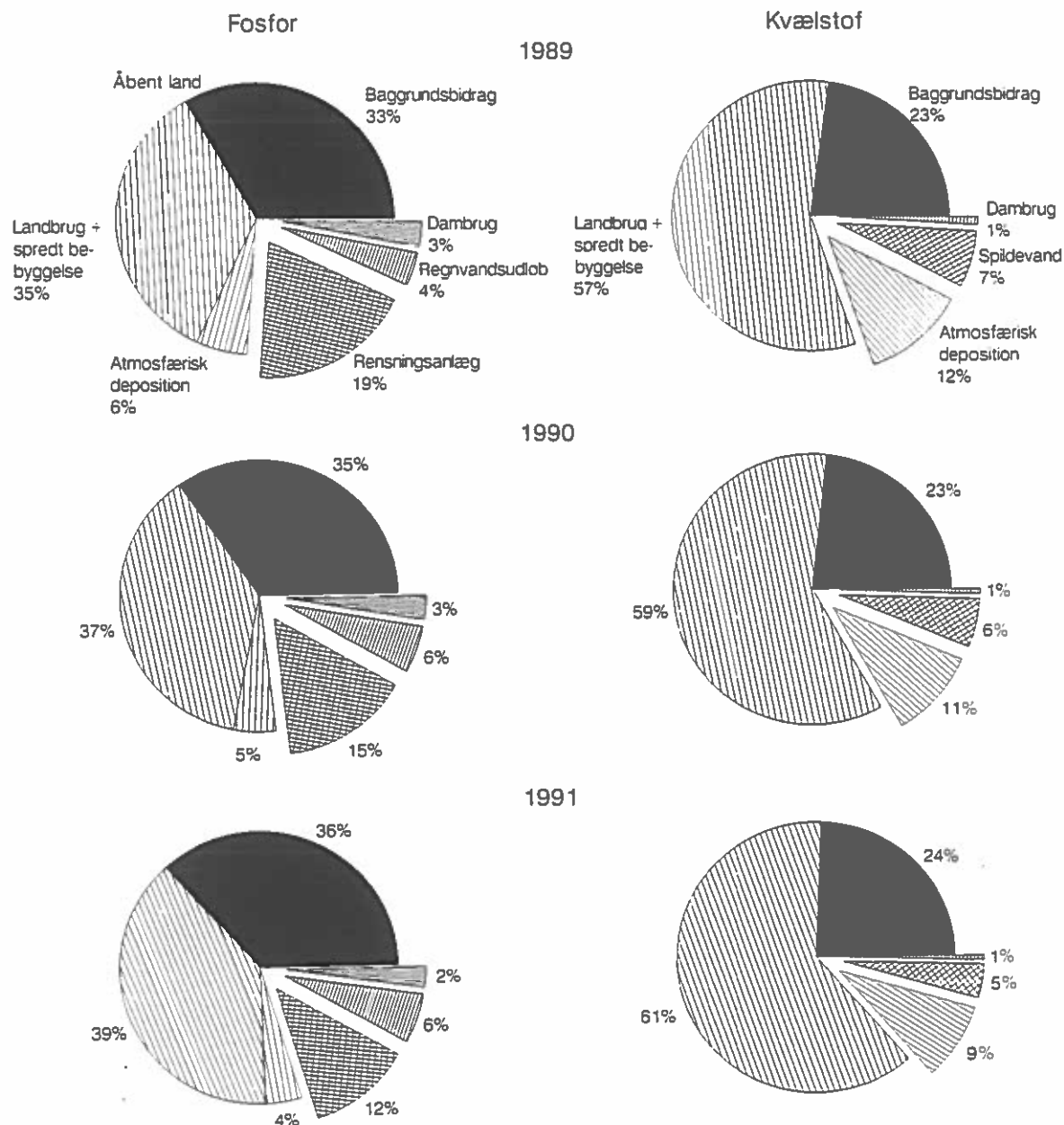
7.3 De forskellige kilders andel af næringsstofftilførslen

Tilførslen fra det åbne land den væsentligste enkeltkilde

Fordelingen af fosfor- og kvælstofftilførslen til overvågnings-søerne på de forskellige kildetyper er angivet på Figur 7.1. For begge stoffer var bidraget fra det åbne land den væsentligste enkeltkilde. Som gennemsnit kom henholdsvis 68-75% af fosfor- og 80-85% af kvælstofftilførslen fra det åbne land.

