

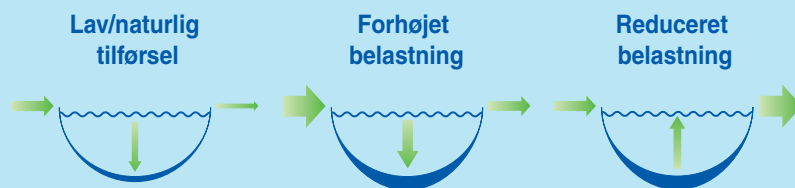


Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Næringsstoffdynamik i søer

– med fokus på fosfor, sedimentet og restaurering af søer

Doktordisputats, 2007
Martin Søndergaard



[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Næringsstoffdynamik i søer

– med fokus på fosfor, sedimentet og restaurering af søer

Doktordisputats, 2007
Martin Søndergaard

Datablad

Titel:	Næringsstoffdynamik i søer – med fokus på fosfor, sedimentet og restaurering af søer
Undertitel:	Doktordisputats
Forfatter:	Martin Søndergaard
Afdeling:	Afdeling for Ferskvandsøkologi
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Aarhus Universitet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsesår:	Juni 2007
Redaktion afsluttet:	Oktober 2005
Finansiel støtte:	Carlsbergfondet
Bedes citeret:	Søndergaard, M. 2007: Næringsstoffdynamik i søer – med fokus på fosfor, sedimentet og restaurering af søer. Doktordisputats. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 68 s.
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Denne rapport indeholder den sammenfatning, der sammen med 16 udvalgte engelske artikler og bogbidrag, blev accepteret af det Naturvidenskabelige Fakultet ved Aarhus Universitet som baggrund for tildelingen af doktorgraden i naturvidenskab. Rapporten beskriver det dynamiske samspil mellem næringsstoffer, sedimentet og de biologiske forhold i søer. Indledningsvis karakteriseres de danske søtyper og deres udvikling vurderet i forhold til ændringer i næringsstoffbelastningen. Derefter beskrives mere detaljeret søers tilbageholdelse af næringsstoffer, herunder især bindingen af fosfor i sedimentet og udvekslingen af fosfor mellem sediment og vandfase. I et særskilt afsnit vurderes de mange tilgrundliggende mekanismer for frigivelse og optagelse af fosfor i sedimenter. Som et mere anvendelsesorienteret aspekt beskrives også restaureringen af søer og resultaterne af de forskellige kemiske og biologiske metoder, der har været anvendt i Danmark. Endelig reflekteres der over kommende forvaltnings- og forskningsmæssige problemstillinger i danske søer, herunder det fremtidige klima og implementeringen af Vandrammedirektivet.
Emneord:	Søer, søtyper, vandhuller, næringsstoffer, fosfor, kvælstof, fosforfraktioner, biologisk struktur, intern fosforbelastning, resuspension, redoxforhold, undervandsplanter, sediment, sørestaurering, biomanipulation, Vandrammedirektiv.
Layout:	Anne Mette Poulsen
Illustrationer:	Grafisk værksted, DMU Silkeborg
ISBN:	978-87-7772-987-4
ISSN (elektronisk):	1600-0048
ISSN (trykt):	0905-815X
Tryk:	Schultz Grafisk
Oplag:	500
Sideantal:	68
Internetversion:	Rapporten er også tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/Pub/Doktor_MS_dk.pdf
Supplerende oplysninger:	Denne danske udgave af doktordisputatsen indeholder ikke de 16 videnskabelige primærartikler. Disse findes kun i den engelske udgave med titlen Nutrient dynamics in lakes – with emphasis on phosphorus, sediment and lake restoration. Doctor's dissertation. Denne disputats samt 16 indleverede artikler blev af Det Naturvidenskabelige Fakultet ved Aarhus Universitet antaget til forsvar for den naturvidenskabelige doktorgrad (dr.scient.). Forsvaret fandt sted den 27. april, kl. 14.15 på Aarhus Universitet.

Indhold

Forord 5

1 Næringsstoffer og danske søer 7

- 1.1 Betydningen af næringsstoffer 7
- 1.2 Danske søtyper 9
- 1.3 Danske søers tilstand og udvikling 12

2 Tilbageholdelse af fosfor og kvælstof 15

- 2.1 Akkumuleringen af næringsstoffer i sedimentet 16
- 2.2 Fosfor i sedimentet 18
- 2.3 Betydning af biologisk struktur for næringsstofftilbageholdelsen 22
- 2.4 Intern fosforbelastning og indsvingning efter belastningsreduktion 25

3 Mekanismer bag frigivelse og optagelse af fosfor i sedimenter 31

- 3.1 Resuspension 31
- 3.2 Temperatur og mikrobielle processer 32
- 3.3 Redoxforhold, pH og alkalinitet 33

4 Restaurering af søer 37

- 4.1 Fysiske metoder 38
- 4.2 Kemiske metoder 38
- 4.3 Biologiske metoder 40

5 Perspektivering og fremtidige problemstillinger 45

- 5.1 Næringsstoffer og vandkvalitet 45
- 5.2 Klimaeffekter 46
- 5.3 Vandrammedirektivet og fremtidig forvaltning af søer 47
- 5.4 Fremtidig vidensbehov 50

6 Referencer 53

7 Indleverede artikler 67

Danmarks Miljøundersøgelser

[Tom side]

Forord

Denne rapport indeholder den sammenfatning, der sammen med 16 udvalgte primærafhandlinger (artikler) i oktober 2005 blev sendt ind til Århus Universitet med henblik på bedømmelse og senere i maj 2007 tildelt den naturvidenskabelige doktorgrad. I sammenfatningen er artiklerne sat ind i et større og fælles perspektiv, så den kan læses som en selvstændig enhed.

Afhandlingen er udarbejdet ved Danmarks Miljøundersøgelses Afdeling for Ferskvandsøkologi i Silkeborg og omfatter artikler publiceret over en 15-års periode fra 1990 til 2005. I sammenfatningen er der undervejs henvist til artiklernes numre angivet i listen på side 67. De 16 artikler findes kun i den engelske udgave af afhandlingen.

Ud over DMU, der som min arbejdsplads har gjort det muligt at lave afhandlingen, er der en række personer, der skal takkes. Først og fremmest søgruppens dynamo, Erik Jeppesen, der gennem hele perioden med sit engagement og sin store faglige indsigt har været en uvurderlig hjælp og inspiration. Også en stor tak til søgruppens øvrige AC'ere, nu og gennem tiden, for en stor indsats og de fælles bestræbelser på at få det hele til at gå op i en højere enhed på alle felter: Jens Peder Jensen, Torben Lauridsen, Susanne Lildal Amsinck, Rikke Bjerring Hansen, Asger Roer Pedersen, Lone Liboriussen, Frank Landkildehus, Liselotte Sander Johansson, Peter Kristensen og Ole Sortkjær. Søgruppens TAP'er fortjener også megen ros og tak for deres arbejdsindsats, den dygtighed og det engagement, hvormed det til stadighed er lykkedes dem gennem mange år at få den mere praktiske side i søgruppen til at hænge sammen: Birte Laustsen, Jane Stougaard-Pedersen, Karina Jensen, Lissa Skov Hansen, Lone Nørgård, John Glargård, Lisbet Sortkjær, Kirsten Thomsen og Ulla Kvist Pedersen. Ligeledes stor tak til Anne Mette Poulsen for oversættelse og opsætning af diverse tekster gennem tiden. I den grafiske gruppe mange tak til Tinna Christensen, Kathe Møgelvang og Juana Jacobsen for omhyggelig rentegning af figurer og hjælp med layout. Også tak til tidligere og nuværende chefer Torben Moth Iversen og Kurt Nielsen for deres positive indstilling og tilskyndelse til projekter af denne art. Tak til Erik Jeppesen og Kurt Nielsen for kommentarer til flere udgaver af sammenfatningen undervejs.

På datasiden er der grund til at takke amterne og deres medarbejdere for den omfattende og grundige indsamling og behandling af data gennem mange år, samt deres bestræbelser på at integrere management og forskning til en højere enhed. Dette har i mange sammenhænge været en forudsætning for at kunne lave mere generelle betragtninger vedrørende næringsstoffodynamikken i søer.

Endelig skal Carlsberg-fonden takkes for den økonomiske støtte til sammenkrivningen og færdiggørelsen af afhandlingen. Undervejs har undersøgelserne modtaget støtte fra EU via adskillige projekter (BUFFER, ECOFRAME, EUROLIMPACS) samt fra danske forskningsprojekter og institutioner (CONWOY, Det Strategiske Miljøforskningsprogram).

[Tom side]

1 Næringsstoffer og danske søer

I Danmark er der mere end 120.000 søer, og disse indgår som en naturlig del af det danske landskab, hvortil der i takt med menneskets udnyttelse af naturen og samfundets udbygning gennem tiderne har knyttet sig mange forskellige interesser. Således har de danske søer udviklet sig fra at være en vigtig føderessource til at repræsentere betydelige rekreative og naturmæssige værdier (Mathiesen, 1969; Sand-Jensen, 2001; Hofmeister, 2004). Søernes biologiske udvikling er dokumenteret gennem palæolimnologiske undersøgelser, der viser, at søerne igennem årtusinder har gennemgået betydelige forandringer betinget af menneskelige aktiviteter og ændringer i oplandet (Bradshaw, 2001; Jeppesen et al., 2001; Johansson, 2005). De største ændringer er dog sket inden for de seneste godt 100 år, hvor øget befolkningstæthed og intensivt landbrug har ført til øget næringsstofftilførsel og forringet vandkvalitet i mange søer (Bradshaw, 2001; Amsinck et al., 2003; Søndergaard et al., 2003a).

De regionale og nationale handlingsplaner, der gennem de sidste 20-30 år er sat i værk for at rette op på vandkvaliteten i danske vandområder, har samlet set ført til investeringer i milliardklassen via især spildevandsrensning (Jeppesen et al., 1999a). Senest har det på nationalt plan ført til flere vandmiljøplaner, sidst Vandmiljøplan III vedtaget i foråret 2004, hvor fokus i høj grad også er rettet mod andre kilder end byerne, herunder landbruget (Søndergaard et al., 2003b; Nielsen et al., 2005a). Også på europæisk plan i EU-regi tages der nu initiativer via især Habitatdirektivet og Vandrammedirektivet, der skal sikre og forbedre vandmiljøet. Dette vil fremover få stor betydning for de danske vandområders tilstand og forvaltning (se afsnit 5.3). En klar forståelse af næringsstoffernes rolle for vandkvaliteten i søer og næringsstoffernes interne dynamik er dermed ikke kun interessant set ud fra et videnskabeligt synspunkt, men har også store samfundsmæssige og økonomiske konsekvenser.

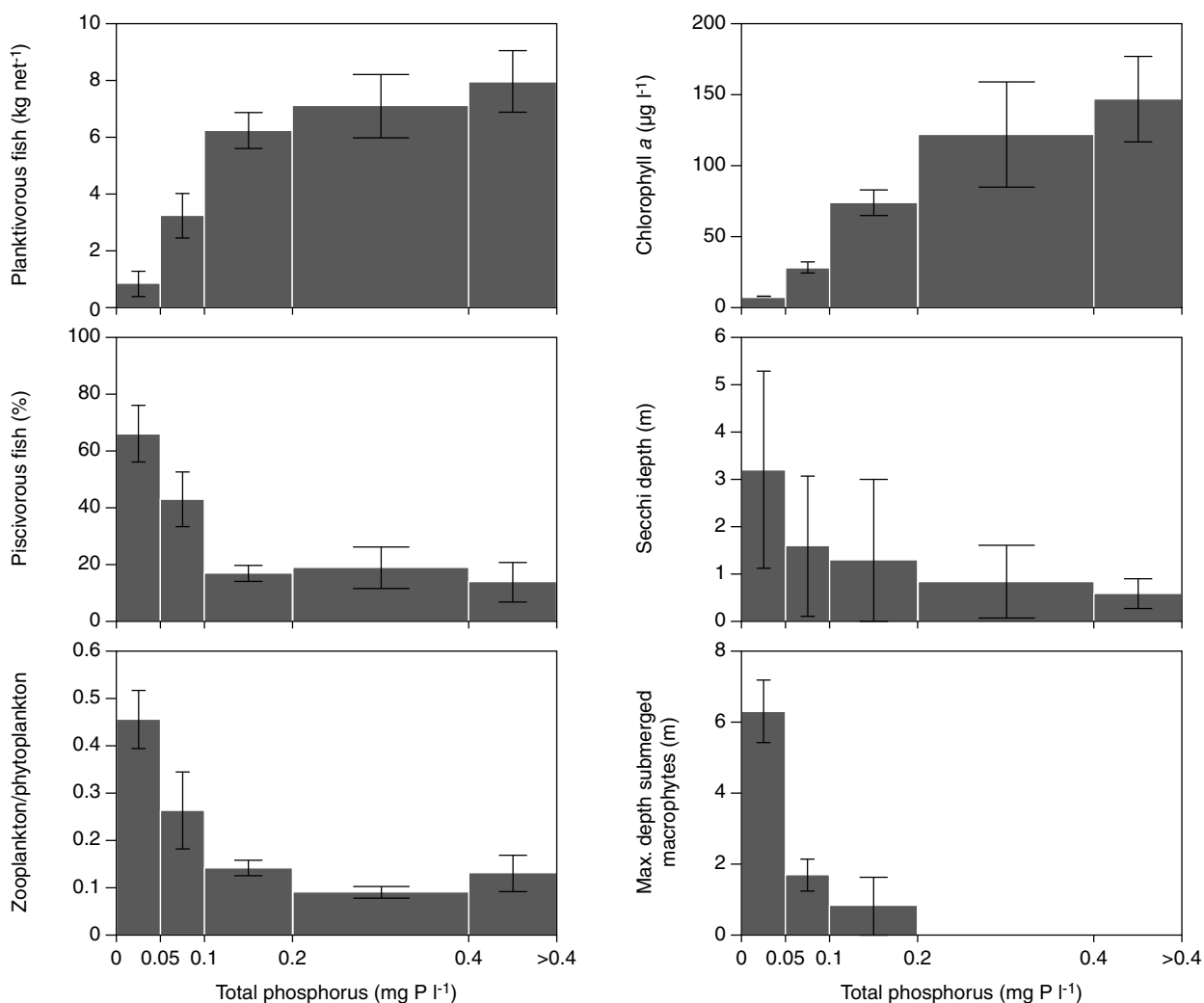
1.1 Betydningen af næringsstoffer

Når tilførslen af næringsstoffer spiller en så afgørende rolle for søernes tilstand, skyldes det, at søernes primærproduktion i høj grad er begrænset af næringsstofftilgængeligheden. Øget tilførsel øger derfor generelt søernes produktivitet, hvilket har

en række afsmittende effekter på de øvrige trofiske niveauer og deres samspil (Jeppesen, 1998). Eksempelvis førte den øgede tilførsel af fosfor og kvælstof fra byer og landbrug op igennem 1900-tallet i de fleste lavvandede søer til et skift fra klarvandede forhold, hvor undervandsplanter stod for en væsentlig del af primærproduktionen, til en uklar tilstand, hvor planteplanktonet overtog og blev den altdominerende primærproducent (Körner, 2002; Jeppesen et al., 2005a). Samtidig skete der markante ændringer i fiske- og dyreplanktonstrukturen, hvilket påvirkede græsningskontrollen af planteplanktonet (Jeppesen et al., 1997a; Jeppesen et al., 2000).

Især fosfor er vigtig blandt de mange næringsstoffer, som ud over kulstof indgår i planternes primærproduktion og udgør grundlaget for de øvrige led i fødekæden. Dette skyldes, at fosfor som oftest er det begrænsende næringsstof, der dermed også er afgørende for mængden af planteplankton (Dillon & Rigler, 1974). Tilgængeligheden af fosfor betragtes derfor i de fleste sammenhænge som det enkelte næringsstof, der har størst betydning for den overordnede tilstand i søer. Fosfors betydning for tilstanden i søer illustreres af de markante ændringer, der sker langs en fosforgradient for en række af de centrale organismegrupper (Fig. 1.1).

Et andet vigtigt næringsstof, kvælstof, findes normalt i væsentligt højere koncentrationer end fosfor og vil derfor ofte være i overskud, selv om primærproducenternes behov for kvælstof også er større end for fosfor. I de vandløb, som løber til de større danske søer, er koncentrationen af totalkvælstof som gennemsnit omkring 40 gange højere (vægtbasis) end fosforkoncentrationen (Jensen et al., 2004). På grund af kvælstoffjernelsen i søer er totalkvælstof (TN) og totalfosfor (TP) forholdet mindre i søvandet og ligger på et gennemsnit på 19,5, men varierer meget fra sø til sø (Fig. 1.2). I akvatiske systemer regnes kvælstof som værende potentielt begrænsende, hvis $TN:TP < ca. 9$, og fosfor som potentielt begrænsende, hvis $TN:TP > ca. 22$ (Guildford et al., 2000). Som det ses af Fig. 1.2, ligger indholdet af kvælstof og fosfor for mange af de danske søer inden for det interval, hvor både kvælstof og fosfor kan være begrænsende, selv om antallet af potentielt fosforbegrænsede søer er højere end antallet af potentielt kvælstofbegrænsede søer. Nyt tilgængeligt kvælstof kan endvidere i

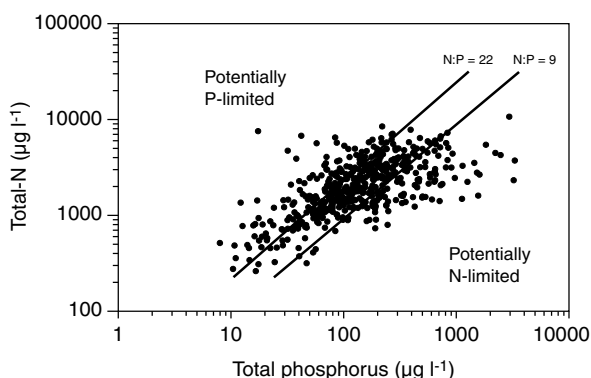


Figur 1.1 Betydningen af vandets fosforindhold for en række biologiske forhold i søer. Data fra 65 danske søer. Efter Jeppesen *et al.* (1999a) og Søndergaard *et al.* (1999).

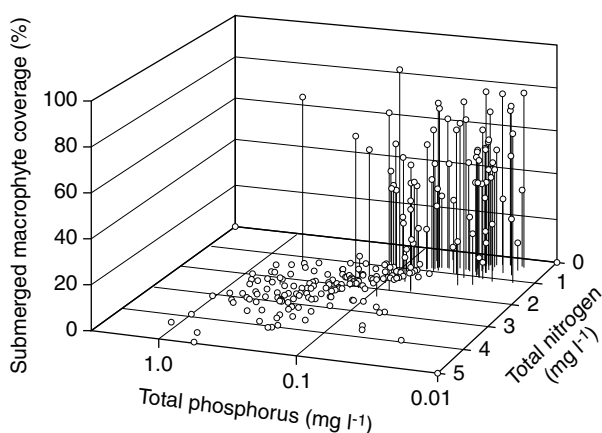
modsatning til fosfor også dannes i søerne via cyanobakteriers fiksering af N_2 , men flere undersøgelser peger dog på, at denne del normalt udgør en ringe del af den samlede kvælstoftilførsel (Jeppesen *et al.*, 1998a; Ferber *et al.*, 2004).

Man har længe vidst, at kvælstof kan spille en væsentlig rolle i nogle sø-økosystemer (Moss, 2001; Maberly *et al.*, 2003), dette gælder ikke mindst i søer med et lille opland, hvor kvælstoftilførslen er relativ beskeden, og hvor kvælstof forsvinder ud af systemet ved blandt andet denitrifikation, mens fosfor bliver i systemet (James *et al.*, 2002). Et dansk eksempel på dette er Esrom Sø, der anses for at være kvælstofbegrænset i store perioder af vækstsæsonen (Brodersen *et al.*, 2001; Jónasson, 2003). Indholdet af kvælstof er dog ofte tæt korreleret til indholdet af fosfor, så det kan være svært at adskille de to næringsstoffers betydning i empiriske sammenhænge (Fig. 1.2).

Nyere danske resultater og analyser tyder på, at betydningen af kvælstof er større end hidtil antaget (Jeppesen *et al.*, 2005b). Ved en række indhegningsforsøg viste Sagrario *et al.* (2005), at der ved kvælstofkoncentrationer over 1,2-2 mg N l⁻¹ og fosforkoncentrationer over 0,1-0,2 mg P l⁻¹ var en stor risiko for udvikling af en uklar tilstand. Ved høje fosforkoncentrationer, men kvælstofkoncentrationer under 1,2 mg N l⁻¹, var derimod næsten alle indhegninger klare og med undervandsplanter. Også empiriske analyser viste, at undervandsplanter har en tendens til at forsvinde ved kvælstofkoncentrationer over 1-2 mg N l⁻¹ (Fig. 1.3). Mekanismerne bag kvælstofs betydning for undervandsplanterne er ikke afklarede, men formentlig spiller kvælstofbegrænsning af planteplanktonet og epifytiske alger en stor betydning. Moss (2001) viste tilsvarende, at artsrigdommen af planter reduceres, når kvælstofkoncentrationen øges. Højt indhold af nitrat favoriserer ligeledes udviklingen af trådformede grønalger, som via skygning kan hindre væksten af undervandsplanter (Irfanullah & Moss, 2004).



Figur 1.2 Forholdet (vægtbasis) mellem søvandets indhold af totalfosfor og totalkvælstof. Data fra 487 danske søer (årgennemsnit).



Figur 1.3 Dækningsgrad af undervandsplanter i forhold til indhold af totalfosfor og totalkvælstof. Data fra 44 danske søer (246 søår). Fra Jeppesen *et al.* (2005b).

Også andre næringsstoffer er vigtige for stofkredsløbet i søer, herunder silikat, fordi det indgår i opbygningen af kiselalgeres skelet. Kiselalger står normalt for en betydelig del af plantep planktonets primærproduktion i søer, især i forårsperioden. Tilgængeligheden af silikat er ikke ændret som følge af menneskelige aktiviteter på samme måde som tilførslen af kvælstof og fosfor, men kredsløbet af silikat kan alligevel være ændret som følge af eutrofiering. Eksempelvis sås det i Lake Michigan, USA, at mindsket fosforbelastning førte til forøgede silikatkoncentrationer begrundet i mindre mængder af kiselalger og reduceret silikatoptag (Barbiero *et al.*, 2002). Fra danske søer er det vist, at silikatkoncentrationer også påvirkes under aftagende eutrofiering, men i negativ retning, formentlig fordi frigivelsen fra sedimentet mindskes, når sedimentationen og omsætningen af

organisk materiale mindskes (/1/). Endelig fører reduceret fosforbelastning og forbedret sigtdebyde især i de lavvandede søer også til øget bentisk produktion (Liboriussen & Jeppesen, 2003). Herved øges optagelse af silikat ved sedimentoverfladen, som dermed kan føre til mindsket indhold i vandfasen (Phillips *et al.*, 2005).