Tilførslen fra det åbne land kan opsplittes i et baggrundsbi-

drag, som er den tilførsel, der vil forekomme, hvis hele oplandet var udyrket (naturtilstand), samt et bidrag fra dyrkede arealer og udledninger fra spredt bebyggelse (Fig. 7.1). Tilførslen fra dyrkede arealer og spredt bebyggelse udgjorde således 35-39% af den samlede fosfortilførsel og omkring 60% af kvælstoftilførslen. Såfremt oplandet til søerne var udyrket og uden punktkildeudledninger, ville søerne kun modtage omkring 40% af den nuværende fosfortilførsel (baggrundsbidrag og atmosfærisk deposition) og omkring en tredjedel af den nuværende kvælstoftilførsel.



Figur 7.1. Den gennemsnitlige fordeling af tilførsel af fosfor og kvælstof til overvågningssøerne i 1989, 1990 og 1991.

Fosfortilførsel fra punktkilder er også vigtige

Fosfortilførsel fra punktkilder udgjorde også en stor andel af den samlede tilførsel. Således udgjorde udledningerne fra spildevandsanlæg, dvs. rensningsanlæg og regnvandsudløb,

henholdsvis omkring 22% i 1989, 21% i 1990 og 18% i 1991 (Fig. 7.1). Da det kun er 2/3 af søerne, som modtager tilførsler fra spildevandsanlæg, og det kun er for omkring en tredjedel af søerne, at disse udledninger udgør mere end 25% af de samlede fosfortilførsler, er betydningen af spildevandsanlæggene generelt undervurderet i denne samlede sammenstilling. For den tredjedel af søerne med størst bidrag fra punktkilder udgjorde bidraget fra spildevandsanlæg henholdsvis 47% i 1989, 43% i 1990 og 38% i 1991 af fosfortilførslen.

Fosfortilførslen fra rensningsanlæg er faldet fra 1989 til 1991

Andelen af fosfortilførslen fra rensningsanlæg er generelt faldet fra 1989 til 1991. Dette skyldes to faktorer: For det første var 1989 et tørt år, og fosforbidraget fra det åbne land var generelt mindre på grund af mindre afstrømning, og derfor udgjorde bidraget fra punktkilder en større andel. For det andet er udledningerne fra en række af rensningsanlæggene nedbragt i de sidste tre år.

På Figur 7.2 er der for to søer vist, hvorledes fosfortilførslen er reduceret i de sidste tre år. I oplandet til Tystrup Sø er fosforudledningerne fra spildevandsanlæg reduceret fra 41,7 tons i 1989 til 36,6 og 31,4 tons i 1990 og 1991, mens reduktionen i oplandet til Vesterborg Sø er faldet fra 0,485 tons i 1989 til 0,421 tons og 0,212 tons i 1990 og 1991. Både til Tystrup og Vesterborg Sø er den årlige vandføringsvægtede indløbskoncentration af fosfor mere end halveret i løbet af de tre år, og andelen fra spildevandsanlæg er faldet fra 75% til 55% for Tystrup Sø og fra 60% til 20% for Vesterborg Sø (Fig. 7.2). Vurderes sæsonvariationen i indløbskoncentrationen, ses, at faldet i indløbskoncentrationen især er sket i sommerperioden. Der kan også i de to søer registreres et fald i søvandskoncentration af totalfosfor. Ved at reducere udledningerne fra spildevandsanlæg til søerne opnås således en dobbelt positiv effekt for miljøtilstanden, da både den eksterne tilførsel reduceres, og specielt koncentrationen i indløbsvandet i sommerperioden nedsættes, hvorved søerne får mindre fosfor tilført i den periode, hvor der er stor biologisk produktion.

Kvælstof fra spildevandsanlæg

Kvælstoftilførslen fra spildevandsanlæg udgjorde mindre end 7% af den samlede tilførsel (Fig. 7.1).

Dambrug

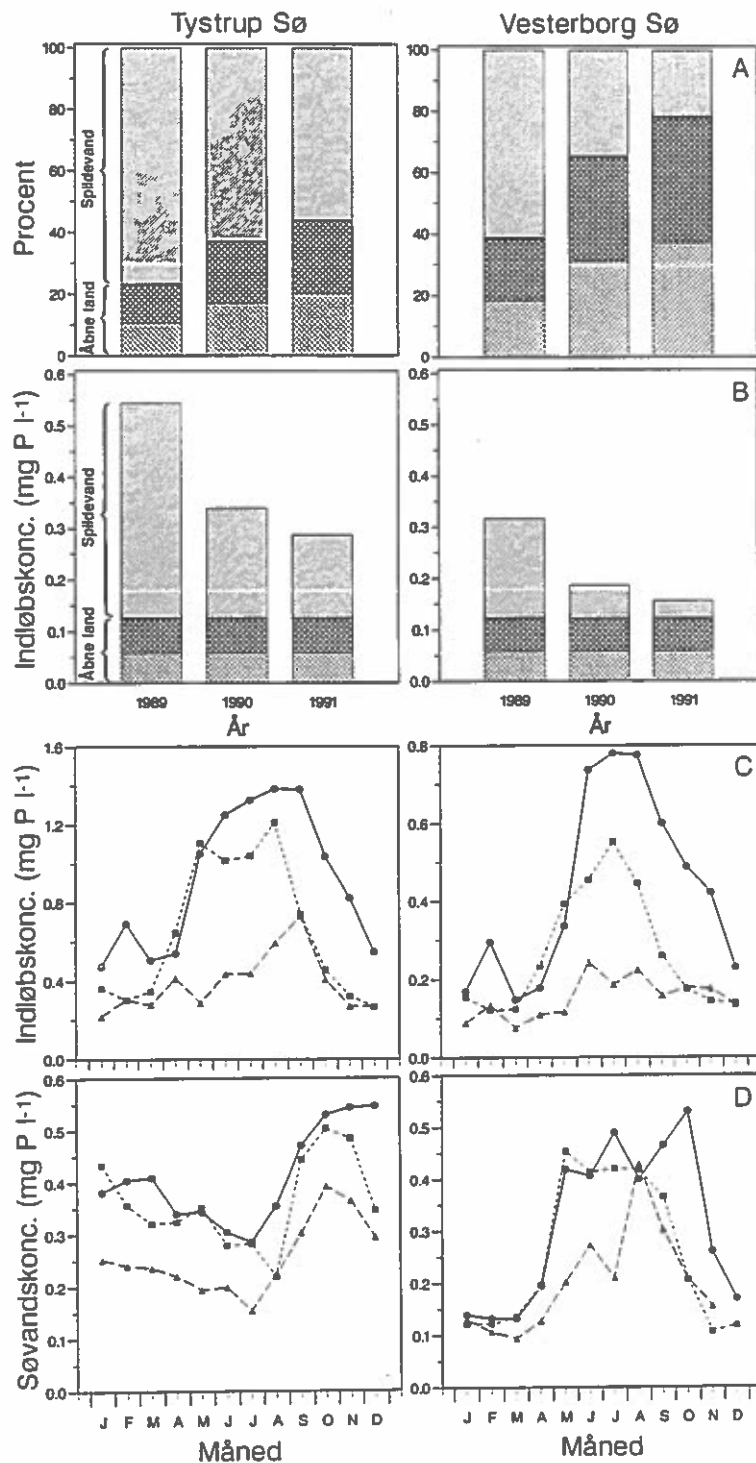
Udledningerne fra dambrug udgjorde en lille del af den samlede tilførsel til søerne (Fig. 7.1). Det skyldes, at kun 4 af de 37 søer modtog tilførsler fra dambrug. For disse fire søer udgjorde dambrugsudledningerne således gennemsnitlig 30% af fosfortilførslen og 10% af kvælstoftilførslen.