Jern indgår kun i meget ringe omfang i opbygningen af organisk stof, men har indirekte stor betydning for stofomsætningen i søer. Dette hænger sammen med, at jern danner en række forbindelser, herunder især jernhydroxider, som er vigtige for den uorganiske binding af fosfor i søer, ikke mindst i sedimentets fosforpuljer. Tilbageholdelsen og tilgængeligheden af fosfor er derfor tæt knyttet til jerns evne til at frigive eller optage fosfor (se afsnit 2.2).

1.2 Danske søtyper

De danske søer dækker over store morfologiske og vandkemiske forskelle (Tab. 1.1). Mange af disse forskelle har også stor betydning for næringsstoffedynamikken og søernes tilstand. Dette gælder eksempelvis vanddybden (Jeppesen *et al.*, 1997a).

Lavvandede versus dybe søer

Danske søer er kendetegnet ved at være relativt lavvandede. Af de større danske søer har kun omkring 10 % en middeldybde over 5 m (Tab. 1.1). De lavvandede forhold betyder, at de fleste søer er fuldt opblandede uden den sommerlagdeling af vandmasserne, der ses i dybe og vindbeskyttede søer (Wetzel, 2001). Dette forhold har stor betydning for interaktionerne mellem sedimentet og vandfasen. Hvor en eventuel frigivelse af næringsstoffer fra sedimentet om sommeren i dybe søer ophobes i det ofte iltfattige hypolimnion og dermed er vanskelig tilgængelig for primærproducenterne i denne periode, betyder de velopblandede forhold i lavvandede søer en umiddelbar kontakt mellem sedimentet og den fotiske zones puljer af næringsstoffer og primærproducenterne her i hele vækstsæsonen (Nixdorf & Deneke, 1995). Det relative lille vandvolumen i forhold til søbundens overflade i de lavvandede søer betyder samtidig, at en given frigivelsesrate af fx fosfor her fører til en hurtigere stigning i vandfasens koncentrationer end i dybere søer, hvor vandmængden er større (/4/). Interaktionerne mellem sediment, vandfase og de biologiske komponenter er altså meget tæt koblede i lavvandede søer.

Tabel 1.1 Karakteristik af danske søer, baseret på data fra ca. 800 søer, de fleste med en størrelse over 1 ha.

	Karakteristik	Min-Max	Medianværdi
Vanddybde	Lavvandede, kun ca. 10 % med en middeldybde over 5 m	0 – 38 m	2,9 m (middeldybde)
Størrelse	Små, af de danske 600 søer større end 5 hektar er kun 6 større end 10 km ²	0 – 40 km ²	9 hektar
Vandets opholdstid	Varierer meget fra sø til sø, men de fleste større søer har en relativ kort opholdstid	få dage – mange år	0,4 år
Kalkrigdom	De fleste kalkrige, kun 11 % med alkalinitet under 0,2 meq l ⁻¹ , især søer i ikke-moræne landskaber som Vestjylland er mere survandede.	-0,1 – 5,6 meq l ⁻¹	2,1 meq l ⁻¹
Farve	De fleste større danske søer er ikke humøse, men de fleste mindre søer er mere eller mindre brunvandede	< 10 – >500 mg Pt l ⁻¹	ukendt
Sigtdybde	Uklart vand på grund af stor næringsstoffilførsel, 75 % har en sigtdybde under 1,5 m.	<0,2 – 8 m	0,9 m
Fosforkonc.	Næringsrige, 75 % af de danske søer har et fosforindhold over 80 µg P l ⁻¹	5 – >1000 µg P l ⁻¹	150 µg P l ⁻¹
Vandkvalitet/målsætning	Kun 1/3 af de danske søer opfylder den af myndighederne fastsatte vandkvalitet		

Store versus små søer

Søarealet er også en morfologisk vigtig faktor. De små søer er antalmæssigt totalt dominerende, og kun 600 af de 120.000 danske søer og vandhuller over 100 m² er større end 5 hektar, og kun 6 er større end 1.000 hektar (Tab. 1.2). Ikke desto mindre er de større søer langt de bedst undersøgte, hvilket også gælder mange af analyserne i denne afhandling, hvorimod kendskabet og datagrundlaget for søer mindre end 1-5 hektar er langt mere begrænset.

Tabel 1.2 Størrelsesfordelingen af danske søer over 100 m².

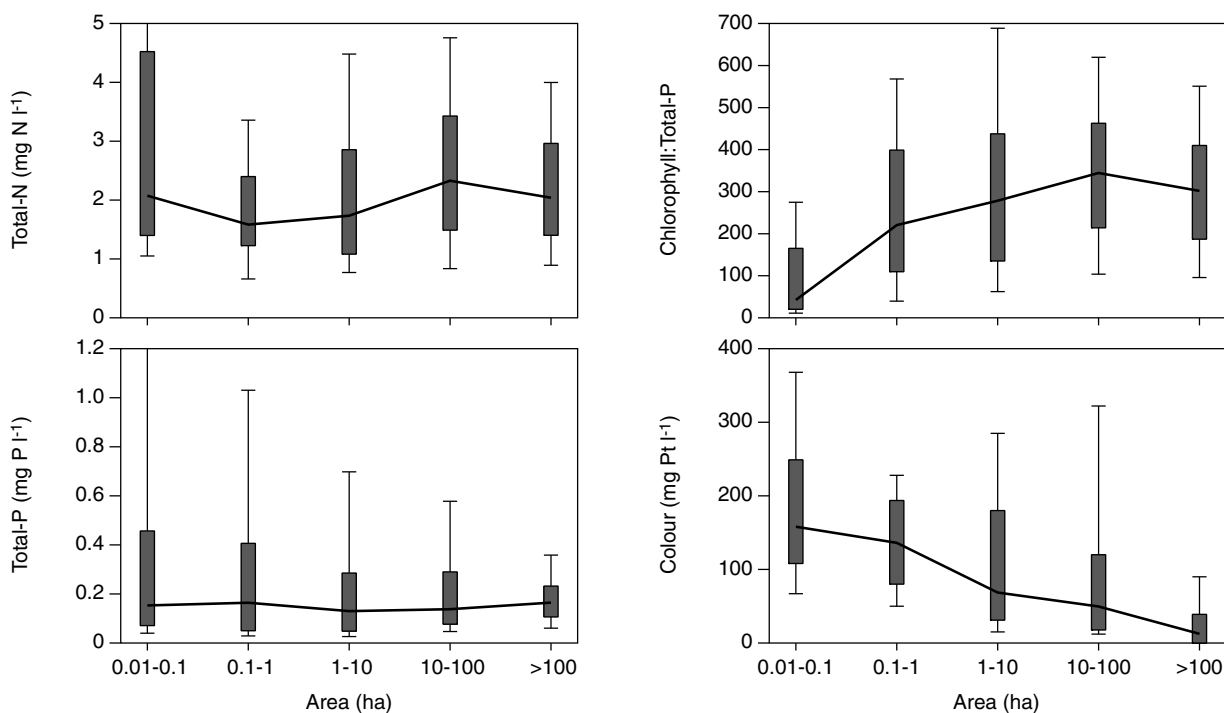
Størrelse	Antal	Antal (%) (af totalt antal)	Areal (km ²)	Areal (%) (af total søareal)
100-1000 m ²	87.000	73,0	34	5,8
1.000-10.000 m ²	29.000	24,3	78	13,3
1-10 ha	2.900	2,4	70	11,9
10-100 ha	260	0,2	72	12,3
100-1.000 ha	70	< 0,1	214	36,5
> 1.000 ha	6	< 0,1	119	20,3

På trods af en stor spredning i de danske søers størrelse, hvor Arresø med omkring 4.000 hektar er den største, er der ikke noget der tyder på, at de adskiller sig væsentlig fra hinanden, blot arealet er over 1-10 hektar (/3/; Jensen et al., 2001; Søndergaard et al., 2002). En undtagelse er dog artsantallet af undervandsplanter og fisk, der fortsat øges med størrelsen også i de større søer, hvilket er i overensstemmelse med den gængse opfattelse af, at der skabes flere nicher og muligheder for flere arter ved øget størrelse (Tonn & Magnusson, 1982; Dodson et al. 2000; Oertli et al.,

2002). Det gennemsnitlige antal arter af undervandsplanter i kalkrige næringsfattige søer øges eksempelvis fra omkring 3 arter i søer på 1 hektar til omkring 15 arter i søer på 100 hektar (/3/; Søndergaard et al., 2003c).

Små søer og vandhuller under 10 hektar adskiller sig derimod på flere områder fra de større søer. En af de væsentligste forskelle er fraværet af fisk i de mindste søer (/3/). Størstedelen af søer mindre end 1000 m² er uden fisk, og en undersøgelse af 83 danske søer mellem 25 og 3.400 m² viste, at 92 % var uden fisk (Henriksen, 2000). Tilstedeværelse eller fravær af fisk afhænger af de enkelte fiskearters evne til at overleve dårlige iltforhold i forbindelse med isdække om vinteren eller udtørrende forhold om sommeren, men også kontakten til andre vandområder er vigtig. Små søer og vandhuller, som står i kontakt med andre vandområder, vil hyppigere have en bestand af fisk, fordi der hele tiden kan ske en genindvandring af nye fisk (/3/). Også plantediversiteten påvirkes, så isolerede søer generelt er mere artsfattige (Møller & Rørdam, 1985; Linton & Goulder, 2003). For andre organismegrupper er søstørrelse imidlertid ikke væsentligt afgørende for artsantallet – dette gælder fx dyreplankton og planteplankton (/3/). Søer – og også de mindre søer – anses derfor som en vigtig brik i at opretholde en høj landskabelig biodiversitet (Williams et al., 2003).

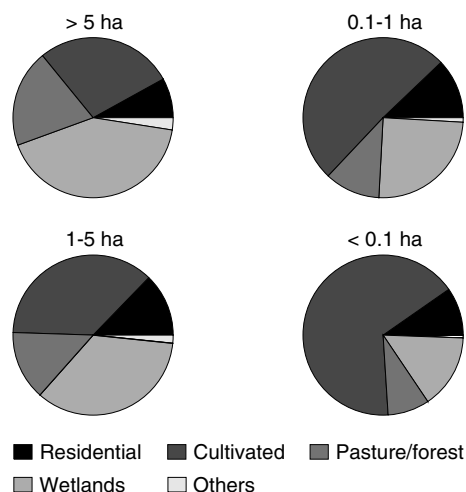
En anden væsentlig forskel er, at de mindre søer generelt er mere brunvandede end større søer (Fig. 1.4). Dette skyldes den relativt større kontakt med det omgivende terrestriske miljø i kombination med en ofte ringe vandudskiftning og mindre vandvolumen.



Figur 1.4 Indholdet af næringsstoffer, klorofyl *a* og farvetal i danske søer af forskellig størrelse. Hver boks viser 25 og 75 % kvartiler og øvre og nedre linjer 10 og 90 % percentiler. Medianværdier er forbundet med linjer. Data fra 187-777 danske søer. Fra /3/.

Det højere indhold af humusstoffer har ikke kun betydning for vandets turbiditet, hvilket bl.a. påvirker undervandsplanternes og planteplanktonets vækstmuligheder (*Havens 2003a, b*), men betyder også, at fødekædernes stofomsætning i højere grad har baggrund i et allocthont input af organisk stof og ikke kun en primærproduktion inde i søen (*Cole et al., 2002; Karlsson et al., 2003*). Eksempelvis fandt *Pace et al. (2004)* ved studier af to amerikanske søer, at op til 50 % af det partikulære organiske kulstof og kulstof bundet i dyreplankton var af terrestrisk oprindelse.

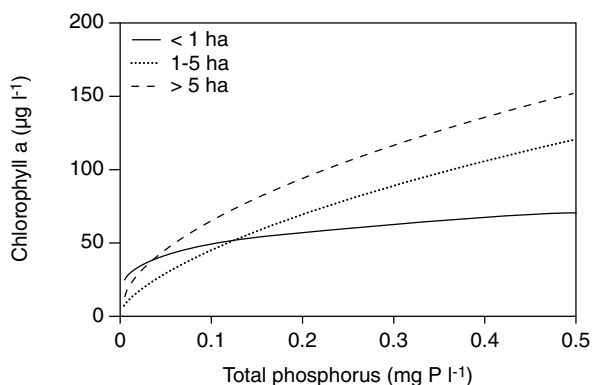
Hvad angår indholdet af næringsstoffer, er der ikke den store forskel mellem store og små danske søer, bortset fra at koncentrationerne synes mere variable i de mindste søer (Fig. 1.4). Nye overvågningsdata fra danske søer, som er tilfældigt udvalgt til prøvetagning, tyder dog på, at små søer generelt er mere næringsrige end større søer (*Lauridsen et al., 2005*). De mindre danske søer har altså også generelt høje næringsstofkoncentrationer på trods af, at de ikke som mange af de større søer står i direkte kontakt med det omgivende opland via tilstrømmende vandløb. Dette indikerer en betydelig påvirkning fra det omgivende opland, der i Danmark typisk består af dyrkede arealer. Landbrugsarealer udgør således gradvist en større andel af oplandet, når søstørrelsen mindskes. Eksempelvis udgøres oplandet inden for en 100 m's afstand af søer på Fyn af omkring 30 % dyrkede arealer i søer > 5 ha mod 65 % i søer under 0,1 ha (/3/; Fig. 1.5).



Figur 1.5 Fordelingen af oplandstyper i en afstand af 100 m til ca. 11.000 fynske søer af forskellige størrelse. Fra /3/.

Det høje fosforindhold har dog ikke samme effekt på indholdet af klorofyl som i de større søer, hvilket ses af, at forholdet mellem klorofyl *a* og totalfosfor generelt er lavere i de mindre søer (Fig. 1.6). Der er flere mulige årsager til dette forhold, herunder de mindre søers generelt dårligere lysforhold på grund af højt humusindhold, eller at kvælstof i højere grad potentielt er den begrænsende faktor på grund af en lavere vandtilførsel. En anden årsag kunne være, at mængden af planteplankton i de mindre søer i højere grad er styret via græsningen fra dyreplankton, men det ser ikke ud til at være tilfældet, da biomassen af dyreplankton ikke øges væsentligt med

mindsket søstørrelse (/3/). Årsagen til uændret dyreplanktonmængde på trods af ringe eller ingen fiskebestand skal evt. søges i, at invertebratprædatorer, som eksempelvis *Chaoborus* eller *Notonecta* (Arnér et al., 1998), overtager fiskenes rolle og dermed påvirker det større dyreplankton negativt, men også abiotiske faktorer, som eksempelvis pH og temperatur, kan være vigtige for forekomsten af det større dyreplankton (Steiner, 2004).



Figur 1.6 Sammenhæng mellem indhold af totalfosfor og klorofyl a i tre størrelser af søer: < 1 hektar (antal søer = 41), 1-5 hektar (antal søer = 363) og > 5 hektar (antal søer = 236). Fra /3/.

Øvrige typer af søer

En række andre forhold har betydning for søernes tilstand og den måde, hvorpå de reagerer på ændret næringsstofftilførsel. En væsentlig faktor er kalkindholdet. De kalkrige jordbundsforhold i størstedelen af Danmark betyder, at også de fleste danske søer er alkaliske. Af de større danske søer har ca. 90 % en alkalinitet over 0,2 meq l⁻¹ og halvdelen en alkalinitet over 2,1 meq l⁻¹. Forskelle i kalkindhold har bl.a. betydning for undervandsplanternes artssammensætning, hvor grundskudsplanterne typisk findes i lavalkaline søer på grund af deres evne til at udnytte CO₂ som kulstofkilde (Vestergaard & Sand-Jensen, 2000). Også plankton, invertebrater og fisk påvirkes af især lave pH-værdier, hvor eksempelvis de fleste snegle og fisk forsvinder ved pH under 5-6 (Økland & Økland, 1980).

En anden vigtig strukturerende faktor er saltindholdet (Moss, 1994; Jeppesen et al., 1994; Jeppesen et al., 1997). Brakvandssøer er en meget almindelig dansk søtype med store områder især langs den jyske vestkyst og langs Limfjordskysten. Disse søer adskiller sig på flere områder fra ferskvandssøerne, bl.a. andet betinget af de ændringer, der sker i dyreplanktonsamfundet og invertebratprædatorer ved øget saltindhold (Jeppesen et al., 1994; Aaser et al.,

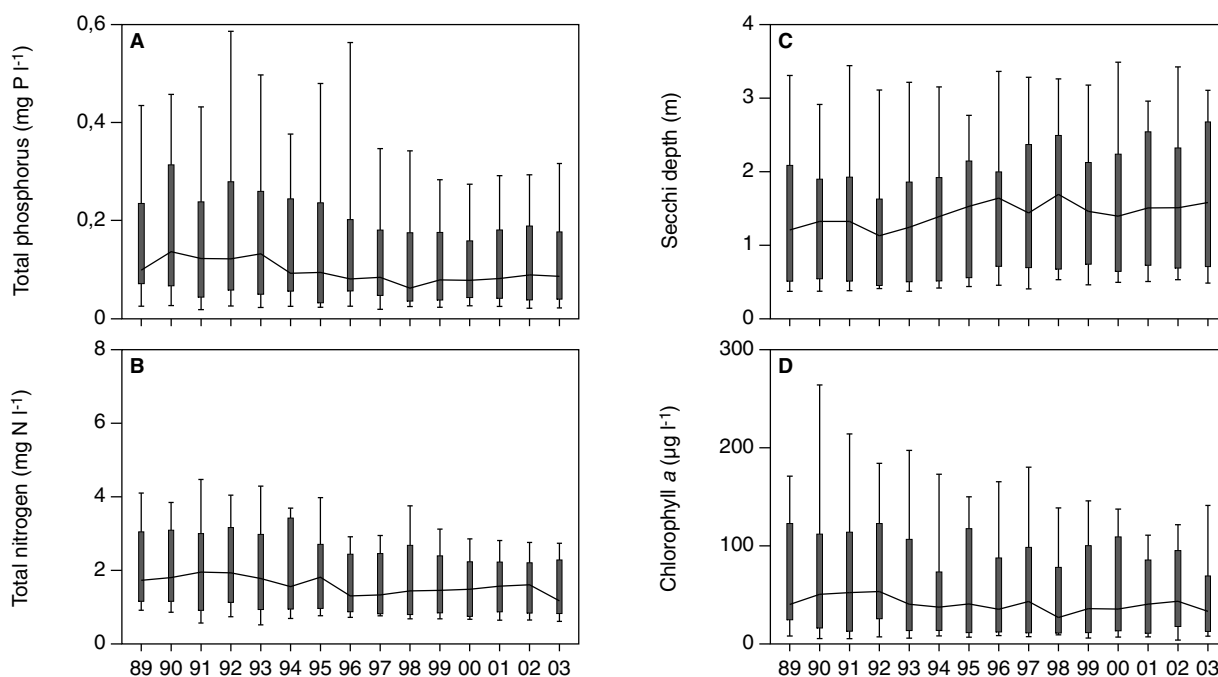
1995; Søndergaard et al., 2000; Jakobsen et al., 2004). De fleste danske brakvandssøer er ligesom ferskvandssøerne meget næringsrige, men den interne næringsstoffdynamik kan være påvirket af saltindholdet. Dette hænger sammen med, at sedimentets binding af fosfor kan påvirkes af svovlkredsløbet via sulfatreduktion og sulfiddannelse (se afsnit 3.2). Således ses ofte en mindsket andel af jernbundet fosfor og totalfosfor i sedimentet ved øget saltindhold (Paludan & Morris, 1999; Coelho et al., 2004).

Afhængig af hvor specifikt søtyper defineres, er det vurderet, at der i Danmark findes mindst 11 forskellige typer af større søer (Søndergaard et al., 2003b). Heraf udgør alene lavvandede, ikke-kalkfattige, ikke-brunvandede og ferske søer omkring halvdelen. Næststørste gruppe er de dybe, ikke-kalkfattige, ikke-brunvandede, ferske søer, der udgør ca. 25 %.

1.3 Danske søers tilstand og udvikling

Karakteristisk for danske søer, både store som små, er således næringsrige forhold, der i stor udstrækning skyldes forskellige former for menneskelig påvirkning. I takt med øget indsats over for især spildevandsrensning er tilførslen til mange søer dog blevet mindsket gennem de seneste 20-30 år (Kronvang et al., 2005). Siden starten af 1990'erne er middelindløbskoncentrationen af fosfor til de 27 ferske overvågningssøer reduceret fra 0,18 til 0,09 mg P l⁻¹ (/1/; Jeppesen et al., 1999a; Jensen et al., 2004). Et vel-dokumenteret eksempel er Furesøen, hvor en forbedret spildevandsrensning og afskæring af spildevand blev gennemført i midten af 1970'erne og førte til en ca. 90 % reduktion i tilførslen af fosfor (Jensen et al., 1997). Mange søer tilføres dog stadigvæk for store mængder af næringsstoffer til, at der kan forventes stabile klarvandede forhold (Søndergaard et al., 2003b).

Koncentrationerne af fosfor i søvandet er også generelt blevet lavere gennem de senere år, men ikke så meget som man kunne forvente ud fra de normale sammenhænge mellem indløbskoncentration og søkoncentration. Tilsvarende er der generelt kun sket mindre forbedringer i vandkvaliteten. Eksempelvis er den gennemsnitlige sommersigtedybde i de danske overvågningssøer fra starten af 1990'erne til 2003 kun øget fra 1,4 til 1,7 m og klorofyl a indholdet mindsket fra 77 til 50 µg l⁻¹ (Fig. 1.7). Det gennemsnitlige indhold af totalfosfor er i samme periode reduceret fra 0,17 til 0,11 mg P l⁻¹ (Jensen et al., 2004). Det er især faldende koncentrationer i de mest næringsrige søer, der er slået igennem. Medianværdierne viser derfor kun en svag faldende tendens (Fig. 1.7). Kun ca. 1/3 af de danske søer opfyl-



Figur 1.7 Udviklingen i 27 ferske overvågnings søers indhold af totalfosfor (A), totalkvælstof (B), sigtdybde (C) og klorofyl a (D) siden 1989. Fra Jensen *et al.* (2004). Hver boks viser 25 og 75 % kvartiler og øvre og nedre linjer 10 og 90 % percentiler. Medianværdier er forbundet med linjer.

der i dag den målsætning, som er givet i amternes regionplaner på trods af betydelige investeringer i forbedret spildevandsrensning (Søndergaard *et al.*, 1999).