Atmosfærisk deposition

Søerne modtager også næringsstofftilførsel direkte på søoverfladen enten via nedbør eller tørdeposition direkte på vandoverfladen (bl.a. sand og støvstorme eller bladnedfald). De bedste landsdækkende estimater for den atmosfæriske deposition er henholdsvis 15 kg P km² og 1500 kg N km² (Miljøsty-

relsen, 1988; Hoovmand et al., 1992). Heraf udgør tørdepositionen hovedparten af fosfordepositionen, mens omkring 2/3 af kvælstofdepositionen sker via nedbør. For den enkelte sø kan depositionen variere afhængig af de lokale forhold. F.eks. vil en sø i et område med hyppige støvstorme modtage betydelige større fosfortilførsler direkte på søoverfladen, og omvendt vil fosfordepositionen fra støvstorme være begrænset, såfremt søen er beliggende i et større skovområde. En sø i et landbrugsområde med stort husdyrhold vil modtage større kvælstofmængder end landstallet på grund af ammoniakfordampning fra husdyrgødningen og efterfølgende afsætning på søoverfladen.

Figur 7.2.. A) Procentfordeling af tilførsel af fosfor. B) Årlige vandføringsvægtede indløbskoncentration med fordeling på kilder. C) Sæsonvariation i vandføringsvægtede indløbskoncentration. D) Sæsonvariation i søvandskoncentration. ● 1989, ■ 1990, ▲ 1991.



Bruges de landsdækkende estimater udgjorde næringsstofftilførslen via atmosfærisk deposition 4-6% af den samlede fosfortilførsel og 9-12% af kvælstofftilførslen (Fig. 7.1).

Atmosfærisk deposition vil have størst negativ betydning for miljøtilstanden i næringsfattige søer med et lille opland i forhold til søarealet, og derfor lille ekstern vandtilførsel og større relativ betydning af direkte tilførsel til søoverfladen.

7.4 Den fremtidige miljøtilstand

Der er for overvågningssøerne foretaget en analyse af, hvordan miljøtilstanden vil ændre sig under forskellige forudsætninger (se i øvrigt *Kristensen et al., 1991*):

- 1) Den nuværende interne fosforfrigivelse er ophørt, og søvandskoncentration er bestemt af den nuværende eksterne tilførsel,
- 2) Som 1), men hvor tilførsel fra punktkilder er afskåret,
- 3) I naturtilstand med kun ringe menneskelig påvirkning i oplandet.

I 1991 havde 40% af søerne en årsmiddelkoncentrationen af fosfor mindre end $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$, og halvdelen af søerne havde koncentrationer mellem $0,1$ og $0,4 \text{ mg P l}^{-1}$ (Fig. 7.3A). Koncentrationen er i dag højere, end der skulle forventes ud fra den nuværende eksterne tilførsel på grund af intern frigivelse af tidligere tiders ophobet fosfor i søbunden.

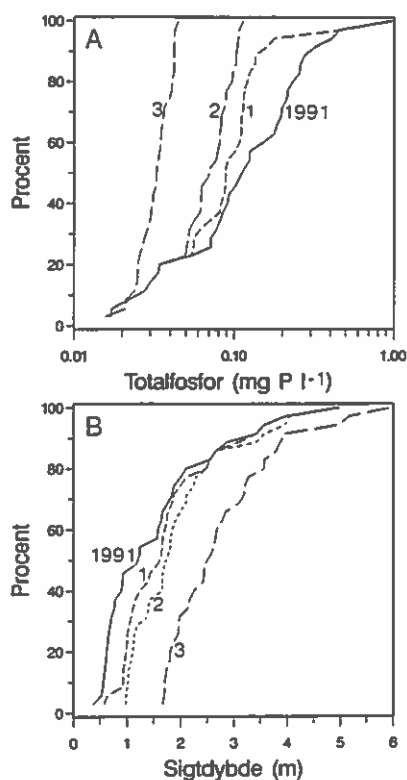
Når den nuværende interne fosforfrigivelse er ophørt, vil søvandskoncentration især reduceres for søerne med en nuværende fosforkoncentration højere end $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$ (Fig. 7.3). Herefter vil godt halvdelen af søerne have fosforkoncentrationer mindre end $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$, 35% af søerne have fosforkoncentrationer mellem $0,1$ - $0,15 \text{ mg P l}^{-1}$, og de resterende søer højere koncentrationer.