Forsinkelse i søernes respons skyldes, at der gennem en periode med stor ekstern fosforbelastning er ophobet en stor pulje af fosfor i sedimentet. Efter en belastningsreduktion vil der gå en periode, før denne pulje har indstillet sig i en ny kemisk ligevægt med den reducerede indløbskoncentration. Dermed er de fleste danske søer altså stadigvæk inde i en indsvingningsfase, hvor der ikke er ligevægt mellem indløbskoncentration og indhold af næringsstoffer. Frigivelsen af fosfor fra sedimentet – den såkaldte interne fosforbelastning – kan bidrage til at hæve søvandets fosforkoncentrationer i årtier efter en belastningsreduktion (se afsnit 2.4).

En forsinket respons af reduceret ekstern fosforbelastning kan også skyldes biologiske forhold, fx en fiskebestand, der opretholder et højt prædationstryk på dyreplanktonet og derved mindsker mulighederne for en græsningsstyret ("top-down") kontrol af planteplanktonet (se afsnit 4.3). Endelig kan indvandringen og genetableringen af en udbredt vegetation af undervandsplanter, der er en vigtig faktor for at kunne stabilisere den klarvandede tilstand, forsinkes på grund af spredningsmæssige barrierer eller græsning fra fugle eller fisk (Lauridsen *et al.*, 1993; Søndergaard *et al.*, 1996; Marklund *et al.*, 2002; Körner & Dugdale, 2003; se også afsnit 4.3).

Samlet set er de danske søer næringsrige, enten fordi der frigives fosfor fra sedimentet, og/eller fordi den eksterne tilførsel stadigvæk er høj. Dermed er de fleste danske søer uklare med stor biomasse af planteplankton og ringe udbredelse eller fravær af undervandsplanter. Fiskebestanden domineres af zooplanktivore arter, især skalle og brasen, mens rovfiskenes andel, især aborre og gedde, er ringe. Desuden er biomassen af de større dyreplanktonarter, især *Daphnia*, ringe, hvilket betyder, at mulighederne for græsningskontrol af planteplanktonet er ringe (Jeppesen *et al.*, 1999b). Mængden af planteplankton er dermed ud og over lys og temperatur først og fremmest styret via tilgængeligheden af næringsstoffer.

[Tom side]

2 Tilbageholdelse af fosfor og kvælstof

Når næringsstoffer som fosfor og kvælstof føres ind i en sø, vil en vis del under ligevægtsforhold tilbageholdes, dvs. der kommer færre næringsstoffer ud af søen, end der løber ind (Vollenweider, 1976). Tilbageholdelsen af fosfor sker via sedimentation af partikulært bundne former eller via planteroptagelse og indbygning af opløst fosfat og efterfølgende sedimentation. Der kan også ske en udveksling af opløste uorganiske former over sediment – vandfasen, men normalt vil transporten gå fra sedimentet og til vandfasen, fordi koncentrationerne på grund af mineraliseringen er højere i sedimentets porevand end i søvandet (se afsnit 3.4). I produktive søer kan sedimentationen af fosfor øges i forbindelse med udfældningen af kalciumkarbonat (House *et al.*, 1986; Driscoll *et al.*, 1993; Golterman, 1995; Hartley *et al.*, 1997). I kalkrige søer er det blevet foreslået, at udfældningen af kalk kan virke som en mekanisme, der stabiliserer den klarvandede tilstand (Kasprzak *et al.*, 2003).

Ved den eksterne tilførsel af jern og dannelsen af jernhydroxider kan fosfor adsorberes eller bindes og sedimenteres i uorganisk form (Hongve, 1997; Prepas & Burke, 1997; McAuliffe *et al.*, 1998; Kleeberg & Schubert, 2000). I forhold til at beskrive tilbageholdelsen af fosfor er også tilførsel og tilbageholdelse af jern derfor af stor betydning. Jernbundet fosfor udgør en væsentlig og meget dynamisk del af sedimentets fosforpulje, fordi bindingen af fosfor til jern er redoxafhængig (se afsnit 3.3).

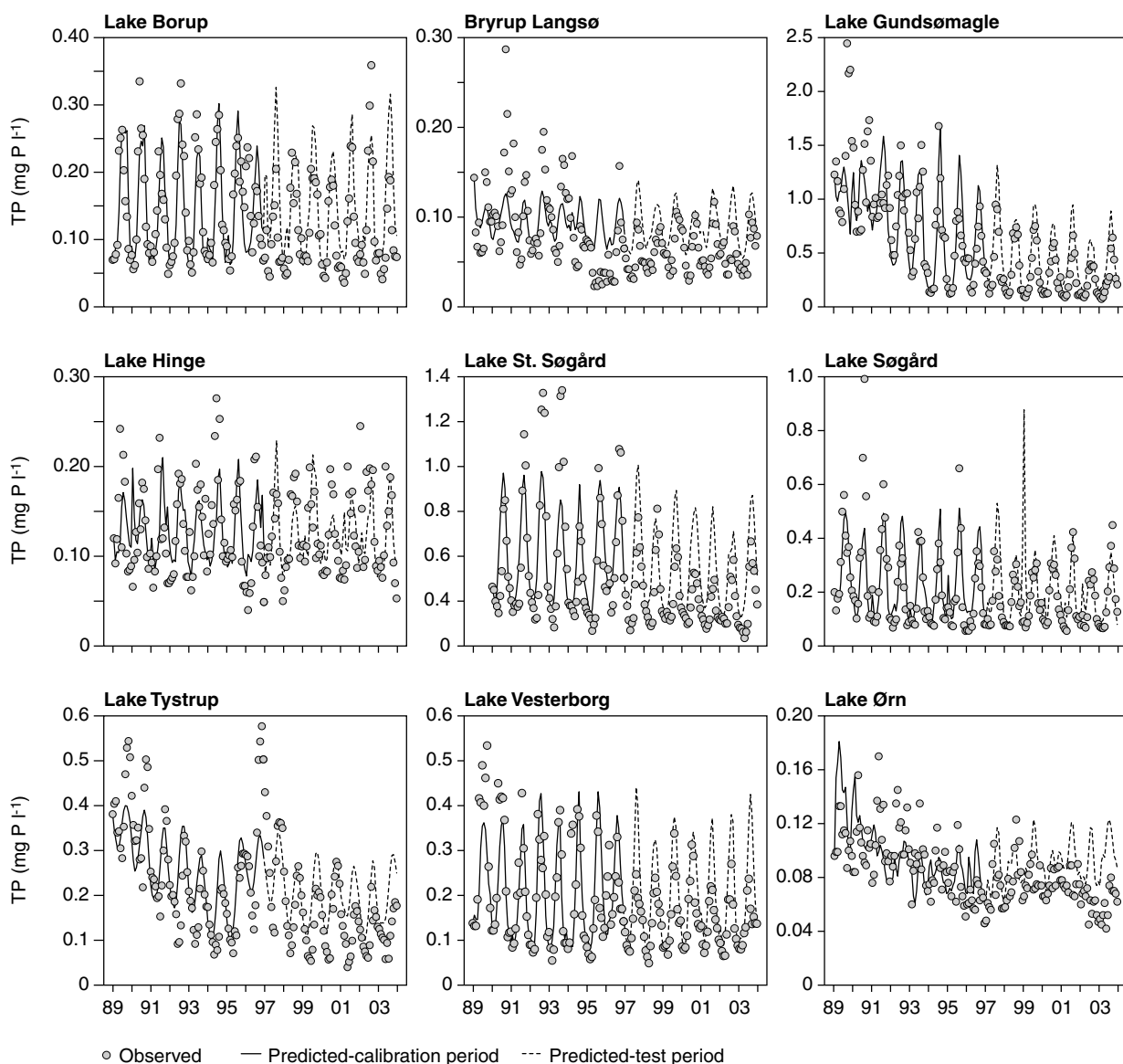
For kvælstofs vedkommende sker tilbageholdelsen i søer ikke kun via indbygningen i organisk stof, som sedimenteres, men i høj grad også via denitrifikation, hvor nitrat anvendes til den bakterielle omsætning af organisk materiale (Wetzel, 2001). Herved omdannes nitrat til ammonium eller til frit kvælstof (N_2), som kan diffundere ud i vandfase og atmosfæren og dermed tabes fra systemet. For lavvandede danske søer er det beregnet, at gennemsnitligt 77 % af den kvælstof, som tilbageholdes, sker via denitrifikation (Jensen *et al.*, 1990). I den eutrofe Søbygård Sø er det beregnet, at omkring 90 % af kvælstoffjernelsen sker via denitrifikation, mens 10 % bliver permanent begravet i sedimentet (Jensen *et al.*, 1992a).

Den relative tilbageholdelse af både fosfor og kvælstof afhænger i høj grad af den hydrauliske opholdstid. Jo

længere opholdstid desto større en andel af den tilførte fosfor eller kvælstof vil tabes ved passage gennem en sø. For fosfors vedkommende er sammenhængen mellem vandets opholdstid og tilbageholdelsen af fosfor modelmæssigt beskrevet af bl.a. Vollenweider (1976): $P_{sø} = P_{indløb} / (1 + tw^{0.5})$, hvor $P_{sø}$ er søkoncentrationen, $P_{indløb}$ er indløbskoncentrationen, og tw vandets opholdstid (år) i søen. En hydraulisk opholdstid på et år betyder således, at søkoncentrationen som årsgennemsnit og under ligevægtsforhold vil være ca. det halve af indløbskoncentrationen. For søkoncentrationen af kvælstof ($N_{sø}$) er sammenhængen på basis af data fra 16 danske, lavvandede, eutrofe søer beskrevet som en funktion af indløbskoncentration ($N_{indløb}$) og opholdstid: $N_{sø} = 0,32 * N_{indløb} * tw$, $r^2 = 0,81$ (Windolf *et al.*, 1996). Som gennemsnit for 69 danske søer er det beregnet, at der fjernes 43 % af den tilførte kvælstof (Jensen *et al.*, 1990).

Disse typer af modeller er udviklet for søer i ligevægt og er, hvad fosfor angår, ikke gode til at beskrive en tilstand efter en belastningsreduktion, hvor den interne fosforbelastning fra sedimentet er høj /15/. For kvælstof er dette mindre kritisk, fordi reduktionen i tilførslen af kvælstof har været mindre, og fordi kvælstof ikke har samme forsinkede respons, som fosfor har (Jeppesen *et al.*, 2005c). Sidstnævnte hænger sandsynligvis sammen med, at kvælstof primært findes bundet i organisk materiale i sedimentet, som først skal nedbrydes og ikke på samme måde som fosfor kan bindes til og ophobes i uorganiske former. De fleste modeller beskriver desuden normalt årsgennemsnit og ikke fosfor- eller kvælstofkoncentrationen gennem sæsonen. Ud fra danske data er der imidlertid udviklet en model, som også beskriver den sæsonmæssige søkoncentration af fosfor på baggrund af oplysninger om indløbskoncentration, sedimentets fosforpulje og temperaturen (/15/). Tidligere er der udviklet en model, der beskriver det sæsonmæssige indhold af kvælstof i danske søer (Windolf *et al.*, 1996).

Fosformodellen er etableret på detaljerede data fra 16 overvågningssøer fra 1989-1996 og testet på data fra 1997-2003 (/15/) Modellen giver en god sæsonmæssig beskrivelse af fosforindholdet på baggrund af få variable, men formentlig primært i de søtyper den er baseret på, dvs. i lavvandede søer under indsvingningen efter reduceret ekstern fosfortilførsel, hvor indflydelsen fra sedimentet er høj (Fig. 2.1).



Figur 2.1 Observerede og modelberegnete koncentrationer af totalfosfor i 9 danske overvågningssøer fra 1989-2003. Beregnede værdier for kalibreringsperioden 1989-1996 er forbundne med fuldt optrukne linjer og beregnede værdier for testperioden med stiplede linjer. Fra /15/.

Således havde modellen en tendens til at overestimere søkoncentrationen i testen, hvilket tolkes som en aftagende rolle af sedimentet, jo længere tid der går efter belastningsreduktionen. Modellen er desuden ikke i stand til at beskrive søkoncentrationer, hvis der sker et skift mellem den klarvandede og uklare tilstand. Dette skyldes, at kapaciteten til at tilbageholde fosfor ændres markant, når søer skifter fra den uklare til den klarvandede tilstand (se afsnit 2.2).

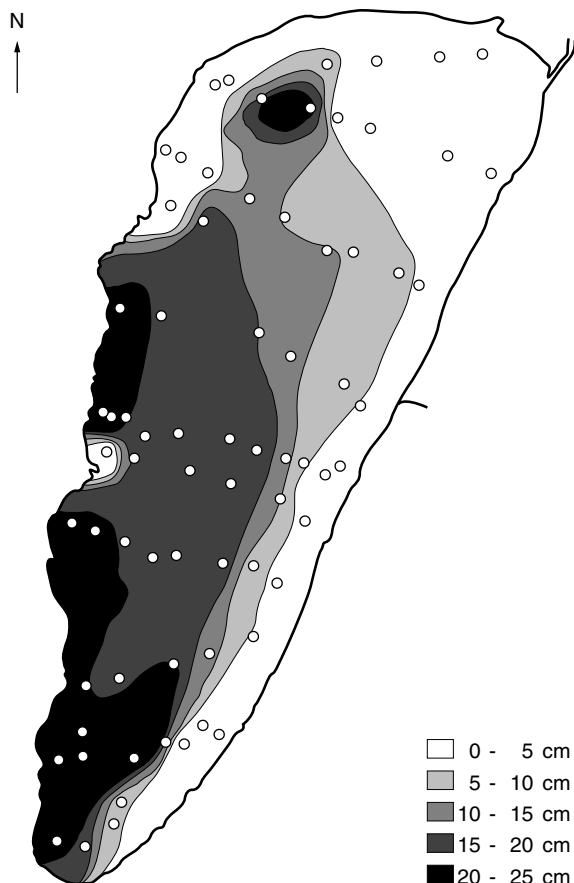
2.1 Akkumuleringen af næringsstoffer i sedimentet

Søers sediment udgør den "nederste" del af søen, der hvor organisk stof og materiale tilført søen ude-

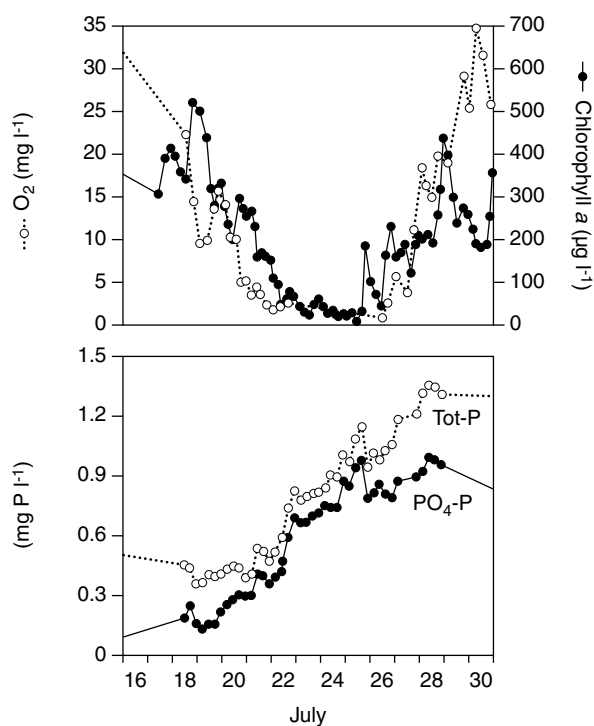
fra eller produceret i søen bundfældes og ophobes. Sedimentet i de fleste søer "vokser" derfor med tiden, og søerne bliver mere lavvandede og gror evt. mere eller mindre til i rørskov eller anden vegetation. I næringsrige søer sker sedimenttilvæksten ofte med adskillige mm om året eller endda med væsentligt mere i dybe akkumuleringsområder eller tæt ved vandløbs indløb, hvor der kan være en stor sedimentation af partikler tilført søen udefra. På vindeksponerede og lavvandede områder, de såkaldte "transportområder" (*Håkansson, 1986*), sker der ikke netto nogen sedimentation af organisk materiale, fordi det let resuspenderbare materiale konstant ophvirvles og omsættes i vandfasen eller føres til mere rolige områder, hvor det får lov til at sedimentere. I nogle søer udgør disse områder den

største del af sedimentfladen. Danske eksempler er flere af de lavvandede brakvandssøer i Vejlerne og Ferring Sø i Vestjylland (Søndergaard *et al.*, 2000). I sidstnævnte udgøres store dele af sedimentoverfladen på trods af meget næringsrige og produktive forhold i søvandet af sandbund eller områder med hård bund (Fig. 2.2). Kun i de vindbeskyttede sydvestlige områder ophober der sig blødt og organisk rigt sediment.

Sedimentforholdene kan derfor variere betydeligt både inden for den samme sø og søerne imellem. I lavvandede og vindeksponerede søer kan hyppig resuspension også føre til en generelt mindre op-hobning af organisk stof i søen, fordi en stor del omsættes i vandfasen. I mindre vindeksponerede søer, hvor der sker en permanent sedimentation over det meste af søarealet, er variationen på de store flader i midten af søerne normalt mere besked-en, og tilsvarende er sedimentets indhold af næringsstoffer mere ensartet i disse søer (Jensen *et al.*, 2004).

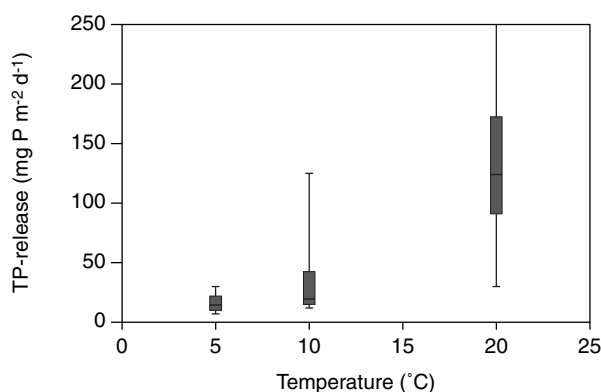


Figur 2.2 Sedimentets hårdhed i Ferring Sø målt som nedtrængningsdybden af et metalspyd ved hjælp af et penetrometer. Målestationer er angivet med cirkler. Fra Søndergaard *et al.* (2000).

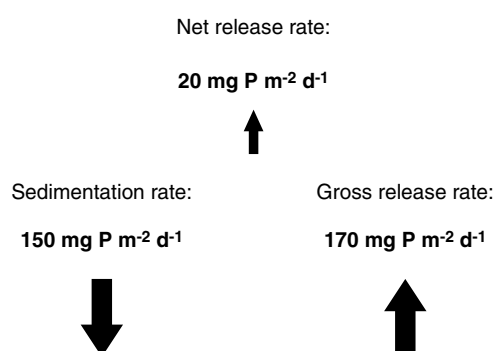


Figur 2.3 Ændringer i søvandets ilt-, klorofyl *a* og total- og ortofosfatkoncentration i Søbygård Sø gennem en 14-dages periode med sammenbrud i algesamfundet i juli 1985. Fra Søndergaard *et al.* (1990).

Traditionelt har man haft en tendens til at betragte og behandle vandmassen og sedimentet som to mere eller mindre adskilte dele i en sø, men ofte er der et meget tæt samspil – ikke mindst i de lavvandede søer, hvor den ringe vanddybde betyder god omrøring og kontakt mellem sediment og vand. Et eksempel på det meget dynamiske samspil mellem sediment og vandfase er illustreret i den næringsrige Søbygård Sø ved den markante forøgelse i vandfasens fosforkoncentrationer, der sker i perioder med ringe sedimentation, men med fortsat høj frigivelse af fosfat fra søbunden (Fig. 2.3). I perioder med en markant nedgang i biomassen af planteplankton og ringe sedimentation skete der på blot 10 dage en forøgelse i søvandets totalfosforkoncentrationer fra 0,37 til 1,33 mg P l⁻¹, svarende til en nettofrigivelse fra søbunden på 145 mg P m⁻² d⁻¹ (Søndergaard *et al.*, 1990). Frigivelsesrater af disse størrelsesordener blev bekræftet i laboratorieforsøg med uforstyrrede sedimentsøjler (Fig. 2.4; Søndergaard, 1989). Ved typiske sommertemperaturer viste forsøgene frigivelsesrater mellem 100 og 200 mg P m⁻² d⁻¹ under oxisk inkubering. Frigivelsen fandt især sted fra sedimentets løst- og jernbundne fosforformer. Nettoændringer i lavvandede, næringsrige søers koncentrationer af fosfor er under normale forhold således forskellen mellem to store modsatrettede transportere: en nedadrettet (sedimentation) og en opadrettet (frigivelse fra sedimentet) (Fig. 2.5).



Figur 2.4 Boxplots, der viser frigivelse af fosfor fra 8 sedimentsøjler fra Søbygård Sø inkuberet ved 5, 10 og 20 °C. Hver boks viser 25 og 75 % kvartiler og øvre og nedre linjer 10 og 90 % percentiler. Baseret på Søndergaard (1989).

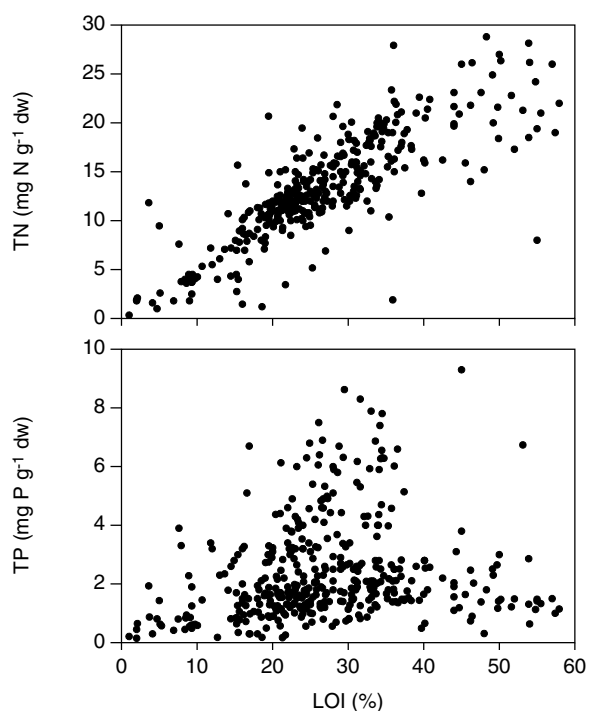


Figur 2.5 Sedimentations-, brutt frigivelses- og nett frigivelsesrater af fosfor i Søbygård Sø. Baseret på Søndergaard *et al.* (1990).