Ved en afskæring af alle punktkildetilførsler til søerne vil søvandskoncentrationen yderligere kunne reduceres (Fig. 7.3), men fosforkoncentrationen vil i de fleste søer ligge mellem $0,05$ og $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$. Denne koncentration vil være noget højere end koncentrationen i naturtilstand på $0,02$ - $0,03 \text{ mg P l}^{-1}$.

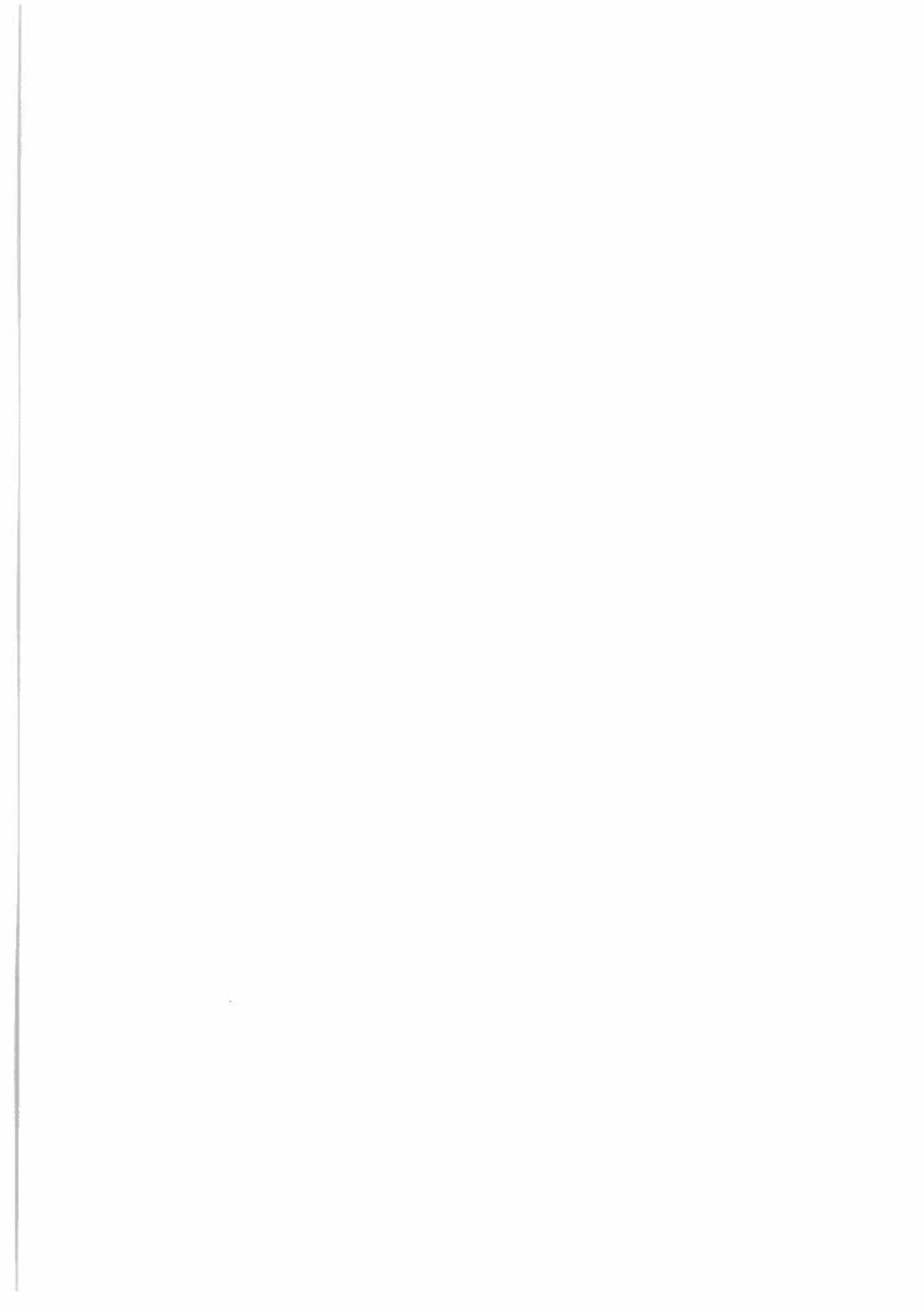
Sigt dybden er i dag i hovedparten af søerne mindre end 1 m (Fig. 7.3B). Når den nuværende interne frigivelse er ophørt, vil der i de fleste søer være en sigt dybde omkring 1 m. Sigt dybden vil kunne forbedres yderligere ved at afskære punktkilderne, således at halvdelen af søerne med dårligst sigt dybde vil have sigt dybder mellem 1 og 1,5 m. I naturtilstand vil alle søerne være klarvandede med sigt dybder større end 1,75