Tabel 2.1 Fysisk-kemiske forhold i overfladen af danske søsedimenter (0-2 cm's dybde). N = antal søer. Fra Jensen *et al.* (1997).

	N	Middel	25 %	median	75 %
Tørvægt (%)	210	12,9	6,1	9,2	13,0
Glødetab (%)	211	31,0	20,8	28,0	36,9
Kalcium (mg Ca g ⁻¹ tv)	141	87	12	59	153
Jern (mg Fe g ⁻¹ tv)	145	26,9	11,0	17,8	33,0
Totalfosfor (mg P g ⁻¹ tv)	216	2,1	1,0	1,6	2,6
Totalkvælstof (mg N g ⁻¹ tv)	204	14,8	10,0	13,2	18,3

Kvælstof ophobes også i sedimentet, men i modsætning til fosfor, der som vi skal se i det følgende indgår i en række såvel organiske som kemiske bindinger i sedimentet, er kvælstof især bundet i organiske forbindelser. Derfor er der også en tæt sammenhæng mellem sedimenters glødetab og indhold af totalkvælstof, mens korellationen mellem totalfosfor og gløde-



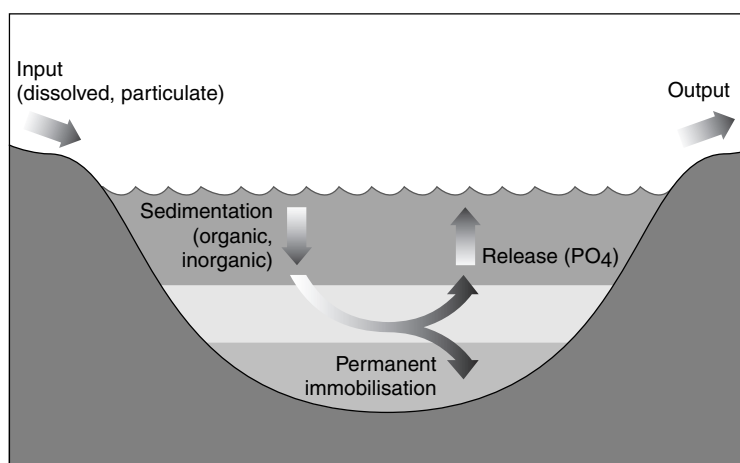
Figur 2.6 Sammenhængen mellem danske søsedimenters indhold af organisk stof (glødetab/LOI) og indholdet af totalfosfor (TP) og totalkvælstof (TN). Ved lineær regression kan sammenhængen udtrykkes som $TN = 2,5 + 0,41 \cdot LOI$, $p < 0,001$, $r^2 = 0,67$, $n = 350$ og $TP = 1,6 + 0,027 \cdot LOI$, $p = 0,03$, $r^2 = 0,03$, $n = 408$.

tab er langt svagere (Fig. 2.6). Både indhold af fosfor og kvælstof varierer betydeligt fra sø til sø, men ikke så meget indholdet af jern og kalcium (Tab. 2.1).

2.2 Fosfor i sedimentet

Fosfor findes i sedimentet i opløste såvel som i en række forskellige organisk og uorganisk bundne former (Fig. 2.7). Selv om porevandets koncentrationer af opløst fosfat som regel er betydeligt højere end vandfasens, udgør denne del sædvanligvis kun en meget ringe del af den samlede mængde fosfor i sedimentet, normalt mindre end 1% af sedimentets totalfosforpulje (Boström *et al.*, 1982; Søndergaard, 1990). Ikke desto mindre er porevandets indhold af fosfat et meget vigtigt led for udvekslingen mellem sediment og vandfase, fordi dette primært sker via de opløste former. Porevandets indhold af fosfat står på den anden side hele tiden i ligevægt med de uorganisk bundne fosforfraktioner. Her spiller de kemiske og mikrobielle processer en afgørende rolle (/6/; Löfgren & Ryding, 1985; Hupher *et al.*, 1995).

Den mikrobielle omsætning af organisk stof er afhængig af tilstedeværelsen af elektronacceptorer, i overfladen af sedimentet først og fremmest ilt, men længere nede, hvor ilt er opbrugt, indgår nitrat, jern, mangan eller sulfat i stedet (Thomsen *et al.*, 2004).



P-forms in the sediment:

- Dissolved (PO_4 , organic P)
- Particulate
 - Iron: Fe (III) hydroxides, Fe (OOH), (ads.)
Strengite, Fe PO_4
Vivianite, $\text{Fe}_3 (\text{PO}_4)_2 \cdot 8 \text{H}_2\text{O}$
 - Alum: $\text{Al} (\text{OH})_3$ (ads.)
Variscite, Al PO_4
 - Calcium: Hydroxyapatite, $\text{Ca}_{10} (\text{PO}_4)_6 \text{OH}_2$
Monetite, Ca H PO_4
Calcite (ads.)
 - Clay: (ads.)
 - Organic: "Labile"
"Refractory"

Figur 2.7 Skitse over tilførsel, sedimentation, akkumulering og frigivelse af de forskellige typer af fosfor i lavvandede søer. Fra /4/.

Indholdet af fosfat i porevandet kan således øges både som følge af frigivelse af organisk bundet fosfor under omsætningen af organisk materiale, men også som følge af forbruget af oxiderende stoffer og det faldende redoxpotentiale, der påvirker bindingen af fosfat til de uorganiske forbindelser, herunder bindingen af fosfor til jernminerale.

Bindingen af fosfor i sedimenter styres i princippet af fire processer (Jacobsen, 1978): 1) transport af opløst fosfat mellem de partikulære komponenter, 2) adsorption – desorptionsmekanismer, 3) kemisk binding og 4) optagelse, indbygning og omsætning i organismer. Mens kemiske bindinger normalt betragtes som uafhængige af de omkringværende opløste former, så er den fysiske adsorption på overfladen af partikler i konstant ligevægt med de opløste koncentrationer. Både adsorptionen og den kemiske binding af fosfor kan omfatte en række forskellige stoffer og forbindelser, hvoraf de vigtigste er jern, calcium, aluminium, mangan, lerpartikler og organisk stof. Adsorptionen og den kemiske binding er ud over koncentrationen også ofte afhængig af både pH og redoxforhold, som på den anden side i høj grad er betinget af den bakterielle metabolisme.

Fosforfraktionering

Der er gennem tiden udviklet en række metoder til at beskrive de forskellige partikulære former af fosfor, der findes i søers sedimenter (Hieltjes & Lijklema, 1980; Psenner et al., 1988; Paludan & Jensen, 1995). Almindelig anvendt har været kemiske fraktioneringsmetoder, hvor der til en sedimentprøve successivt tilføres forskellige ekstraktionsmidler, der hver især forventes at udtrække bestemte bindingstyper af fosfor. Typisk anvendes først vand eller "blide" kemiske reagenser som NH_4Cl , efterfulgt af kraftige basiske reagenser som NaOH og sure reagenser som HCl . Til sidst foretages ofte en total destruktion af prøven via glødning

for at få det sidste former for fosfor med. I en fraktioneringstype, som denne, der svarer til en metode af Hieltjes & Lijklema (1980), og som er anvendt i mange danske søer, antages først løst bundet fosfor ($\text{NH}_4\text{Cl-P}$) frigivet, dernæst en pulje af fosfat bundet til overflader af jern-, aluminium- og manganforbindelser samt evt. ler (NaOH-P), calcium- og magnesiumbundne former (HCl-P), og endelige en restfraktion (Res-P) af svært nedbrydelige organiske fosforbindelser (Jensen & Andersen, 1992). Flere ekstraktionstrin kan indføres, hvor flere typer af fosfor søges identificeret, fx hvor fosfor bundet til jern og aluminium adskilles (Paludan & Jensen, 1995).

Fælles for de mange fraktioneringsmetoder er, at de ikke entydigt og præcist kan fastlægge hvilke former for fosfor, der trækkes ud. De enkelte fosforfraktioner er således i princippet kun defineret via den ekstraktionsproces og de ekstraktionsmidler, sedimentprøven har været underlagt. Ikke desto mindre giver ekstraktionsmetoderne ofte reproducerbare resultater, der giver muligheder for at beskrive sedimentets fosforformer og også vurdere hvilke bindingsformer, der dominerer i et givent sediment (Pettersson et al., 1988).

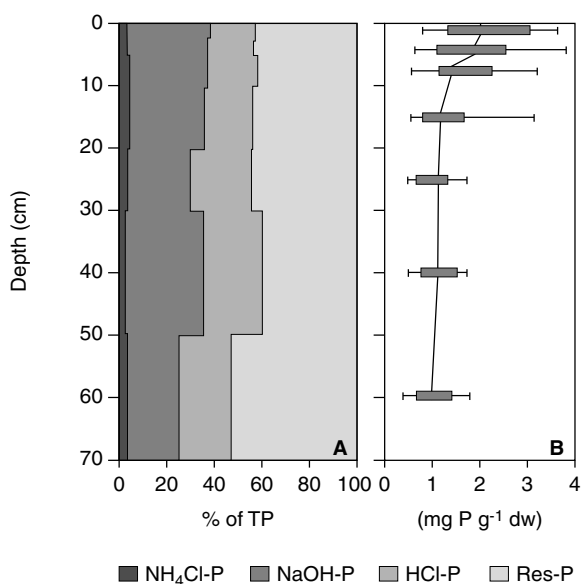
Selv om sedimentets totale pulje af fosfor ofte er meget stor og derfor kun langsomt ændres gennem en årrække, er indholdet af de forskellige fosforfraktioner ikke nødvendigvis konstante gennem sæsonen. Løst adsorbere former kan variere betydeligt over året betinget af de processer, der finder sted i vandfasen. I Søbygård Sø er varierede $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ fraktionen i overfladesedimentet mellem $0,2 \text{ mg P g}^{-1}$ tv om vinteren til over 2 mg P g^{-1} tv om sommeren, svarende til mellem 2,5 og 25 % af det totale fosforindhold (Søndergaard, 1988). Ændringen mellem de forskellige former kan skyldes påvirkninger via bl.a. fotosyntetisk hævet pH, hvilket igen kan bidrage til at øge

frigivelsesraten fra sedimentet. Dermed kan der være en direkte og selvforstærkende kobling mellem processer i vandfase og sediment: stor planteplanktonproduktion → høj pH → stor mængde løst bundet fosfor → høj fosforfrigivelse fra sedimentet → stor planteplanktonmængde osv.

Baggrunden for at beskrive sedimentets fosforpuljer er som regel ønsket om at kunne definere en mobil fosforpulje med henblik på at kunne forudsige sedimentets rolle som intern fosforkilde og dermed dets påvirkning af vandkvaliteten. De hidtidige erfaringer er dog ikke for gode. Puljerne kan sagtens beskrives, men der savnes stadigvæk veldefinerede sammenhænge mellem et søsediments fosforpulje og fosforfraktioner og den betydning, det har for interaktionerne mellem sediment og vand (Welch & Cooke, 1995; Søndergaard et al., 2001a; Kisand & Nöges, 2003). Denne mangelfulde kobling mellem sedimentets typer af fosfor og aktuelle målinger antyder, at sedimentets potentiale i forhold til at kunne frigive eller optage fosfor nok kan beskrives, men at de aktuelle frigivelsesrater i høj grad bestemmes af andre forhold (se afsnit 3).

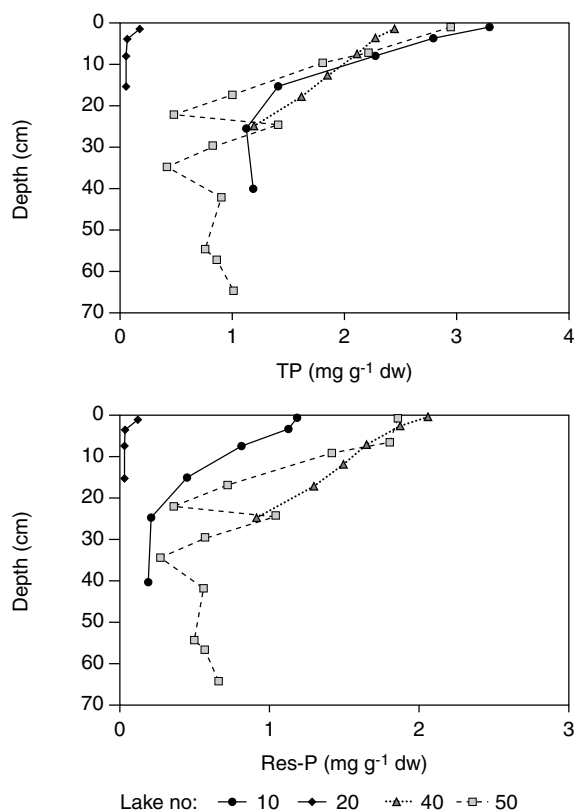
Sedimentdata fra 32 danske søer

En undersøgelse af 32 danske overvågningssøers sediment viser en klar tendens til, at fosforkoncentrationen i de øverste 10-20 cm er noget højere end de dybere sedimentlag (/11/; Fig. 2.8).



Figur 2.8 Dybdeprofiler med hovedbindingstyper (A) og gennemsnitlige koncentrationer (B) af fosfor i 32 danske søer. Hver boks (fig B) viser 25 og 75 % kvartiler og øvre og nedre linier 10 og 90 % percentiler. Medianværdier er forbundet med linier. Fra /11/.

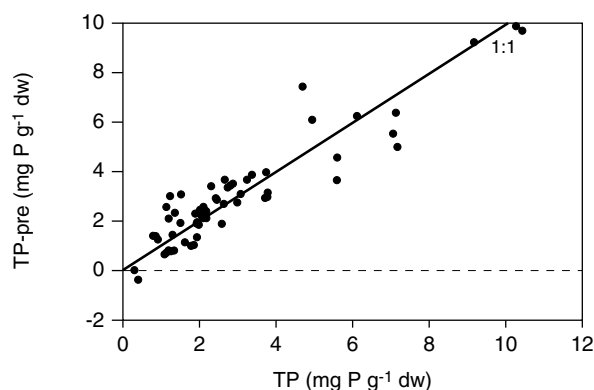
Medianværdien er omkring $2 \text{ mg P g}^{-1} \text{ tv}$ i overfladesedimentet mod $1 \text{ mg P g}^{-1} \text{ tv}$ i lag dybere end 20-30 cm. De enkelte fosforfraktioners relative andel viser som gennemsnit betragtet dog ikke de store variationer med dybden. Den største fraktion er organisk bundet fosfor (Res-P), der som gennemsnit udgør 40-45 % af det totale fosforindhold (Fig. 2.8). Den resterende del udgøres af NaOH-P (30-35 %) og HCl-P (ca. 20 %), mens $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ som oftest kun bidrager med nogle få procent. Det er bemærkelsesværdigt, at der selv i de dybeste undersøgte sedimentlag findes en væsentlig koncentration af NaOH-P. Eftersom denne fraktion formodes primært at repræsentere jernbundet fosfor, peger dette på, at fosfor kan immobiliseres permanent i sedimentet på en jernbunden form. Set i et anvendelsesmæssigt perspektiv antyder dette, at tilsætning af jern til søsedimenter måske kan være en brugbar restaureringsmetode til at øge den permanente deposition af fosfor i sedimentet (se også afsnit 4.2). Et højere jernindhold muliggør dog også en øget akkumulering af fosfor, hvis fosforbelastningen er høj, og dette kan føre til øget frigivelse, hvis belastningen evt. senere reduceres.



Figur 2.9 Middelkoncentrationen af totalfosfor (TP, øverste figur) og organisk bundet fosfor (Res-P, nederste figur) i forskellige sedimentdybder i fire næringsfattige danske søer. Sø 10: Søby Sø, Sø 20: Holm Sø, Sø 40: Madum Sø, Sø 50: Nors Sø. Fra /11/.

Det højere indhold af fosfor i overfladesedimentet er gennemgående for næsten alle søer. I de fleste tilfælde kan dette i princippet forklares ved den øgede eksterne fosforbelastning, som mange af søerne har gennemgået gennem de seneste årtier, men også de mest næringsfattige søer, hvor der ikke er kendskab til væsentlige ændringer i belastningen, har et markant øget fosforindhold mod overfladen. Det højere indhold i overfladelaget kan næsten altid henføres til en højere koncentration af organisk bundet fosfor, hvilket peger på, at en stor del af denne pulje er mobil og før eller siden mineraliseres og frigives (Fig. 2.9). Mængden af organisk bundet fosfor i dybe sedimentlag udgør kun omkring 30-40 % af overfladelagets indhold, hvilket kan tages som et udtryk for, at kun ca. 1/3 af den organisk bundne fosfor, der tilføres overfladesedimentet, på længere sigt aflejres permanent i sedimentet som organisk bundet fosfor. Fosfors evne til skifte mellem opløste og partikulære former og dermed til at blive transporteret kan også spille ind. I nogle tilfælde er der således også en øget NaOH-P koncentration mod overfladen - også i nogle af de ikke eksternt belastede søer, hvilket indikerer en opkoncentrering betinget af en øget bindingskapacitet under oxiderede betingelser.

Ud over typen af fosfor er også mængden vigtig i vurderingen af sedimentets rolle. Her er jerns betydelige evne til at binde fosfor under oxiderede forhold afgørende, hvilket illustreres af den tætte sammenhæng mellem sedimenters jern- og fosforindhold. Til sammen forklarer den eksterne fosfortilførsel og sedimentets jernkoncentration 68 % af den variation, som findes i sedimentets indhold af totalfosfor (Tab. 2.2). Derudover er der ved en multiple regression også en statistisk signifikant positiv relation til glødetab og middeldybden, således at man ved at inddrage alle fire



Figur 2.10 Målte og beregnede værdier af totalfosforkoncentrationer i overfladesedimentet fra 21 søer. Beregnede værdier af totalfosfor (TP) er beregnet som: $TP = -2.46 + 0,26 P_{ex} + 0,024 \cdot Fe + 0,090 \cdot LOI + 0,58 \cdot z$, $p < 0,0001$, $r^2 = 0,91$, hvor P_{ex} er den eksterne fosforbelastning ($g P m^{-2} \text{ år}^{-1}$), Fe er koncentrationen af jern ($mg Fe g^{-1} dw$), LOI er glødetab (% af tørvægt) og z søens middeldybde (m). Fra /11/.

variable kan forklare i alt 91 % af variationen i overfladesedimentets indhold af totalfosfor (Tab. 2.2, Fig. 2.10).

Relationer har det anvendelsesorienterede aspekt, at man principielt kan estimere den eksterne fosforbelastning på grundlag af søens middeldybde, overfladesedimentets indhold af fosfor og jern samt glødetabet. Estimering af den eksterne fosforbelastning tilbage i tiden er dog kun mulig, hvis man antager, at fosfor ikke er mobilt i sedimentet, og dette er ikke nødvendigvis tilfældet (*Carignan & Flett, 1981*). Fosforprofiler som set i Søbygård Sø, hvor der over årtier ses stort set uændrede dybder for maksimumskoncentrationer af fosfor, hvoraf en stor del består af uorganiske former (se afsnit 2.4), tyder dog på en vis konservatisme.

Tablet 2.2 Sammenhænge mellem overfladesedimentets indhold af fosfor (TP) og indholdet af jern (Fe), den eksterne fosforbelastning (P_{ex} , målt i $g P m^{-2} \text{ år}^{-1}$), sedimentets glødetab (gt) og vandets middeldybde (z). Fra /11/.

TP	Variable	r^2	p-værdi
TP	= $1,72 + 0,28 \cdot P_{ex}$	0,46	<0,0001
TP	= $1,50 + 0,031 \cdot Fe$	0,36	<0,0001
TP	= $0,92 + 0,23 \cdot P_{ex} + 0,031 \cdot Fe$	0,68	<0,0001
TP	= $-2,46 + 0,26 \cdot P_{ex} + 0,024 \cdot Fe + 0,090 \cdot gt + 0,58 \cdot z$	0,91	<0,0001

Nogle af fosforfraktionerne er også relateret til den eksterne belastning og indholdet af jern (Tab. 2.3). Det gælder NaOH-P, der samtidigt er tæt korreleret til det totale fosforindhold i sedimentet. HCl-P er til gengæld ikke relateret til calcium ($p > 0,05$), som man måske kunne forvente. Andre undersøgelser viser ligeledes en ringe sammenhæng mellem sedimentets indhold af fosfor og calciumcarbonat (Jensen *et al.*, 1992b; Fytianos & Kotzakioti, 2005), så selv om sedimenters indhold af fosfor for en dels vedkommende er bundet i kalkforbindelser, er der altså ikke noget, der tyder på, at højt kalkindhold betyder god evne til at tilbageholde fosfor. I stedet er der en ret god relation mellem HCl-P fraktionen og den eksterne belastning (P_{ex} , Tab. 2.3). Dette kunne tyde på en øget dannelse af HCl-P i forbindelse med øget kalkudfældning ved øget primærproduktion. Denne forklaring styrkes af, at planteplanktonbiomassen i en multiple regression med P_{ex} er positivt relateret til HCl-P (/11/).

Tabel 2.3 Regressionskoefficienter ved lineær regression mellem totalfosfor (TP), jern (Fe), calcium (Ca), glødetab (gt) i overfladesedimentet, den eksterne fosfortilførsel (P_{ex}) og fire fosforfraktioner. Antal søer = 86-95. ns = ikke signifikant ($P > 0,05$). Fra /11/.

	TP	Fe	Ca	gt	P_{ex}
NH ₄ Cl-P	ns	-0,10	ns	0,23	ns
NaOH-P	0,80	0,46	-0,08	ns	0,25
HCl-P	0,35	0,12	ns	ns	0,68
Res-P	ns	-0,07	ns	0,21	ns

2.3 Betydning af biologisk struktur for næringsstoffilbageholdelsen

Den biologiske struktur har stor betydning for søers evne til at tilbageholde næringsstoffer. Dette er påvist både ved danske og udenlandske undersøgelser (/5/; Beklioglu *et al.*, 1999; Jeppesen *et al.*, 1998a). Klarvandede forhold, som fx skabes i forbindelse med et indgreb i fiskebestanden og øget top-down kontrol af planteplanktonet via øget dyreplanktongræsning, fører således ofte til betydeligt lavere koncentrationer af både fosfor og kvælstof (Benndorf & Miersch, 1991; Nicholls *et al.*, 1996). Et eksempel i Danmark er Væng Sø i Midtjylland, hvor der efter en 50 % reduktion af fiskebestanden og et skift fra den uklare til klarvandede forhold i midten af 1980'erne blev målt betyde-

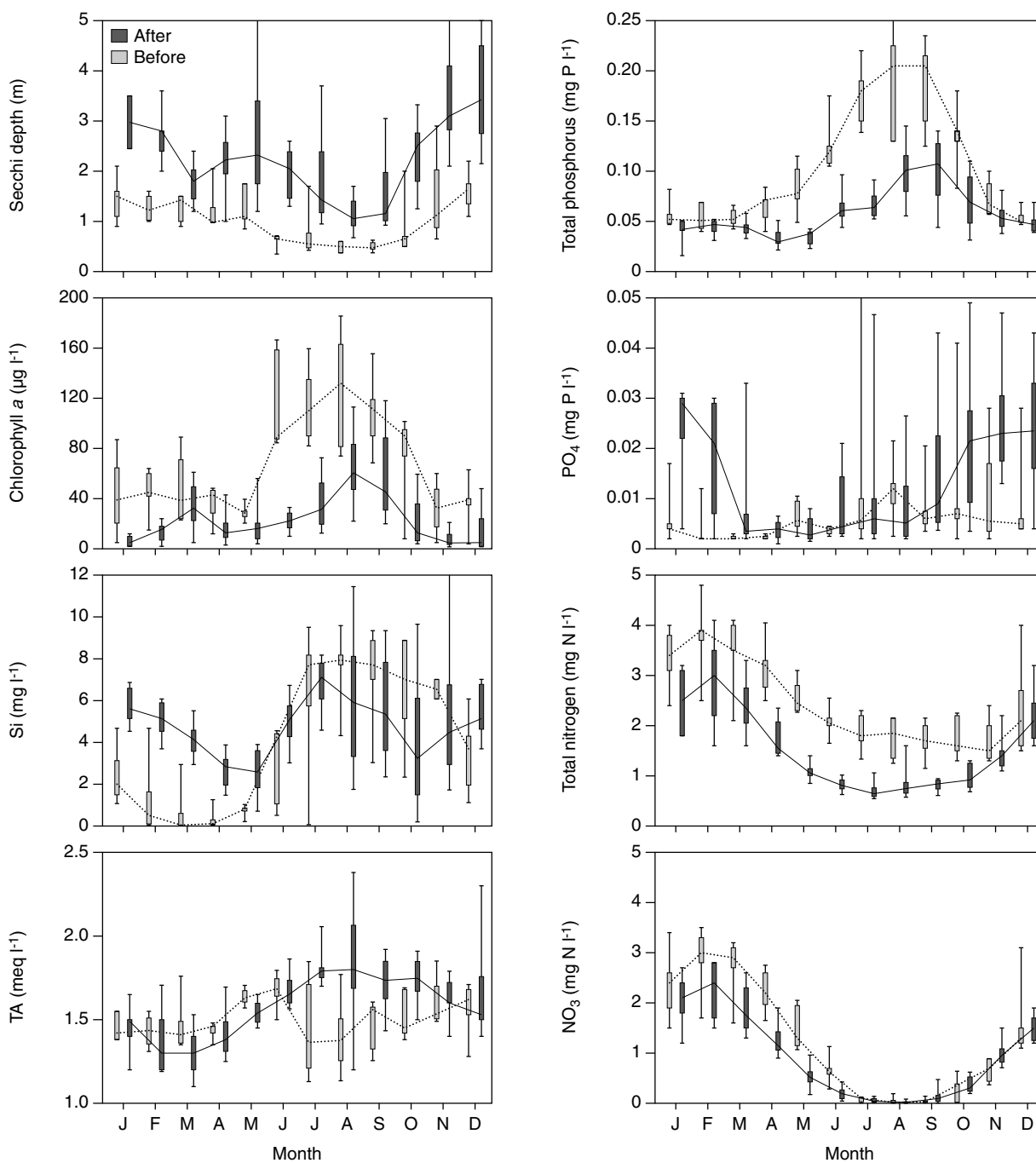
lige lavere koncentrationer af både kvælstof og fosfor på trods af, at den eksterne tilførsel var uændret (/14/).

Engelsholm Sø

Et andet eksempel er Engelsholm sø i Vejle Amt, hvor der efter en 66 % reduktion af fiskebestanden og en sigtgybdeforøgelse fra 1,1 til 2,3 m blev målt markant lavere fosforkoncentrationer og en øget tilbageholdelse af fosfor (/5/, Fig. 2.11). Mediankoncentrationen af totalfosfor faldt fra ca. 0,2 til 0,1 mg TP l⁻¹ om sommeren, hvorimod vinterniveauet forblev uændret. PO₄-P steg i løbet af efteråret og vinteren, men forblev under 0,01 mg P l⁻¹ om sommeren, også efter indgrebet.

Koncentrationen af totalkvælstof blev reduceret mest markant om sommeren i Engelsholm Sø, men var dog også lavere om vinteren, hvilket primært kan tilskrives faldende nitratkoncentrationer. Om sommeren forblev nitratniveauet imidlertid under 0,1 mg N l⁻¹ både før og efter indgrebet. Det reducerede totalkvælstofniveau om sommeren afspejler især den lavere planteplanktonbiomasse. Baseret på data fra 695 danske søer kan forholdet mellem klorofyl og partikulært kvælstof ($N_{part} = TN - NO_3 - NH_4$) beskrives som klorofyl $a = 8,9 + 36,2 \cdot N_{part}$ ($p < 0,0001$. $r^2 = 0,21$), hvilket vil sige, at det observerede fald på 1-1,5 mg TN l⁻¹ om sommeren stort set er lig med den samtidige reduktion af klorofyl a på 60-70 µg l⁻¹.

Koncentrationen af silikat varierede gennem sæsonen efter skiftet fra den uklare til den klarvandede tilstand. Den klarvandede tilstand førte til betydeligt højere silikatkoncentrationer om vinteren og i foråret, mens koncentrationen faldt sidst på sommeren og i efteråret. De markant højere forårsværdier kan reflektere den reducerede kiselalgebiomasse, mens faldet om sommeren formentlig skyldes, at mængden af organisk bundet silikat, der når op i og nedbrydes i vandfasen, mindskes. En øget bentisk produktion og optagelse af silikat ved sedimentoverfladen kan også mindske frigivelsen fra sedimentet. Ændringerne i alkalinitet var mindre markante, men der viste sig dog et klart mønster med højere sommer- og efterårsværdier og lavere forårskoncentrationer.



Figur 2.11 Årstidsvariationen i sigtedybde, klorofyl *a* samt en række vandkemiske variable i Engelsholm Sø før og efter et indgreb i fiskebestanden. Før-værdierne er baseret på målinger fra 1989-1993 og efter-værdierne på målinger fra 1994-1999. Hver boks viser 25 og 75 % kvartiler og øvre og nedre linjer 10 og 90 % percentiler. Medianværdier er forbundet med linjer. Baseret på /5/ og upublicerede data.

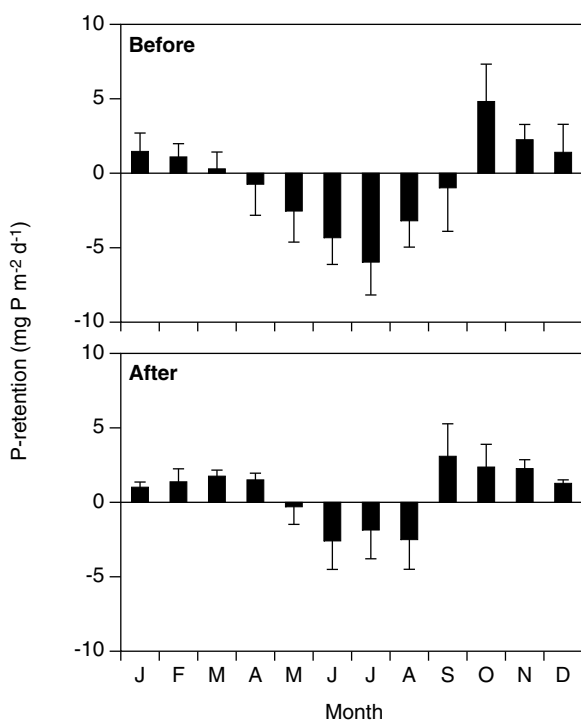
Den øgede fosfortilbageholdelse skyldtes, at sommerperioden med negativ tilbageholdelse reduceredes fra 6 til 4 måneder, og samtidig faldt også maksimumskoncentrationerne af fosfor om sommeren (Fig. 2.12). Den årlige fosforretention steg derved fra $-2,5$ til $3,3 \text{ g P m}^{-2} \text{ år}^{-1}$.

Alt i alt understreger resultaterne fra Engelsholm Sø, at et skift fra en uklar til en klar tilstand i lavvandede søer, fx p.g.a. øget top-down kontrol af planteplanktonet, kan føre til betydeligt lavere næ-

ringsstofkoncentrationer og øget næringsstoff tilbageholdelse på trods af en uændret ekstern tilførsel (/5/, /14/; Benndorf & Miersch, 1991; Nicholls et al., 1996; Jeppesen et al., 1998a).

Årsager til øget næringsstoff tilbageholdelse ved skift fra uklar og klarvandet tilstand

Mekanismerne bag den ændrede næringsstoff tilbageholdelse ved skiftet mellem den klarvandede og den uklare tilstand i lavvandede søer er ikke fuldt

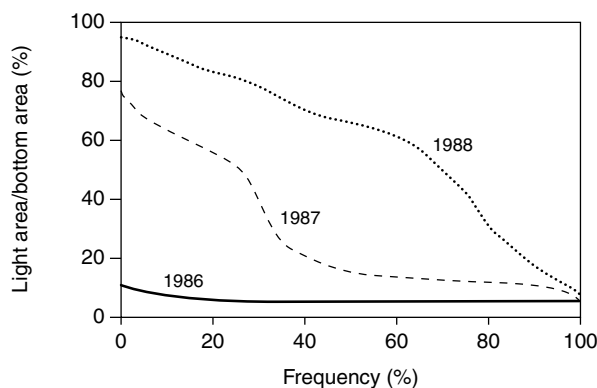


Figur 2.12 Den månedlige tilbageholdelse af fosfor i Engelsholm sø før (1989-1993) og efter (1994-1999) et indgreb i fiskebestanden, hvor søen skiftede fra en uklar til en klarvandet tilstand. Fra /5/.

klarlagte. En væsentlig faktor er dog formentlig, at klarvandede forhold i højere grad muliggør en øget vækst og produktion af bentiske alger på sedimentoverfladen, som antydnet af silikatdata i Engelsholm Sø. Dette fører til en øget optagelse af næringsstoffer ved sedimentoverfladen, som så ikke når op i vandfasen. En bentisk produktion på sedimentoverfladen må også forventes at føre til oxiderede forhold dybere ned i sedimentet og derved via den redoxafhængige binding af fosfor til jernforbindelser øge tilbageholdelse af fosfor (Hansson, 1989; Van Luijn et al., 1995; Woodruff et al., 1999). Liboriussen & Jørgensen (2003) sammenlignede den lavvandede, næringsrige og uklare Søbygård Sø søer med ligeledes lavvandede, ret næringsrige, men klarvandede Stigholm Sø og fandt, at den samlede algeproduktion var af samme størrelsesorden, men at 77 % af produktionen fandt sted via epipeliske alger i den klarvandede sø sammenlignet med kun 4 % i den uklare sø.

Effekten af en øget bentisk produktion vil være størst i lavvandede søer med store lavvandede partier, hvor en forholdsvis ringe forøgelse af sigtddybden kan skabe tilstrækkeligt gode lysforhold over store dele af søbunden. Små ændringer i lysforholdene i disse søtyper vil derfor kunne have stor effekt på retentionen af næringsstoffer. Et eksempel på, hvordan forbedret sigtddybde markant øger area-

let af den lyseksponerede bund, er ændringerne set i Væng Sø i forbindelse med indgrebet i fiskebestanden (Fig. 2.13). Øget vækst af bentiske alger skabt via øget lyspåvirkning kan også bidrage til at mindske effekten af resuspension, fordi sedimentoverfladen bliver kittet mere sammen og derved ikke så let bringes til resuspension (Y. Vadeboncoeur, pers. medd.).

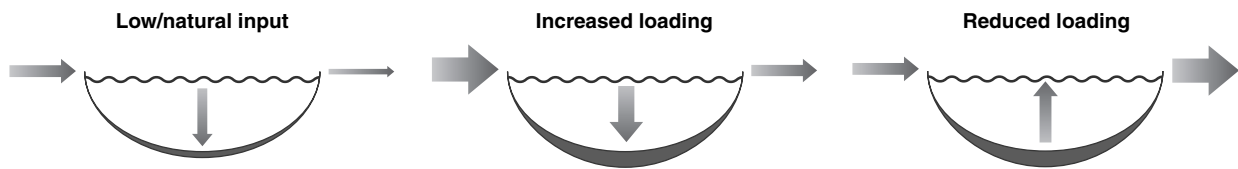


Figur 2.13 Frekvensfordelingen (sommer) af den del af søarealet, hvor sigtddybden når ned til bunden før (1986), under (1987) og efter (1988) indgrebet i fiskebestanden i Væng Sø. I halvdelen af sommeren 1986 nåede sigtddybden således ned til mindre end 10 % af søbunden, mens det var omkring 70 % i 1989. Fra /14/.

Øget udbredelse af undervandsplanter i forbindelse med forbedrede lysforhold kan også være med til at forøge tilbageholdelsen via bl.a. iltning af sedimentoverfladen (se afsnit 3.5), men der er ikke noget, der tyder på, at etableringen af undervandsplanter i sig selv er en forudsætning for en øget tilbageholdelse af næringsstoffer. I eksemplet fra Engelsholm Sø skete der ikke nogen væsentlig forøgelse i mængden af undervandsplanter, men der var alligevel en markant større tilbageholdelse ved skiftet til klarvandede forhold.

Den markant ændrede tilbageholdelse af både kvælstof og fosfor ved skift mellem den uklare og den klarvandede tilstand kan måske være yderligere en af de vigtige feedback-mekanismer bag forekomsten af alternative ligevægtstilstande i søer (Scheffer et al., 1993). I den uklare tilstand bidrager sedimentets fosforpuljer i højere grad med input til vandfasens fosforpuljer end under klarvandede forhold. Herved kan der skabes selvforstærkende mekanismer, der bidrager til at fastholde enten den uklare eller den klarvandede tilstand.

Den udtalte effekt på tilbageholdelsen af næringsstoffer som følge af ændringer i den biologiske struktur betyder dog også, at der er en risiko for, at biomanipulerede søer vender tilbage til en uklar til-



Figur 2.14 Diagram, der illustrerer, hvordan tilførsel, tilbageholdelse og nettofrigivelse af fosfor ændres i søer, når den eksterne fosforbelastning ændres. Tykkelsen af pilene symboliserer den relative størrelse af de tre transportrater. Fra Søndergaard *et al.* (2003a).

stand, hvis først en stor pulje af mobilt fosfor i sedimentet igen bliver aktiveret. I forvaltningen af søer kan der derfor være god mening i ikke straks efter en reduceret næringsstofftilførsel at gennemføre et indgreb i fiskebestanden for ad denne vej hurtigt at skabe klarvandede forhold. Hvis der er opbobet en stor pulje af potentielt mobilt fosfor i søbunden, vil der nemlig være en betydelig risiko for, at denne igen kommer i spil, så indgrebet i fiskebestanden kun får kortvarigt effekt, og søen igen bliver uklar. I disse tilfælde kan det for den enkelte sø være bedre at vente nogle år, indtil den mobile pulje af fosfor i sedimentet er reduceret.

2.4 Intern fosforbelastning og indsvingning efter belastningsreduktion

Begrebet "intern fosforbelastning" anvendes om den situation, hvor sedimentet efter en reduktion af den eksterne fosfortilførsel netto frigiver fosfor til vandfasen (Fig. 2.14).

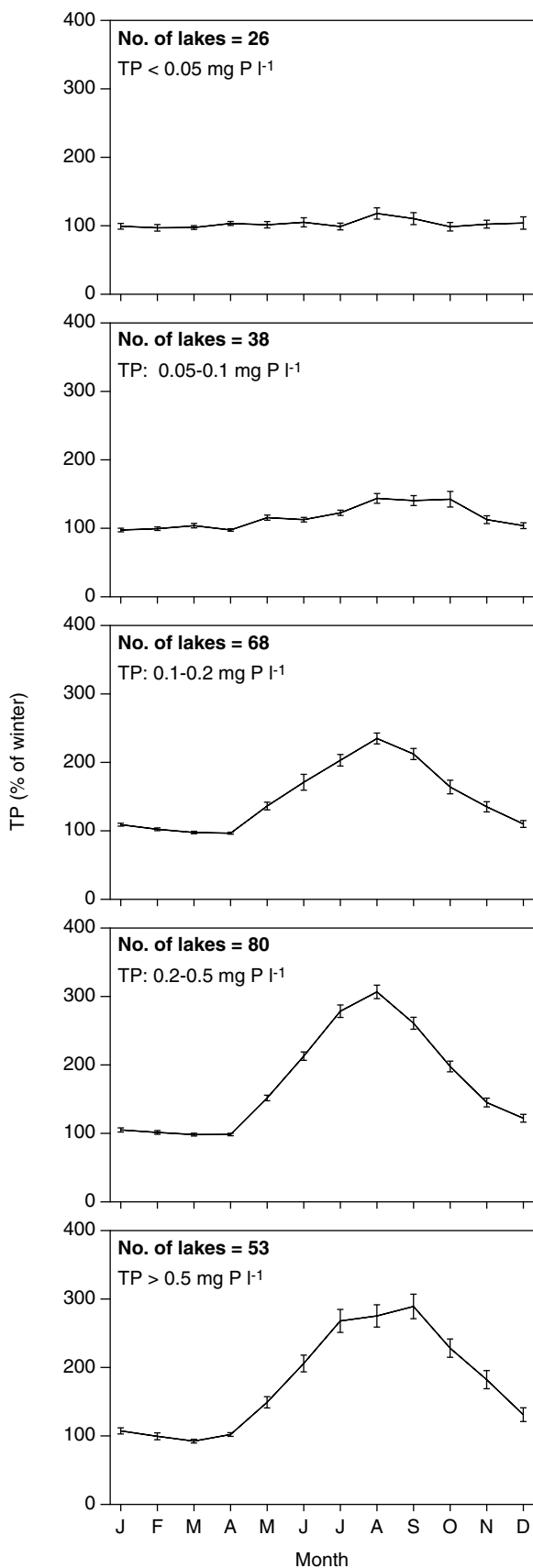
Dermed opretholdes høje søkoncentrationer gennem en årrække på trods af reduceret tilførsel (/12/; Marsden 1989). Frigivelse af fosfor fra søsedimenter foregår dog i større eller mindre udstrækning i alle søer – også i søer, hvor den eksterne belastning ikke er ændret. Blot vil der her over året ikke netto ske nogen frigivelse af fosfor, men derfor kan der godt i perioder netto ske en frigivelse af fosfor, hvilket vil blive illustreret i næste afsnit ved de sæsonmæssige massebalanceberegninger for søer med TP < 100 µg P l⁻¹. Endvidere kan der selv i perioder, hvor der ikke netto frigives fosfor, stadigvæk være tale om en stor bruttofrigivelse fra sedimentet, som blot modvirkes af en tilsvarende eller større sedimentation (se afsnit 2.1).

Sæsonmæssig tilbageholdelse af fosfor

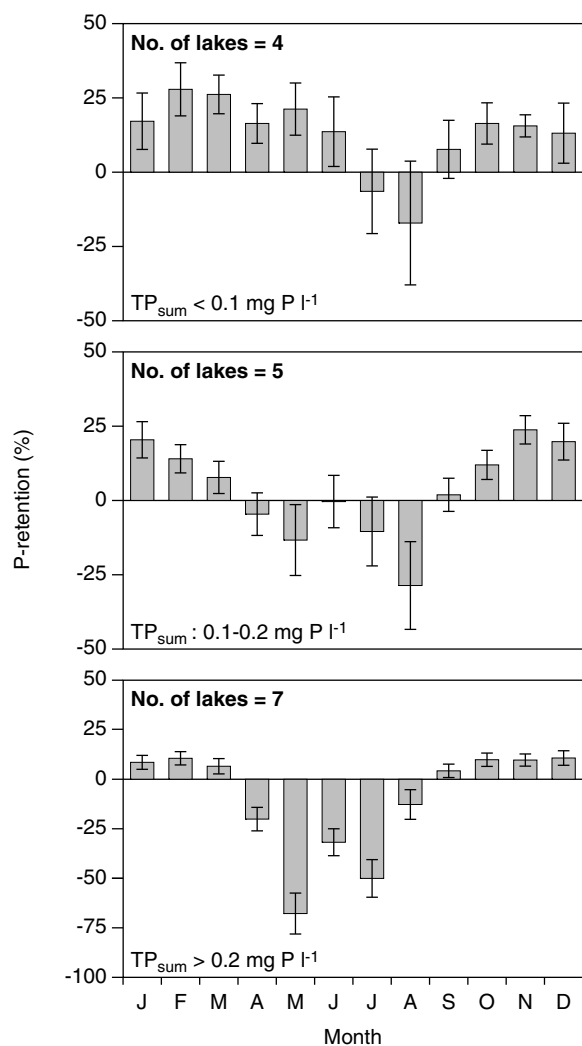
Tilbageholdelsen af næringsstoffer og den interne fosforbelastning varierer betydeligt gennem sæsonen, som det kraftigt antydes ud fra den sæsonmæssige variation i danske søer med forskelligt

næringsstofniveau (Fig. 2.15). Typisk ses her i de næringsrige søer 2-3 gange højere koncentrationer af fosfor om sommeren end om vinteren (/9/; Jeppesen *et al.*, 1997a). Lignende observationer er gjort i udenlandske søer (Welch & Cooke, 1995; Nicholls, 1999). Denne forskel kan ikke forklares ud fra ændringer i tilførslen, men må skyldes et ændret samspil mellem sediment og vandfasen. Forskellen mellem sommer- og vinterkoncentrationer er mest udpræget i de mest næringsrige søer. Tilsvarende ses en mindre og i de næringsrige søer ofte en negativ fosfortilbageholdelse det meste af sommeren (Fig. 2.16). I de mest næringsrige søer sker der en nettofrigivelse fra april til september, mens der i søer med fosforkoncentrationer under 100 µg P l⁻¹ kun ses en frigivelse af fosfor i juli og august.