m, og de fleste søer vil have sigtdybder mellem 2 og 3 m. En reduktion i tilførslen fra det åbne land vil derfor kunne forbedre miljøtilstanden markant.

Figur 7.3. A) Kumuleret fordeling af årsmiddelkoncentration af fosfor i overvågningssøerne. B) Kumuleret fordeling af årsmiddelsigt dybde. 1991 er den nuværende situation. 1) er efter, at den interne fosforfrigivelse er ophørt. 2) er som 1, men uden punktkildetilførsler. 3) er naturtilstand.



Som beskrevet i det ovenstående, vil der først kunne opnås en god miljøtilstand i overvågningssøerne og derfor i de danske søer generelt, såfremt der sættes effektivt ind overfor at reducere tilførslerne fra punktkilderne, og at der samtidig foretages indgreb for at begrænse tilførslerne fra det åbne land. Efter sådanne tiltag vil søerne kunne blive klarvandede med en alsidig flora og fauna.



8. Konklusion

Der er i de sidste 20 år sket en reduktion i tilførslen af fosfor til mange af de danske søer, især fordi tilførslen fra rensningsanlæg er nedbragt. Det har betydet, at indløbskoncentrationen af fosfor er faldet. I de sidste tre år er der sket en yderligere reduktion i indløbskoncentrationen.

I dag er fosfor- og kvælstoftilførsler fra det åbne land den væsentligste enkeltkilde til søerne og udgjorde som gennemsnit 65-70% for fosfor og 75-80% for kvælstof af den samlede tilførsel. Fosfortilførslen fra punktkilder, dvs. spildevandsanlæg og dambrug var også væsentlige.

Fra 1989-1990 og til 1991 faldt koncentrationen af fosfor i søvandet med gennemsnitlig 15%. Der var ikke nogen entydig forklaring på dette fald. I nogle af søerne kunne faldet især tilskrives den lavere indløbskoncentration af fosfor i 1990 og 1991. I andre søer er faldet sandsynligvis en effekt af, at den eksterne tilførsel tidligere er reduceret og faldet i koncentrationen er et skridt i retning af en ny lavere søvandskoncentration. Derudover kan den våde og kolde forsommer i 1991 have betydet, at fosforfrigivelsen fra søbunden var mindre, hvorfor søvandskoncentrationen blev lavere.

I søer med mere end 15% fald i fosforkoncentrationen var der en markant forbedring af sigtddybden og et lavere klorofyl a indhold. En lavere fosforkoncentration resulterede således i en forbedring af miljøtilstanden. I søer med mindre fald i fosforkoncentrationen kunne der ikke vises nogen effekt.