Der kan være flere forklaringer på den sæsonmæssige tilbageholdelse og frigivelse af fosfor. Formentlig er der i en vis udstrækning tale om søspecifikke forhold, men en række generelle forhold synes dog at være gældende. Først og fremmest har sedimentet en betydelig evne til at tilbageholde fosfor gennem vinteren, dette gælder også de næringsrige søer og søer, hvor der på årsbasis er en nettofrigivelse af fosfor, dvs. søer, som lider under en intern fosforbelastning. Denne vintertilbageholdelse er formentlig overvejende redoxbetinget. Lavere temperatur, mindre sedimentation og omsætning af organisk materiale om vinteren betyder et mindre ilt- og nitratforbrug i sedimentets overfladelag og et tykkere lag af oxideret sedimentoverflade (Jensen & Andersen, 1992). Samtidig er der normalt højere koncentrationer af nitrat i vandfasen om vinteren på grund af stor afstrømning fra oplandet og ringere forbrug via denitrifikation, hvilket er med til at øge diffusionen af nitrat ned i sedimentet. Nitrats betydning for tilbageholdelsen af fosfor i søsedimenter er også illustreret i forsøg med restaurering af søer ved tilsætning af nitrat (se afsnit 4.2). Den redox-betingede tilbageholdelse støttes bl.a. af forsøg med sediment fra fire danske søer af Jensen og Andersen (1992), der viste en variation i tykkelsen af det oxiderede over-



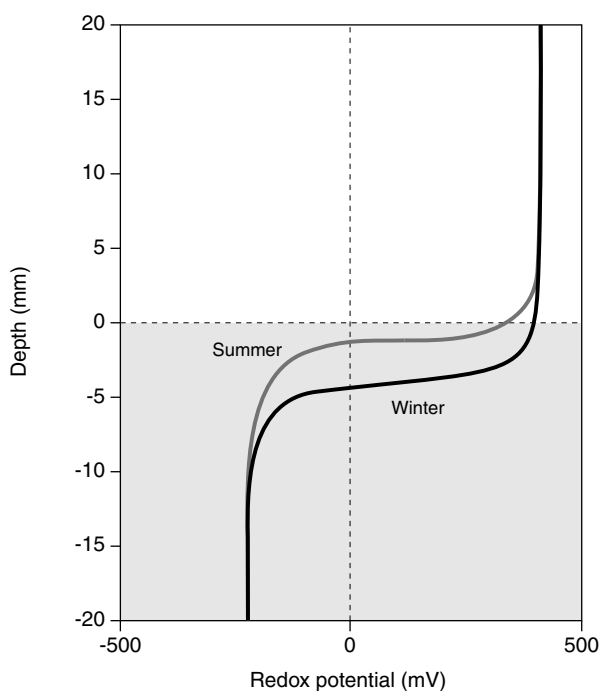
Figur 2.15 Sæsonvariationen i 265 danske lavvandede søers indhold af totalfosfor grupperet i 5 typer efter forskellig fosforindhold (sommergennemsnit). Sæsonvariationen er vist som relative værdier i forhold til den gennemsnitlige vinterkoncentration (= 100 %). Fra /9/.



Figur 2.16 Den månedlige tilbageholdelse af fosfor i 16 lavvandede danske søer grupperet i tre fosforkategorier. Boksene repræsenterer 8 års målinger (1989-1996) med angivelse af standard error. Fra /9/.

fladelag i sedimentet hen over året på mellem 3 og 15 mm. I tre af søerne kunne temperaturen alene forklare 70 % af den sæsonmæssige variation i sedimentets fosforfrigivelse. Samtidigt viste Jensen og Andersen (1992), at høje nitratkoncentrationer øgede tykkelsen af det oxiderede lag.

Om foråret med stigende temperatur, sedimentation og omsætning af organisk materiale mindskes tykkelsen af det oxiderede sedimentlag og dermed kapaciteten til at binde fosfor (Fig. 2.17). Resultatet er en frigivelse fra det overfladelag, hvor der skete en tilbageholdelse om vinteren. Senere på sæsonen vil dette lag og potentialet til at frigive fosfor ændres i takt med eventuelle ændringer i vandfasen. For eksempel synes der at være en mindre eller slet ingen frigivelse først på sommeren, typisk i juni måned (Fig. 2.16). Dette tidspunkt er sammenfaldende med den klarvandsperiode, der på dette tidspunkt ses i mange søer, når dyreplanktonet før fiske-



Figur 2.17 Generel skitse over, hvordan redoxpotentialet ændrer sig omkring sedimentoverfladen i en eutrof sø i en vinter- og sommersituation.

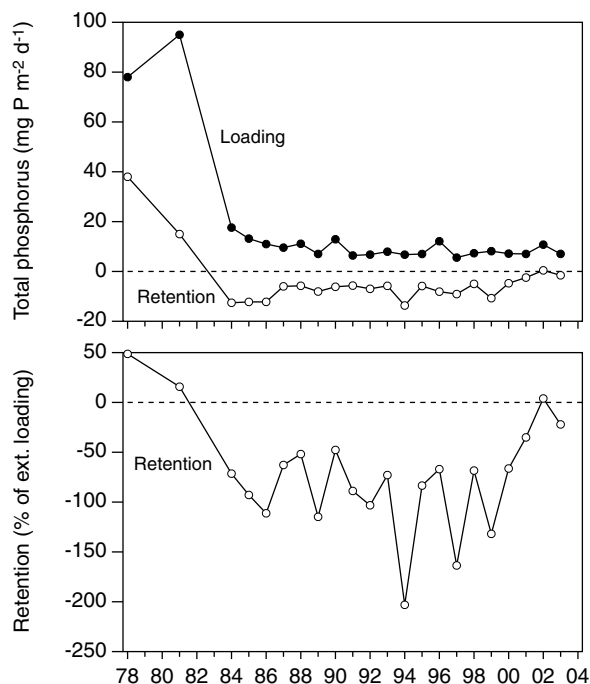
nyngelen kommer frem i en kort periode forår at begrænse mængden af planteplankton (Sommer *et al.*, 1986; Talling *et al.*, 2005). Den øgede kapacitet til at tilbageholde fosfor i sedimentet i forbindelse med klarvandsperioden kan dels forklares med den ringere sedimentation og omsætning i overfladelaget, men skal i lavvandede søer også ses i relation til, at vandets mindskede turbiditet muliggør en øget bentisk produktion.

Indsvingning efter belastningsreduktion

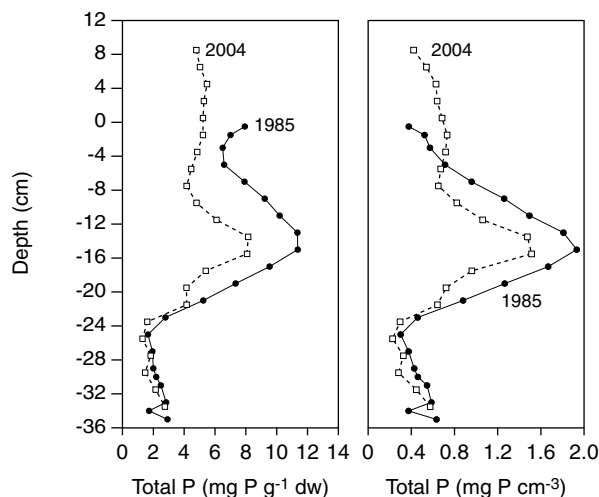
Sideløbende med frigivelse og optagelse af fosfor fra overfladelaget kan der også ske en transport af fosfor op fra de dybereliggende sedimentlag (Reddy *et al.*, 1996). Især i søer, hvor der er ophobet store mængder fosfor, kan denne gennem lang tid bidrage til den interne belastning. I lavvandede søer, hvor overfladesedimentet har en ubrugt kapacitet til at binde fosfor, vil fosfor transporteret op fra dybere lag blive opfanget i det øverste oxiderede sedimentlag, men hvis dette lag er fuldt mættet, kan fosfor fortsætte op i vandfasen.

Et eksempel er den meget næringsrige Søbygård Sø, hvor der gennem årtier med høj ekstern fosfortilførsel sammenholdt med et højt jernindhold skete en stor ophobning af fosfor i sedimentet. I mere end 20 år efter en 80-90 % reduktion af den eksterne fosforbelastning i 1982 er der nu netto sket en frigivelse af fosfor fra denne pulje, svarende til en negativ tilba-

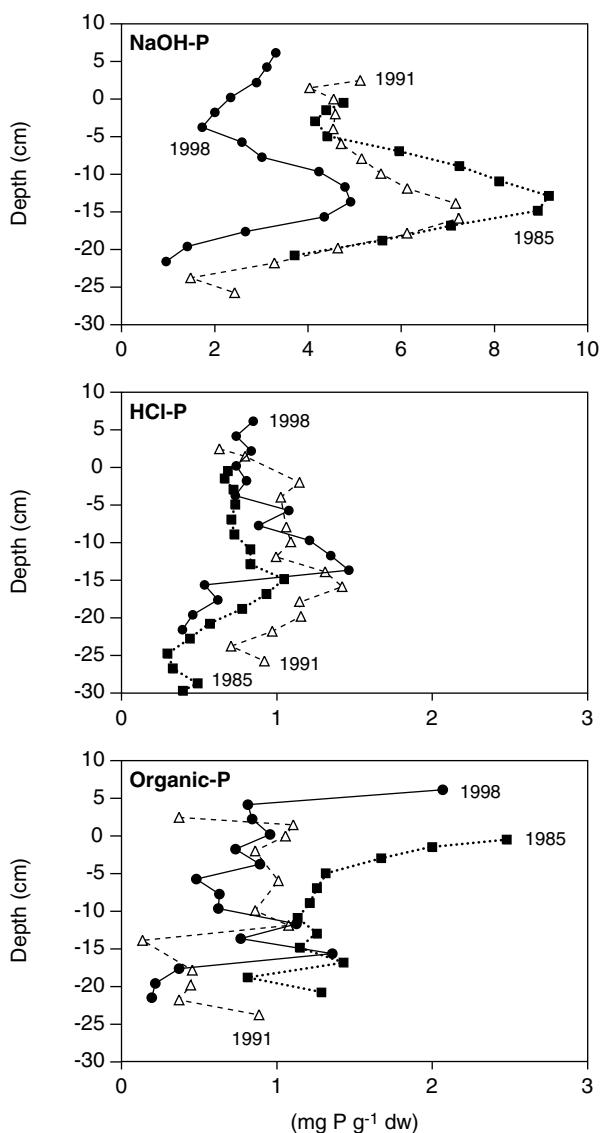
geholdelse af fosfor (Fig. 2.18). Frigivelsen er især sket fra den meget næringsrige dele af sedimentet, men helt ned til 20-25 cm's dybde, som det ses ved at sammenligne dybdeprofiler taget gennem 20 år (/9/; Fig. 2.19).



Figur 2.18 Årlig tilførsel og tilbageholdelse af fosfor i Søbygård Sø fra 1978 til 2004. Nederst er vist den relative tilbageholdelse som % af den eksterne tilførsel. Revideret efter Søndergaard *et al.* (2001a).



Figur 2.19 Ændringer i sedimentets fosforprofil fra 1985 til 2004 i Søbygård Sø udtrykt som fosforindhold per tørstofindhold (venstre) og som fosforindhold per volumen (højre). Sedimentoverfladen i 2004 er justeret i forhold til en netto-sedimenttilvækst på 0,5 cm pr år. Revideret efter /9/.

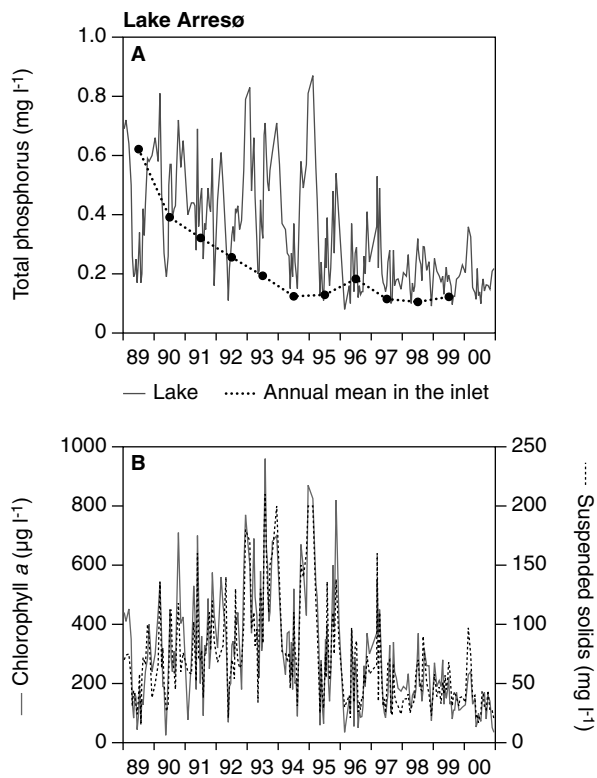


Figur 2.20 Ændringer i sedimentets fosforfraktioner fra 1985 til 1998 i Søbygård Sø. Sedimentoverfladen i 1991 og 1998 er justeret i forhold til en nettosedimenttilvækst på 0,5 cm pr. år. Fra /4/.

Frigivelsen er sket fra især NaOH-P fraktionen og i den øvre sedimentdel også fra den organiske bundne fosfor (/4/; Fig. 2.20). Derimod er HCl-P fraktionen stort set uændret gennem perioden eller viser endda en tendens til øgede koncentrationer med tiden. Ændringerne i sedimentets koncentrationer af fosfor er baseret på én målestation i midten af søen, men stationen repræsenterer tilsyneladende hele søen på udmærket vis, da reduktionen i sedimentets fosforindhold er i samme størrelsesordenen som den, der kan beregnes via massebalancemålinger (/9/).

Traditionelt betragtes kun ca. de øverste 10 cm af sedimentet som at være i spil (Boström et al., 1982; Wang et al., 2003), men eksemplet fra Søbygård Sø, hvor langt dybere lag i sedimentet er involveret i udvekslingen til vandfasen, peger på, at dette måske skal revurderes og i hvert fald ikke gælder for alle søer. Der findes nemlig ikke mange søer, hvor

det har været muligt at beskrive tydelige vertikale ændringer efter en belastningsreduktion. Dette skyldes, at sedimentets samlede fosforpulje i de fleste søer er så stor, at de relative beskedne ændringer, der ses i nettotilbageholdelsen, ofte drukner i måleusikkerheder og lokale variationer i sedimentets fosforkoncentrationer.



Figur 2.21 Udviklingen i koncentrationen af totalfosfor i indløb og søvand, klorofyl *a* og suspenderet stof i Arresø fra 1989 til 2000. Fra /16/.

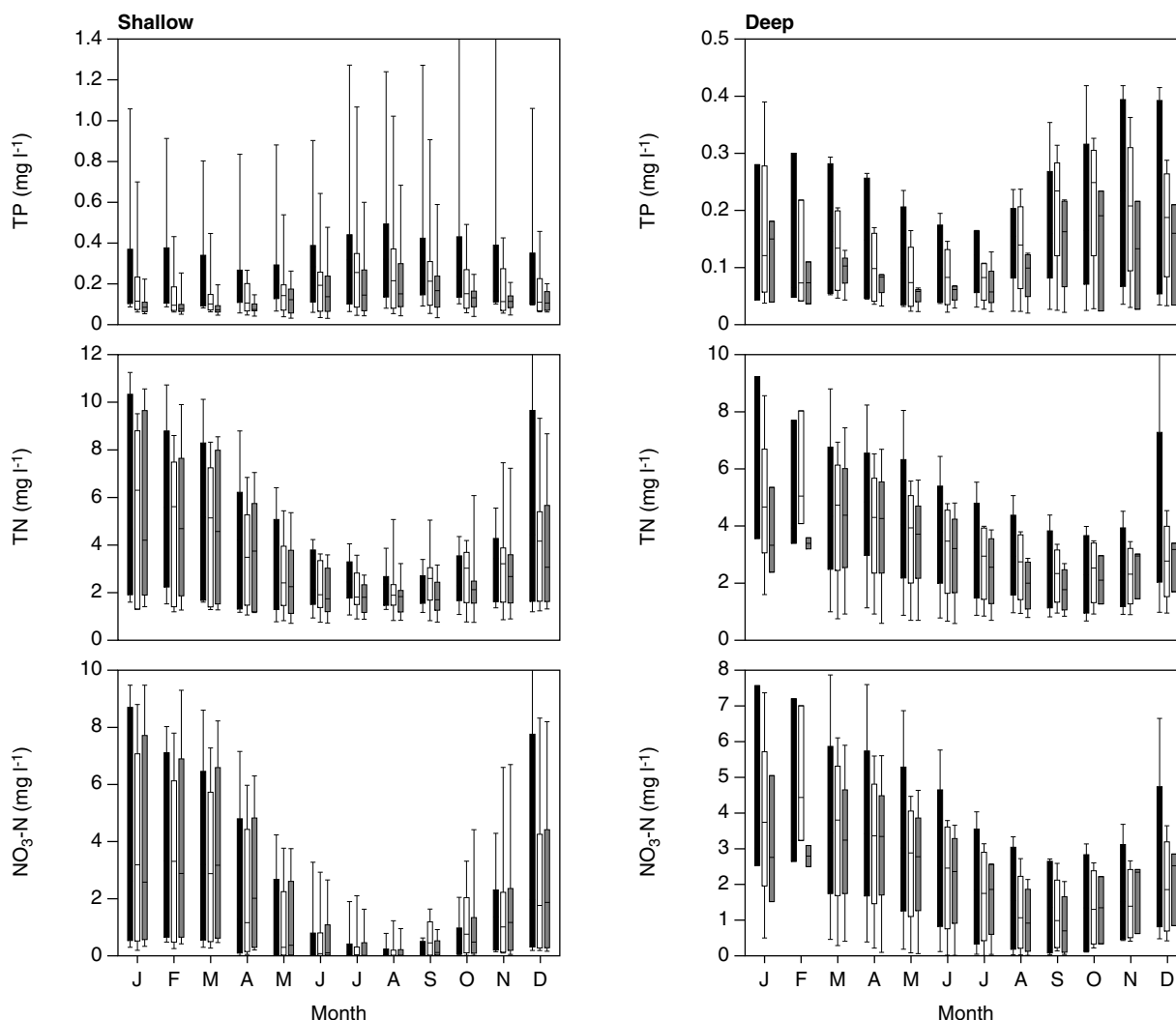
En tilsvarende problemstilling gør sig gældende for danske søer, omend målestokken her er noget mindre. For Danmarks største sø, Arresø (søareal = 40 km²), er det således beregnet, at resuspension finder sted ca. halvdelen af tiden, og at den gennemsnitlige flux af suspenderet stof fra sediment til vand var på 300 mg m⁻² d⁻¹ (Kristensen et al., 1992). Op til 2 cm af sedimentoverfladen ophvirvles i vandfasen i kraftig vind. Analyser af 15 lavvandede danske søer tyder dog ikke på, at en lav vanddybde og hyppig resuspension i sig selv er faktorer, der forhindrer en tilbagevenden til klarvandede forhold, når næringsstofftilførslen reduceres (/15/). Her blev det fundet, at den reduktion, der skete i mængden af planteplankton i søer efter reduceret ekstern fosforbelastning, blev fulgt af en tilsvarende eller næsten tilsvarende reduktion i mængden af detritus og uorganisk suspenderet stof. I Arresø er der da også siden midten af 1990'erne sket en markant nedgang i både indholdet af klorofyl og suspenderet stof i takt med mindsket fosforkoncentration i søvandet (Fig. 2.21).

Som omtalt har sedimentet i Søbygård Sø nu igen 20 år været nettobidragyder med fosfor, men det er dog langt fra i alle tilfælde, at det tager så lang tid, selv om vi for mange søer stadigvæk mangler at se slutningen på indsvingningsforløbet. På baggrund af en tværgående undersøgelse af en række søer verden over, hvor tilførslen af fosfor er reduceret, blev det konkluderet, at der som gennemsnit går mellem 10-15 år, før den interne belastning er klinget af (Jeppesen *et al.*, 2005d). Der er dog store variationer, og nogle søer reagerer forholdsvis hurtigt svarende mere eller mindre til udskyldningen af søvandets fosforindhold (ca. 3 * vandets opholdstid), eksempler er nævnt af Sas (1989) og Welch & Cooke (1999). Givetvis skyldes den store variation i varigheden af den interne fosforbelastning søspecifikke forskelle som belastningshistorien og den kemiske karakteristika af sedimentet, herun-

der jernindholdet (Marsden, 1989). En lang periode med store fosfortilførsler øger også muligheden for, at der kan opbygges store fosforpuljer som set i eksemplet fra Søbygård Sø.

Sæsonmæssig indsvingning efter belastningsreduktion

Under indsvingningen efter reduceret ekstern næringsstofbelastning mindsker søernes koncentrationer af næringsstoffer ikke nødvendigvis på samme måde gennem sæsonen. En analyse af otte lavvandede og fire dybe danske søer, hvortil der var sket en signifikant reduktion i tilførslen af fosfor, viste således, at koncentrationen af fosfor blev reduceret mest i forårs- og efterårsperioden, mens der kun skete en mindre reduktion i juli-august (/1/; Fig. 2.22, Tab. 2.4).



Figur 2.22 Sæsonmæssige ændringer i indholdet af fosfor og kvælstof i 8 lavvandede og 4 dybe danske søer, hvortil den eksterne fosforbelastning er signifikant reduceret. Boksene viser tre perioder: 1989-1992 (venstre, sorte bokse), der repræsenterer en periode med en stadigvæk relativ høj fosforbelastning, 1993-1997 (midten, lyse bokse), der repræsenterer en periode, hvor fosforbelastningen havde nået det nuværende niveau og 1998-2001 (højre, grå bokse), der repræsenterer en periode, hvor der kun skete små yderligere ændringer i den eksterne belastning. Hver boks viser 25 og 75 % kvartiler og øvre og nedre linjer 10 og 90 % percentiler. Fra /1/.

Tabel 2.4 Statistiske analyser af sæsonmæssige svingninger (1989-2001) målt i 4 dybe og 8 lavvandede, danske søer med reduceret totalfosforbelastning. Analyserne er baseret på log-transformerede mediankoncentrationer for hver måned i den 13-årige undersøgelsesperiode ved lineær regression: +: stigning, $p < 0,1$; ++: stigning, $p < 0,05$; +++: stigning, $p < 0,01$; -: fald, $p < 0,1$; ---: fald, $p < 0,05$; ----: fald $p < 0,01$; tom celle, $p > 0,1$. Tabellen er baseret på /1/.

Variabel	Søtype	Måned											
		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
TP	Lavvandet	---		---	---	---	---				---	---	---
	Dyb						-	-	--				
PO ₄	Lavvandet				---	---	---			-	---	---	-
	Dyb						---		--				
TN	Lavvandet		-	-	-	---	---				-		
	Dyb									-			
NO ₃	Lavvandet			-					---				
	Dyb												
TN:TP	Lavvandet	++	+	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+
	Dyb												

I modsætning hertil fandt den største fosforreduktion sted i de dybe søer fra maj til august, hvilket understreger forskellen mellem dybe og lavvandede søer også i indsvingningsforløbet. I Barton Broad (UK), har Phillips *et al.* (2005) og i Müggelsee (Tyskland) har Köhler *et al.* (2000, 2005) observeret et lignende sæsonforløb efter reduceret ekstern tilførsel. Indsvingningsfasens forskellige respons hen over året kan være en effekt af en øget bentisk-pelagisk kobling, som omtalt i afsnit 2.3, hvor mindre ekstern fosfortilførsel fører til mindre planteplanktonmængder, forbedrede lysforhold ved sedimentoverfladen, øget bentisk primærproduktion og mindsket frigivelse af fosfor fra sedimentoverfladen (*van Luijn et al., 1995; Woodruff et al., 1999*). Den ringere effekt i løbet af sommeren kan i modsætning til forårets øgede fosfortilbageholdelse ses som en vedvarende belastning fra lidt dybere sedimentlag, som ikke påvirkes, eller alternativt, at den øgede temperatur efterhånden fører til, at de iltede overfladelag bliver for ringe til at tilbageholde fosfor (/9/). Tallberg (1999) har også foreslået, at nedbrydningen af kiselalger i overfladesedimentet få uger efter deres sedimentation kan skabe høje nok silikatpulser til at påvirke mobiliteten af fosfor, men der er dog ikke noget, der tyder på, at denne proces har kvantitativ betydning i den danske søer, selv om Si kredsløbet tydeligvis også påvirkes af den nedsatte fosfortilførsel (/1/). Endelig kan den mindskede pH som følge af mindsket primærproduktion, der især var markant i forårs- og efterårsmånederne (/1/), også have mindsket den pH-afhængige fosforfrigivelse (*Søndergaard, 1988; Welch & Cooke, 1995*).

Kvælstofkoncentrationerne ændredes langt mindre markant end fosforkoncentrationerne i forbedringsfasen, hvilket fortrinsvis afspejler den lavere reduktion i kvælstofbelastningen. På trods af den mindre ændring i belastningen sporede dog en klar tendens til lave totalkvælstofkoncentrationer i søvandet i både dybe og lavvandede søer, især om sommeren. I lavvandede søer var der ingen tegn på et fald i belastningen af uorganisk kvælstof, og faldet i den totale kvælstofbelastning kunne tilskrives en reduktion i den partikulære del og til den generelt faldende planteplanktonbiomasse (/1/). Totalkoncentrationerne er ikke nødvendigvis et udtryk for biologisk tilgængelige former, og forudsigelser om begrænsende næringsstoffer baseret på TN:TP forholdet overestimerer muligvis betydningen af fosfor (*Schelske et al., 1999*). Det stigende TN:TP forhold samtidig med en stadig tilstandsforbedring indikerer dog, at det er usandsynligt, at kvælstof generelt bliver et begrænsende næringsstof i de danske, lavvandede søer.

3 Mekanismer bag frigivelse og optagelse af fosfor i sedimenter

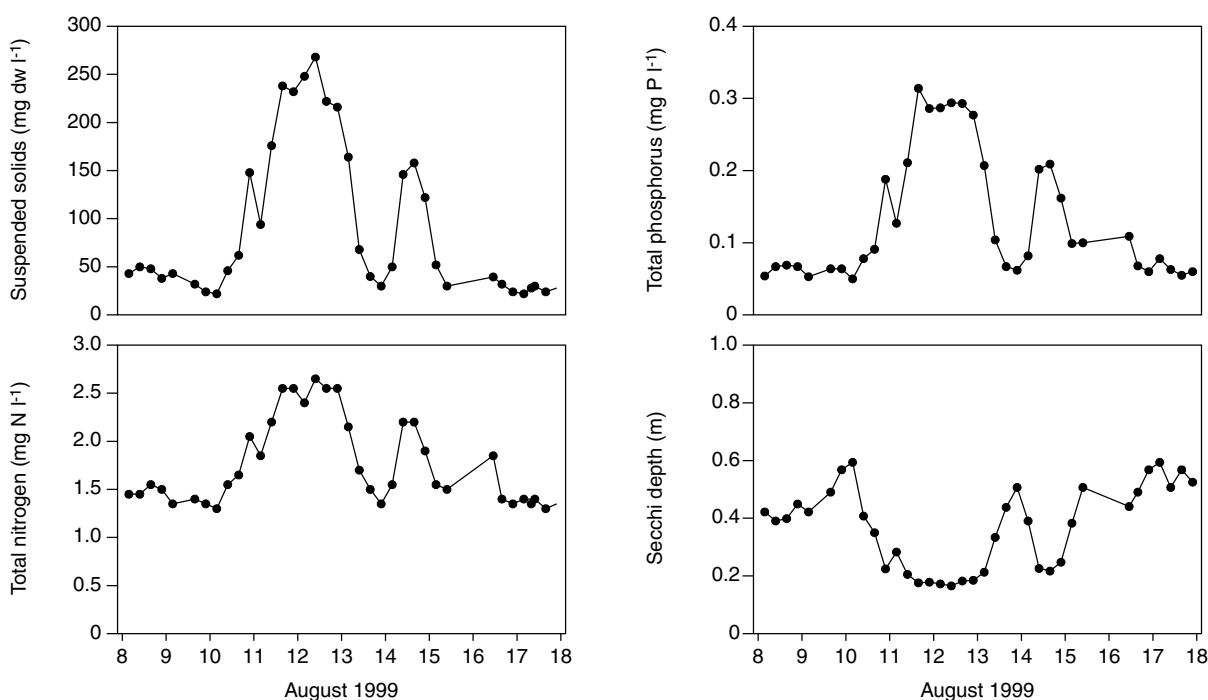
En række mekanismer påvirker frigivelsen og optagelsen af fosfor fra sedimentet (Wang *et al.*, 2003). I modsætning til kvælstof, som primært findes i organiske forbindelser, og hvor frigivelsen i høj grad er knyttet til omsætningen af organisk materiale, bindes fosfor også i en række uorganiske forbindelser. Derved har de kemiske mekanismer i højere grad betydning for fosfor. I det følgende gives en oversigt over de vigtigste mekanismer bag frigivelsen af især fosfor fra søsedimenter. Mange af mekanismerne er tæt kobledede uden en klar adskillelse, som fx effekter af temperatur, mineralisering, redoxforhold og mikrobielle processer, men er behandlet særskilt her.

3.1 Resuspension

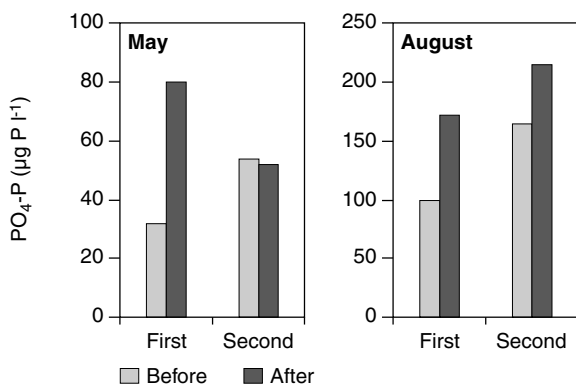
Den fysiske resuspension af materiale fra søbunden er en faktor, som især er betydningsfuld i lavvandede og vindeksponerede søer, d.v.s. potentielt også i mange danske søer (Fig. 3.1). I de modeller, som er udviklet til at beskrive resuspension, kommer dette til udtryk i, at den bølgehøjde, der påvirker sedimentoverfladen og skaber sedimentophvirvlingen, afhænger af længden af den vandflade, som vinden virker hen over, vanddybden og vindens hastighed (Hamilton & Mitchell, 1997; James *et al.*, 2004; Jin & Ji,

2004). Effekten af resuspension på indholdet af suspenderet stof kan også modelleres direkte ved empiriske sammenhænge som eksempelvis anvendt for Arresø, hvor middeldybden kun er 3 m. Her blev der opstillet sammenhænge mellem vindhastighed, koncentrationen af suspenderet stof og sedimentationshastigheden (Kristensen *et al.*, 1992).

Den umiddelbare betydning af resuspension er et højere indhold af suspenderet stof i vandfasen i perioder med blæst. Denne effekt kommer bl.a. til udtryk i de empiriske sammenhænge, der kan opstilles mellem fosforkoncentration, vanddybde og sigtddyben i søer. Her kommer vanddybden ind som en signifikant faktor, der påvirker sigtddyben i negativ retning: $Sigt = 0,33 * TP^{-0,53} * Z^{0,20}$, hvor Z er middeldybde (Jensen *et al.*, 1997). Der findes også flere eksempler på, hvordan koncentrationerne af partikulære fraktioner i lavvandede danske søer øges markant under blæsende perioder. Et eksempel herpå er Vest Stadil Fjord nord for Ringkøbing, hvor der ved øget vindstyrke blev observeret, at koncentrationen af totalfosfor og suspenderet stof blev øget med en faktor 5-10 inden for to døgn (Fig. 3.1; Søndergaard *et al.*, 2001b).



Figur 3.1 Ændringer i sigtddybde og søvandets indhold af suspenderet stof, totalfosfor og totalkvælstof i Vest Stadil Fjord i en 10-dages periode med varierende vindstyrke i august 1999. Vindhastigheden ændredes fra 0-2 til 5-7 til 2-3 m/s. Vest Stadil Fjord er 450 ha stor og har en middeldybde på 0,8 m. Fra /4/.



Figur 3.2 Den gennemsnitlige forøgelse i indholdet af orthofosfat i vandfasen over intakte sedimentsøjler ved forsøg, der simulerede ophvirvling af sediment fra Arresø. Forsøgene blev gennemført med sediment indsamlet i maj-august og hver gang gentaget et døgn senere. Indholdet af suspenderet stof varierede i forsøget mellem 20 og 300 mg tørstof per liter. Gentegnet efter /13/.

Resuspension kan også udløse periodisk frigivelse af næringsstoffer, hvilket påvirker udviklingen af planteplankton og vandkvaliteten (Reddy et al., 1996; Istvanovics et al., 2004). Betydningen af resuspension for frigivelsen af fosfor fra sedimentet er dog stærkt afhængig af forholdene i det vand, som sedimentet ophvirvles i, idet den resulterende effekt vil afgøres af ligevægtsforholdene mellem den partikulære bundne fosfor og den opløste fosfat under de givne forhold (pH, ilt, etc.). Ved høje fosforkoncentrationer i søvandet kan der således i princippet ske en optagelse fra vand til sediment, hvis de ophvirvlede sedimentpartikler har ubrugt bindingskapacitet. Øget bindingspotentiale kan også dannes, når jernholdige sedimentpartikler fra et iltfattigt miljø hvirvles op i det mere iltede miljø i vandfasen. I eksemplet fra Vest Stadil Fjord var der ingen eller kun en meget ringe forøgelse af koncentrationen af totalfosfor efter vindhændelsen og dermed ikke nogen påviselig længerevarende effekt af resuspensionen. I andre søer, som eksempelvis Arresø (/13/) eller Taihu-søen i Kina (Fan et al., 2001), synes resuspensionen at føre til øgede frigivelsesrater. Det er også muligt, som indikeret af resuspensionsforsøgene med sediment fra Arresø (/13/) og konkluderet fra en finsk lavvandet sø (Horppila & Nurminen, 2001) samt fra Myvatn på Island (Einarsson et al., 2004), at resuspension nogen dele af året kan føre til en øget frigivelse, mens det på andre tidspunkter ikke har længerevarende effekter (Fig. 3.2).

3.2 Temperatur og mikrobielle processer

Temperaturens store betydning for hastigheden af stort set alle de processer og omsætninger, der fin-

der sted i sedimentet og vandfasen, betyder, at temperaturen kan ses som en integrerende faktor for en række mekanismer. Den markante sæsonmæssige tilbageholdelse af fosfor i næringsrige søer, som vist i Fig. 2.14 og andre undersøgelser (Jensen & Andersen, 1992; Boers et al., 1998), understreger temperaturens overordnede betydning, selv om det ikke i den sammenhæng kan udelukkes, at lys spiller en væsentlig rolle også, fordi disse to faktorer er tæt kobled. Af samme grund kan temperaturen da også ofte inddrages som en forklarende variabel i empiriske sammenhænge mellem næringsstofftilførsel og næringsstofkoncentrationer i søer (Windolf et al., 1996; Jensen et al., 2005). Kamp-Nielsen (1975) beskrev den aerobe og den anaerobe fosfatfrigivelse fra profundalsonen i søer alene på baggrund af temperatur samt fosfatkoncentrationen i bundvandet og porevandet i sedimentet.

Øget temperatur øger hastigheden af den kemiske diffusion og de kemiske processer, men temperaturens største effekt på frigivelsen af næringsstoffer går oftest via de biologiske processer. Respirationsprocesser har således ofte en Q10 værdi på omkring 2 (Atkin & Tjoelker, 2003), og mange processer som eksempelvis denitrifikation mindskes markant ved lave temperaturer (Lewandowski, 1982; Tomaszek & Czerwieniec, 2003).

Øget temperatur stimulerer således mineraliseringen af organisk stof i sedimentet og frigivelsen af uorganisk fosfat (Boström et al., 1982; Gomez et al., 1998). Jensen & Andersen (1992) fandt for fire søsedimenters frigivelse af fosfor en gennemsnitlig Q10 mellem 3,5 og 6,8. For Søbygård Søes sediment var der mellem 10 og 20 °C en Q10 på omkring 4, mens forskellen mellem 5 og 10 °C var mindre (Fig. 2.4). Kamp-Nielsen (1975) fandt ligeledes kun en beskedne forøgelse i frigivelsesraten af fosfor ved temperaturer under 10 °C sammenlignet med højere temperaturer. Temperatur har også direkte betydning for mængden af tilgængelig ilt, fordi opløseligheden af ilt i vand er temperaturafhængig (Wetzel, 2001).

Øget temperatur og omsætning om foråret betyder et større bakterielt forbrug af især ilt og nitrat til oxidationen. Hermed mindskes udstrækningen af den oxiderede zone i sedimentet (Tessenow, 1972; Jensen & Andersen 1992) og dermed den redoxafhængige binding af fosfor til jernforbindelser og i princippet hele vandfasens indhold af fosfor (Gonsiorczyk et al., 2001). Således observerede Jensen & Andersen (1992), at temperatureffekten på fosforfrigivelsen var størst i søer, hvor en stor andel af fosforen var bundet i jernforbindelser.

Bakterier spiller en stor rolle i omsætningen af det organiske materiale, der sedimenter på bunden af søen. Omsætningshastigheden afgøres først og fremmest af omsætteligheden af det organiske materiale samt af tilgængeligheden af stoffer som ilt, nitrat, sulfat, jern og mangan, der bruges til oxidationen i varierende grad (Thomsen *et al.*, 2004). Dermed spiller bakterierne en vigtig rolle i optagelsen, ophobningen og frigivelsen af fosfor (Törnblom & Rydin, 1997; Petterson, 1998). Der er også nogle, der ikke kun ser bakteriernes rolle som katalysatorer, der accelererer oxidationen af organisk stof og reducerer forskellige elektronacceptorer. Gächter *et al.* (1988) konkluderede således, at en stor del af sedimentets fosforpulje var indbygget i bakterierne, og at den delvist uafhængige frigivelse af fosfor og jern fra sedimentet fra en række søer var et udtryk for, at bakterierne spiller en langt mere direkte rolle i frigivelsen af fosfor.

Hvis ilt og nitrattilgængeligheden er ringe, men koncentrationen af sulfat og let nedbrydeligt materiale høj, kan sulfatreduktion blive en vigtig del af sedimentets omsætning, som det ses i marine miljøer (Jensen *et al.*, 1995; Holmer & Storkholm, 2001; /6/). Efterfølgende kan svovlbrinten (H₂S), som dannes ved denne proces, inducere dannelsen af jernsulfid (FeS): $2 \text{FeO(OH)} + 3 \text{H}_2\text{S} \rightarrow 2 \text{FeS} + \text{S} + 4 \text{H}_2\text{O}$. Dermed kan bindingen af fosfor til jernforbindelser påvirkes i negativ retning ved en ligandudveksling af fosfat med sulfid. Hermed øges den potentielle frigivelse af fosfor fra jernbundne former (Ripl, 1986; Phillips *et al.*, 1994; Kleeberg & Schubert, 2000; Perkins & Underwood, 2001). Processen har ligesom mange af de øvrige frigivelsesmekanismer ringe betydning om vinteren, hvor en mindre sedimentationsrate og et mindre forbrug af ilt og nitrat betyder, at jern kan fastholdes på den oxiderede form.

Betydningen af sulfat for samspillet mellem fosfor og jern er også illustreret fra marine områder, hvor sulfatkoncentrationerne er meget højere end i ferskvand (Hyacinthe & Cappellen, 2004). Blomqvist *et al.* (2004) konkluderede ved en sammenligning mellem ferskvandssøer og kystnære områder, at den større tilgængelighed af fosfor i de marine områder (og dermed højere grad af kvælstofbegrænsning) primært skyldes øget jernudfældning med sulfid. Mindst to jernatomer er nødvendige for at binde et fosfatmolekyle i den oxidative hydrolyse af jern, og eftersom Fe:P ofte er < 2 i marine områder, men > 2 i ferske områder, har ferske områder en betydelig evne til at binde fosfor under oxiderede forhold sammenlignet med marine områder.

3.3 Redoxforhold, pH og alkalinitet

Redoxpotentiale og oxideret/reduceret jern

Sedimentets redoxpotentiale er den klassiske beskrivelse af og forklaring på, hvordan iltforholdene påvirker den kemiske binding af fosfor. Einsele (1936) og Mortimer (1941) beskrev allerede for mere end 60 år siden, hvordan fosforfrigivelsen fra sedimenter var afhængig af jerns og mangans bindingspotentiale ved forskellige redoxforhold. Under iltede forhold findes jern i en oxideret form (Fe(III)), hvis partikulære bindingsformer har en god evne til at binde fosfor. Derimod går jern under anoxiske forhold over på en reduceret form (Fe(II)), der overvejende findes i opløste former, hvorved også den adsorbere fosfor bliver opløst og kan diffundere op i vandfasen.

I ikke lagdelte søer er vandet over sedimentet normalt veliltet igennem hele sæsonen, og redoxpotentialet vil være højt nok til at fastholde jern på den oxiderede form. Det teoretiske redoxpotentiale i vand mættet med ilt er 800 mV, og veliltet vand vil normalt have et redoxpotentiale mellem 400 og 600 mV, hvilket ligger pænt over niveauet på 200-300 mV, hvor jern reduceres fra Fe(III) til Fe(II). Det iltede vand vil trænge et stykke ned i sedimentet og på den måde lægge låg på sedimentets fosforpulje, hvis ellers der er nok jern tilstede (Penn *et al.*, 2000). Iltens nedtrængning i sedimentet afhænger af, hvor hurtigt iltten forbruges via de mikrobielle processer, og hvor hurtigt nyt ilt tilføres fra vandfasen. Normalt vil nedtrængningsdybden i organisk rigt sediment højst være 1-2 cm, dog varierende over året afhængig af temperaturen og omsætningshastigheden af organisk materiale (Jensen & Andersen, 1992; Maasen *et al.*, 2003; Thomsen *et al.*, 2004; Fig. 2.17).

Tilstedeværelsen af nitrat, der ofte trænger lidt dybere ned end ilt, vil dog også skabe et tilstrækkeligt højt redoxpotentiale til at fastholde jern i den oxiderede form. Nitrat kan på denne måde være vigtig for den redoxbetingede tilbageholdelse af fosfor (McAuliffe *et al.*, 1998; Duras & Hejzlar, 2001). Eksempelvis observerede Kozerski *et al.*, (1999) høje fosforfrigivelsesrater fra Müggelsee ved Berlin om sommeren, når nitrattilførslen var lav. Nitrat kan dog også have den modsatte virkning på fosforfrigivelsen, fordi stor tilførsel af nitrat kan være med til at øge mineraliseringen af organisk materiale og dermed frigivelsen af fosfor. I en række danske søer fandt Jensen og Andersen (1992) således, at forekomsten af nitrat om vinteren og tidlig sommer mindskede frigivelsen, mens høje nitratkoncentrationer senere på sommeren i nogle søer forøgede fosforfrigivelsen. De fleste danske søer har et sæson-

forløb med høje vinterkoncentrationer af nitrat, mens der store dele af sommeren normalt er meget lave koncentrationer (/1/; *Jensen et al., 1997*).