Der er foretaget en vurdering af den fremtidige miljøtilstand i de danske søer og hvilke yderligere tiltag, som kan forbedre den. Denne viser, at såfremt alle punktkildeudledninger til søerne fjernes, vil der opnås en væsentlig forbedring af miljøtilstanden. Men for de fleste søer vil det ikke være muligt at opnå en klarvandet tilstand, medmindre næringsstofftilførslerne fra spredt bebyggelse og dyrkede arealer også reduceres.

Det biologiske samspil og den biologiske struktur i ferskvands- og brakvandssøer er væsentligt forskellige. Det kan betyde, at de restaureringsindgreb, der kan anvendes i ferskvandssøer som supplement til en reduktion i den eksterne næringsstofftilførsel, f.eks. opfiskning af skidtfisk, ikke umiddelbart kan overføres til brakvandssøer.

9. Referencer

Cappelen, J. og P. Frich, 1992: Danmarks Klima 1991. Bog fra Danmarks Meteorologiske Institut, i trykken.

Danmarks Statistik, 1968: Danmarks Areal. Danmarks Statistik, København. 228 s.

DMI, 1989, 1990, 1991: Ugeberetninger om nedbør fra Danmarks Meteorologiske Institut.

Frederiksborg Amt, 1992: Arresø - tilstand og udvikling 1991. Rapport fra Fredriksborg Amt, 92 s.

Hansen, A.-M., E. Jeppesen, S. Bosselmann og P. Andersen, 1990: Zooplanktonundersøgelser i søer - metoder: Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser og Miljøstyrelsen, 1990, under udarbejdelse.

Hoovmand, M.F., L. Grundahl og K. Kemp, 1992: Atmosfæren . Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 59.

Jensen, H.S. og Andersen, F.Ø., 1990. Fosforbelastningen i lavvandede eutrofe søer. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, C4. 96 s.

Jensen, H.S. and Andersen, F.Ø., 1992. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. Limnol. Oceanogr. 37 (3): 577-589.

Jensen, J.P., P. Kristensen and E. Jeppesen, 1990: Relationships between nitrogen loading and in-lake nitrogen concentrations in shallow Danish lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 201-204.

Jeppesen, E., M. Søndergaard, E. Mortensen, P. Kristensen, B. Riemann, H.J. Jensen, J.P. Müller, O. Sortkjær, J.P. Jensen, K. Christoffersen, S. Bosselmann and E. Dall, 1990a: Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic temperate lakes 1: cross-analysis of three Danish case-studies. Hydrobiologia 200/201:205-218.

Jeppesen, E., J.P. Jensen, P. Kristensen, M. Søndergaard, E. Mortensen, O. Sortkjær and K. Olrik, 1990b: Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes: threshold levels, long-term stability and conclusions. Hydrobiologia 200/201:219-227.

Jeppesen, E., P. Kristensen, J.P. Jensen, M. Søndergaard, E. Mortensen & T. Lauridsen, 1991a: Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow, eutrophic Danish lakes: duration, regulating factors and methods for overcoming resilience. Mem.Ist.Iral.Idrobiol. 48: 127-148.

Jeppesen, E., M. Søndergaard, E. Kanstrup, R.B. Eriksen, M. Hammershøj, B. Petersen, E. Mortensen, J.P. Jensen and A. Have, 1993: Does the impact of nutrients on the biological structure in brackish lakes differ from that in freshwater lakes? - Hydrobiologia (submitted).

Kristensen, P., B. Kronvang, E. Jeppesen, P. Græsbøll, M. Erlandsen, Aa. Rebsdorf, A. Bruhn og M. Søndergaard, 1990a: Ferske vandområder - vandløb, kilder og søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. 120 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 5.

Kristensen P., M. Søndergaard, E. Jeppesen, E. Mortensen og Aa. Rebsdorf 1990b: Prøvetagning og analysemetoder i søer - teknisk anvisning. Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser. 27 s.

Kristensen, P., J.P. Jensen og E. Jeppesen, 1990c: Slutrapport for NPo-forskningsprojekt C9: Eutrofieringsmodeller for søer. NPo-projekt 4.5. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen: 120 sider.

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

Kronvang, B., P. Græsbøll, M. Erlandsen, Aa. Rebsdorf, P. Kristensen og E. Mortensen, 1991: Ferske vandområder. Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1990. Faglig rapport fra DMU nr. 37. 75 s.

Kronvang, B., J. Erfurt, M. Erlandsen, N. Friberg, P. Græsbøll, Aa. Rebsdorf og L.M. Svendsen, 1992: Ferske vandområder - vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 62.

Københavns Amt, 1990: Overvågning af søer, 1989. Rapport fra Københavns Amt. 233 s.

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

Mortensen, E., H. Jerl Jensen, J.P. Müller og M. Timmermann, 1990: Fiskeundersøgelser i søer. Undersøgelingsprogram, fiskeredskaber og metoder. Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. 57 s. Teknisk anvisning fra DMU, nr. 3.

Olesen, J.E. 1990: Jordbrugsmeteorologisk årsoversigt 1989. Tidsskr. Planteavl Specialserie S2055. 79s.

Olesen, J.E. 1991: Jordbrugsmeteorologisk årsoversigt 1990. Tidsskr. Planteavl Specialserie S2130. 102s.

Olesen, J.E. 1992: Jordbrugsmeteorologisk årsoversigt 1991. Tidsskr. Planteavl Specialserie S2202. 97s.

Olrik, K., 1985: Miljøtilsyn i Flade Sø 1985. Rapport til Ringkøbing amtskommune, 9 sider.

Olrik, K., 1991: Planteplankton - metoder. Prøvetagning, bearbejdning og rapportering ved undersøgelse af planteplankton i søer og marine områder. Miljøprojekt 187. Rapport fra Miljøstyrelsen, 108 s. ISBN: 87-503-9411-8.

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

Remane, A. & Schlieper, C., 1971. The biology of brackish water. Die Binnengewasser 2nd (English) Edn. 25: 1-37.

Riemann, B., K. Christoffersen, H.J. Jensen, J.P. Müller, C.L. Lindegaard & S. Bosselmann, 1990: Ecological consequences of a manual reduction of roach and bream in a eutrophic, temperate lake. Hydrobiologia 200/201: 241-250.

Ringkøbing Amtskommune, 1992a: Kilen 1991. Rapport fra Ringkøbing Amtskommune. 17 s. + bilag.

Ringkøbing Amtskommune, 1992b: Lemvig Sø 1991. Rapport fra Ringkøbing Amtskommune. 18 s. + bilag.

Sas, H. (ed.), 1989: Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectations, experiences, extrapolation. Acad. Ver. Richarz DmbH, 497 s.

Søndergaard M., P. Kristensen and E. Jeppesen, 1992: Eight years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of Lake Søbygaard, Denmark. Hydrobiologia, in press.

Søndergaard, M., E. Jeppesen, H. Åser, P. Kristensen, S. Berg & M. Breinholdt, 1993: Biological response to changed nutrient loading in shallow and brackish Lake Ferring, Denmark. Hydrobiologia.

Vejle Amt, 1990: Overvågning af søer - 1989. Rapport fra Vejle Amt. 161 s. + bilag.

Vejle Amt, 1991: Overvågning af søer - 1990. Rapport fra Vejle Amt. 105 s. + bilag.

Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

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

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Afd. for Ferskvandsøkologi</i>
Postboks 314	<i>Afd. for Terrestrisk Økologi</i>
Vejlsøvej 25	
8600 Silkeborg	

Tlf. 89 20 14 00
Fax 89 20 14 14

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Afd. for Flora- og Faunaøkologi</i>
Grenåvej 12, Kalø	
8410 Rønde	

Tlf. 89 20 14 00
Fax 89 20 15 14

Publikationer:

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

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