Jerns store evne til at binde fosfor betyder, at så længe der i et oxideret sediment er jern i overskud i forhold til fosfor, vil der være en god tilbageholdelse. *Jensen et al. (1992b)* fandt i en undersøgelse af 15 danske søer kun en ringe frigivelse under oxiderede forhold, når jern-fosforforholdet på vægtbasis var over 15. Tilsvarende foreslog *Caraco et al. (1993)*, at jern-fosforforholdet skulle overstige 10, hvis jern skulle kunne regulere fosforfrigivelsen.

pH og alkalinitet

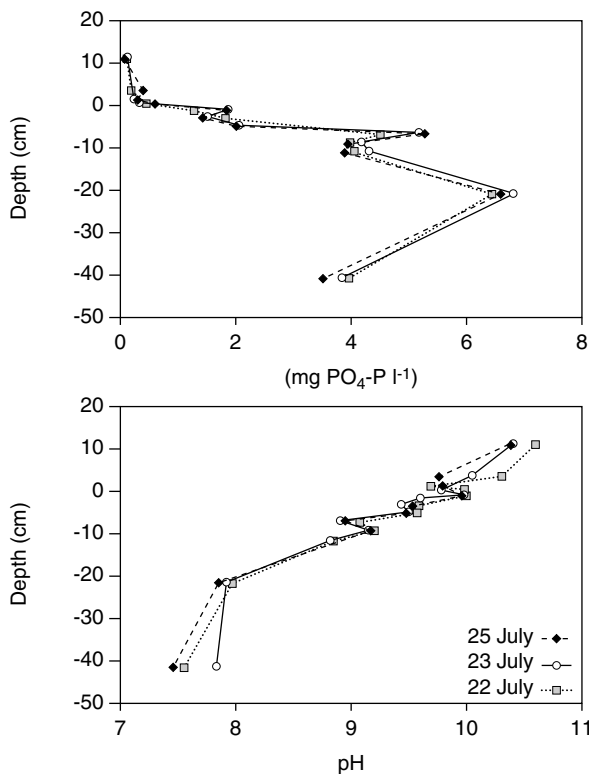
Betydningen af pH for frigivelsen skyldes først og fremmest, at bindingen af fosfor til oxiderede jernforbindelser kan mindskes ved høje pH-værdier, fordi øgede koncentrationer af hydroxylioner optager pladserne på jernpartikeloverfladerne i stedet for fosfor (*Andersen, 1975; Lijklema, 1976*). Således er øget fosforfrigivelse ved høj pH observeret i forbindelse med resuspensionshændelser om sommeren, hvor pH er høj på grund af en høj fotosynteseaktivitet (*Koski-Vahala & Hartikainen, 2001*). Fotosyntetisk øget pH i vandfasen kan også påvirke sedimentets pH (Fig. 3.3), hvilket også har vist sig at kunne påvirke bindingsformerne af fosfor i sedimentet og dermed også den potentielle frigivelse (*Søndergaard, 1988; Welch & Cooke, 1995; Istvánovics & Pettersson, 1998*).

I kalkrige søer kan lave pH-værdier have betydning for opløseligheden af apatit, fx via lave pH-værdier, der opstår i forbindelse med omsætningen af organisk materiale (*Golterman, 2001*). I Lake Michigan antages koncentrationen af fosfat i den oxiderede del af sedimentet og i den overliggende vandmasse således at være kontrolleret af kalk (*Brooks & Edgington, 1994*). Tilsvarende konkluderede *Burley et al. (2001)* på baggrund af undersøgelser i tre kalkrige canadiske søer, at fosforfrigivelse fra sedimentet blev kontrolleret af apatitopløseligheden og den bakterielle metabolisme. Det er dog blevet foreslået, at jern og aluminium selv i kalkrige søer styrer frigivelsen og optagelsen af fosfor, så længe koncentrationerne af disse er høje nok (*Olila & Reddy, 1997*).

Kemisk diffusion og bioturbation

Transporten af fosfor i sedimentet og fra sedimentet og til vandfasen sker primært som fosfat, der er frigivet fra nedbrydningen af organiske materialer eller fra uorganiske bindinger. Højere koncentrationer i sedimentet end i vandfasen betyder, at der vil ske en opadrettet diffusion. Ofte øges forskellen mellem sediment og vandfase ved øget indhold af

fosfor og mere eutrofe forhold (*Maasen et al., 2003*). Størrelsen af den rent kemiske diffusionsflux kan beregnes med Ficks første lov og afhænger af koncentrationsgradientens størrelse, diffusionskoefficienten og af sedimentets "porøsitet" (fx *Sinke et al., 1990*).



Figur 3.3 Indholdet af orthofosfat og pH-værdien i vandet umiddelbart over sedimentet og i sedimentets porevand på tre datoer i juli 1985 i Søbygård Sø. Fra *Søndergaard (1990)*.

Oftentimes measured simultaneously, release rates from sediment, which are much higher than those that can be explained solely by chemical diffusion (*Søndergaard, 1990*). Porewater measurements from Søbygård Sø showed typical phosphate gradients between 0.5-1 mg P l⁻¹ cm⁻¹ in summer (Fig. 3.3), but at the same time it was found that sediment exchange experiments measured significantly higher release rates than expected solely on the basis of diffusion (*Søndergaard, 1990*). This indicates that other transport mechanisms besides diffusion are involved in the release of phosphorus from sediment. Among the possibilities are, e.g., increased transport rates due to gas bubbles consisting of, for example, methane or sulfur dioxide formed by microbial processes in deeper layers of sediment, which by their ascent through sediment physically pull water up (*Ohle 1958, 1978; Kamp-Nielsen, 1975*). The presence of invertebrates such as chironomids and benthic worms can also either directly via their excretion and pumping of water or indirectly via stimulation of the turnover of organic material contribute

til transporten af fosfat (*Hansen et al., 1998; Devine & Vanni, 2002*). Endelig er også fisk via deres fødesøgning i sedimentet blevet foreslået som en vigtig bidragsyder til fosfortransporten fra sedimentet til vand (*Brabrand et al., 1990; Andre et al., 2003; Tarvainen et al., 2005*). Bundlevende fisk forøger også risikoen for resuspension i blæsende perioder og kan på den måde have stor betydning for vandets klarhed (*Scheffer et al., 2003*).

Undervandsplanter

Tilstedeværelsen af undervandsplanter påvirker akkumuleringen og udvekslingen af næringsstoffer mellem sediment og vand (*Brenner et al., 1999; Rooney et al., 2003*). Påvirkningen kan både være positiv og negativ. I lavvandede og forholdsvis næringsrige søer kan der udvikles så tætte bestande af undervandsplanter, at vandopblandingen hæmmes. Derved kan der i perioder skabes så lave iltkoncentrationer ved sedimentoverfladen, at der sker en redoxafhængig frigivelse af jernbundet fosfor (*Frodge et al., 1991; Stephen et al., 1997*). Tætte bestande af undervandsplanter og høj primærproduktion kan også føre til øget pH, hvilket kan påvirke udvekslingen af fosfor via pH-effekter på jernbindingen af fosfor (*Søndergaard, 1988; Barko & James, 1997*). Tætte bestande af undervandsplanter i lavvandede søer kan også være med til at begrænse graden af resuspension af sediment i blæsende perioder (*Dieter, 1990*), hvilket kan påvirke udvekslingen af fosfor i begge retninger (se afsnit 3.1).

I mere næringsfattige søer, hvor undervandsplanterne udgøres af arter med et veludviklet rodnet, kan rodnettets være med til at forøge iltindtrængningen i sedimentet, hvilket kan medvirke til et øget bindingspotentiale af fosfor i sedimentet (*Andersen & Olsen, 1994; Christensen et al., 1997*).

Resultater fra Væng Sø og Stigsholm Sø, hvor der i begge søer har været store forskelle i undervandsplanternes udbredelse fra år til år (/14/; *Søndergaard et al., 1997a*), peger ikke umiddelbart på, at planterne i sig selv har større indflydelse på næringsstoff tilbageholdelsen. Der kan være en effekt under planternes henfald, hvor der ses øgede koncentrationer (*James et al., 2002*), men ellers synes ændret næringsstoff tilbageholdelse i lavvandede søer som den i Engelsholm Sø (se afsnit 2.3) ikke at være afhængig af øget planteudbredelse, men snarere en effekt af klarvandede/ikke klarvandede forhold (/9/; *Jepsen et al., 1998a*).

[Tom side]

4 Restaurering af søer

Den altafgørende betydning af næringsstofmængde for vandkvaliteten i søer og den stigende eutrofiering har betydet, at man gennem de sidste årtier over hele verden har investeret betydelige beløb i at reducere tilførslen af næringsstoffer til søer. Især fosfor er søgt begrænset via spildevandsrensning og afledning af spildevand. Som konsekvens heraf er indløbskoncentrationen af fosfor, som omtalt i indledningen, også i Danmark reduceret betydeligt, mens tilførslen af kvælstof er reduceret i mindre grad (Jeppesen et al., 2005c; Jeppesen et al., 1999a). Koncentrationen af kvælstof i vandløb er reduceret med ca. 30 % siden 1989 (Bøgestrand, 2004).

I mange tilfælde opnås imidlertid ikke en tilfredsstillende vandkvalitet på trods af store investeringer. Dette kan skyldes, at næringsstofreduktionen ikke har været tilstrækkelig eller, som omtalt i afsnit 3, en forsinket respons, enten fordi sedimentet bidrager internt med fosfor, eller fordi visse biologiske forhold reagerer trægt, så søvandets indhold af fosfor ikke reduceres nævneværdigt. Dette har ført til, at der gennem det sidste halve århundrede er udviklet en række fysiske, kemiske og biologiske restaureringstekniker med det formål at forbedre vandkvaliteten i søer (Cooke et al., 1993; Jeppesen et al., 2003a). Også i Danmark er der hovedsagelig siden midten af 1980'erne gennemført en række restaureringprojekter (Tab. 4.1). De biologiske metoder har været de mest anvendte, i mere end 50

søer landet over, mens de fysiske-kemiske har været anvendt i mindre end 10 søer (/8/; Søndergaard et al., 1998a).

For at opnå gode og vedvarende effekter af restaureringsindgreb er vigtigheden af at nedbringe den eksterne næringsstofbelastning ofte blevet understreget (Jeppesen et al., 1990; Benndorf, 1990; Steinman et al., 2004). Hvis den eksterne belastning er for høj, vil en sø efter et restaureringsindgreb hurtigt vende tilbage til en tilstand, der svarer til belastningen. For lavvandede danske søer er det blevet anbefalet, at ligevægtskoncentrationen af fosfor for at opnå varige effekter skal bringes under 50-100 $\mu\text{g P l}^{-1}$ (Jeppesen & Sammalkorpi, 2002).

Mulighederne for at gennemføre vellykkede restaureringsindgreb kan også være søspecifik og afhænge af morfologiske forhold. Genkai-Kato & Carpenter (2005) konkluderede, at mulighederne for at opnå et regimeskift fra uklare til klarvandede forhold kan være ringest i halvdybe søer, som derfor vanskeligst lader sig restaurere. Forklaringen er at der i lavvandede søer er gode muligheder for høj dækningsgrad af undervandsplanter, som kan fastholde den klarvandede tilstand, og at lagdelingen og de adskilte vandlag i dybe søer kan begrænse den interne fosforbelastnings påvirkning af den fotiske zone.

Tabel 4.1 Oversigt over metoder til restaurering af søer anvendt i Danmark

Metode	Hovedprincip og formål	Danske eksempler
Fysiske		
Sedimentfjernelse	Fosforholdigt overfladesediment fjernes for at mindske den interne fosforfrigivelse.	Brabrand Sø
Kemiske		
Iltning af bundvand	Ilt tilføres hypolimnion for at forbedre bindingspotentialt af fosfor.	Hald Sø
Nitratbehandling	Nitrat tilføres bundvandet for at øge iltningen af overfladesediment og omsætningen af organisk stof.	Lyng Sø
Aluminium-tilsætning	Aluminium tilføres vand/sediment for at øge bindingspotentialt af fosfor.	Sønderby Sø
Biologiske		
Opfiskning af fredfisk	Mængden af fredfisk (især skalle og brasen) opfiskes for at øge top-down kontrol af planteplankton.	Væng Sø
Udsætning rovfisk	Rovfisk (gedde mm.) udsættes for at mindske mængden af fredfisk og øge dyreplanktongræsningen	Udbyover Sø
Udplantning	Undervandsplanter udplantes/beskyttes i søer, hvor indvandring hindres af fugle mm.	Engelsholm Sø

4.1 Fysiske metoder

Fysiske restaureringsmetoder går i de fleste tilfælde ud på at mindske tilgængeligheden af fosfor ved fysisk at fjerne fosfor på forskellig vis. Disse metoder har kun været anvendt i enkelte større søer i Danmark.

Afledning af bundvand i dybe søer

Formålet med afledning af næringsrigt bundvand fra dybe søer er at øge transporten af fosfor ud af systemet for derved at reducere fosfortilgængeligheden i søen. Afhængig af sømorfologien findes forskellige tekniske muligheder (Klapper, 2003). Udenlandske eksempler er beskrevet blandt fra Østrig og Canada (Tolotti & Thies, 2002; Macdonald et al., 2004). Bortset fra et kortvarigt forsøg i Søllerød Sø i 1970'erne (Hovedstadsrådet, 1986; Søndergaard et al., 1998a) er det ikke en metode, der har været anvendt i Danmark.

Opgravning af sediment (Brabrand Sø)

En anden metode til at fjerne næringsstoffer på er opgravning af sediment (Cooke et al., 1993). Denne metode har været anvendt i mange mindre søer, men er i større skala i Danmark kun anvendt i Brabrand Sø ved Århus. I Brabrand Sø blev der over en 7-årig periode fjernet omkring 500.000 m³ næringsrigt sediment i en dybde fra 0 til 90 cm over store dele af søen (Jørgensen, 1998). Herved blev søens gennemsnitlige dybde øget fra 0,8 til 1,1 m, hvilket blev betragtet som en vigtig sideeffekt i forhold til at forhindre søen i at gro til. Samtidig med sedimentfjernelsen blev også den eksterne fosforbelastning i oplandet til søen reduceret betydeligt, fra omkring 100 til 20 tons fosfor årligt.

De parallelle indgreb gør det vanskeligt at skelne effekten af sedimentfjernelsen fra effekten af belastningsreduktionen. Effekten af sedimentfjernelsen på vandkvaliteten i Brabrand Sø var dog umiddelbart begrænset. Den gennemsnitlige fosforkoncentrationen i søvandet er i perioden mindsket fra næsten 1 mg P l⁻¹ til 0,3-0,4 mg P l⁻¹, men sigtddybden blev kun øget marginalt på grund af de stadigvæk høje fosforkoncentrationer. Sammenlignes indsvingningsforløbet for indholdet af fosfor efter reduceret eksterne belastning med Søbygård Sø, viser Brabrand Sø sig dog at reagere væsentligt hurtigere svarende til, at påvirkningen fra sedimentet er mindre markant (Jørgensen et al., 1998). Der er for nylig etableret en forsøg til Brabrand Sø (Årslev Engsø) for derved at mindske tilførslen af næringsstoffer. De foreløbige resultater og beregninger peger på, at dette vil føre

til en væsentlig reduktion af kvælstof- og fosfortilførslen (Hoffmann et al., 2004). Det er dog problematisk at anvende de første års resultater fra nydannede søer, fordi tilstanden og tilbageholdelsen af næringsstoffer i starten kan adskille sig betydeligt fra den, der ses på længere sigt (Søndergaard & Jeppesen, 1991).

4.2 Kemiske metoder

De kemiske metoder er mangfoldige, men alle går i princippet ud på at begrænse tilgængeligheden af fosfor ved enten at forbedre det eksisterende bindingspotentiale via fx iltning af bundvandet og overfladesedimentet (Jäger, 1994; Müller & Stadelmann, 2004) eller ved at tilføre ekstra bindingspotentiale ved fx aluminium- eller jerntilsætning (Boers et al., 1994; Welch & Cooke, 1999). I visse sammenhænge, som fx ved iltning af bundvand, kan formålet også være at forbedre levevilkårene for fisk og bunddyr (Müller & Stadelmann, 2004). I Danmark er gennemført ilttingsprojekter i fem større søer, aluminium- eller jerntilsætning i to søer og nitrattilsætning i en sø.

Tilførsel af ilt til bundvandet i dybe søer (Hald Sø)

Det mest omfattende ilttingsprojekt i Danmark er gennemført i Hald Sø ved Viborg. Her er der de fleste år siden 1985 tilført ren ilt til bundvandet i dele af sommerhalvåret (/8/; Rasmussen, 1998). Ilten tilføres via diffusorer i de to dybeste områder af søen. Også i Hald Sø blev der sideløbende med restaureringsindgrebet gjort en indsats for at reducere den eksterne næringsstoffbelastning ved nedlægning af dambrug, hvilket gør det vanskeligt at adskille effekten af iltningen.

Tilførslen af ilt til Hald Sø medførte ikke væsentlige stigninger i den gennemsnitlige iltkoncentration i bundvandet, men koncentrationen af nitrat blev øget som følge af nitrifikationen af ammonium (Rasmussen, 1998). Den interne belastning med fosfor blev væsentlig reduceret efter indgrebet, fra en nettofrigivelse på 1,5-3,7 tons P pr. år til en nettotilbageholdelse på 0,3-0,7 tons P pr. år efter indgrebet.

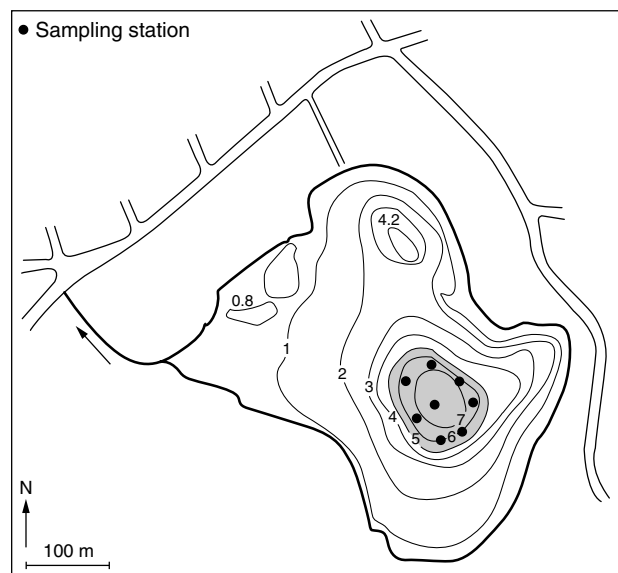
Iltningen blev stoppet efter 12 år, men senere genoptaget, da der viste sig tegn på forværring af tilstanden igen (Rasmussen, pers. medd.; www.miljo.viborgamt.dk). I dag iltes der stadigvæk i nogle måneder hver sommer. Nødvendigheden af et langvarigt restaureringsforløb illustrerer, at indgreb af denne karakter i høj grad er symptombehandling, hvor der kun i ringe grad gribes ind over for pro-

blemets kerne, nemlig sedimentets store iltforbrug og frigivelsen af fosfor fra en mobil pulje. Først når den let nedbrydelige organiske pulje ophobet i sedimentet, og hvad der måtte være kommet til af nyt materiale, er mineraliseret eller begravet dybt i sedimentet, kan sedimentets iltforbrug forventes at falde og dermed føre til øget binding af fosfor.

Mulighederne for at begrænse frigivelsen af fosfor fra sedimentet ved iltning af bundvandet kan diskuteres. Gächter & Müller (2003) anførte således på baggrund af 15 års erfaringer med iltning af Lake Sempach (Schweiz), at øgede iltkoncentrationer i hypolimnion hverken førte til reduceret fosforfrigivelse fra sedimentet om sommeren eller øget permanent retention af fosfor. De konkluderede, at iltning kun fører til øget fosfortilbageholdelse, hvis sulfidproduktionen mindskes, og mere ferrosulfat (fx vivianit) og mindre FeS deponeres i det anoxiske sediment.

Tilførsel af nitrat til bundvand og sediment (Lyng Sø)

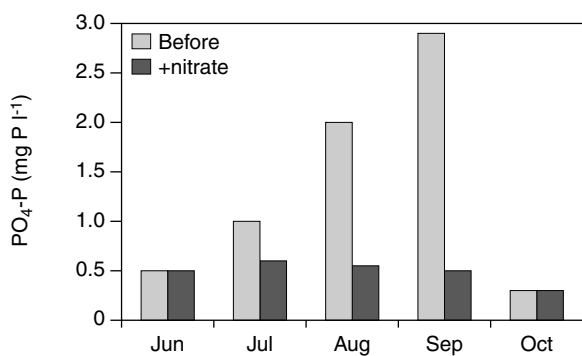
Anvendelsen af nitrat i restaureringsammenhænge blev introduceret i svenske søer tilbage i 1970'erne med den såkaldte Riplox-metode (Ripl, 1976). Ved denne metode tilsættes nitrat til sedimentet for at forøge mineraliseringen og forbedre den redoxfølsomme binding af fosfor til jern. I modsætningen til iltning af bundvand, som omtalt ovenfor, er målsætningen altså som udgangspunkt ikke kun at oxidere overfladesedimentet, men også at øge omsætningen af organisk materiale via denitrifikation og dermed hurtigt både mindske sedimentets iltforbrug og øge dets fosforbindingspotentiale. Nitrat tilføres ved at nedharve det i sedimentets øverste 15-20 cm (//; Ripl, 1976). Efterfølgende kan der suppleres med ekstra jern, hvis den naturlige koncentration er ringe. Metoden har været kritiseret for bl.a. ikke at tage højde for de situationer, hvor frigivelsen af fosfor ikke er redoxafhængig (Pettersen & Boström, 1982). Samtidig er metoden også i sin oprindelige form rimelig "hårdhændet" over for organismerne i søen, fordi der opnås flere ekstremværdier med blandt andet pH ned til 3, men dette kan afhjælpes ved samtidig tilsætning af kalk (Ripl, 1976). Metoden har kun fundet ringe anvendelse siden introduktionen, men bl.a. Willenberg *et al.* (1984), Foy (1986), Donabaum *et al.* (1999) og Wauer *et al.* (2005) fandt eksperimentelt og i fuldskalafor søg gode effekter og reduceret fosforfrigivelse ved tilsætning af nitrat. Tilførsel af nitrat til bundvandet i dybe søer som en restaureringsmetode er kun beskrevet i enkelte tilfælde (Erlandsen *et al.*, 1988).



Figur 4.1 Dybdekort over Lyng Sø med angivelse af de 8 prøvetagningsstationer. Fra //.

I Danmark er der ikke gennemført egentlige restaureringer med nitrat, men der er eksperimenteret med anvendelsesmulighederne i fuldskala i den 10 hektar store og 7,6 m dybe, sommerlagdelte Lyng Sø ved Silkeborg (//) (Fig. 4.1). Her blev der gennem to somre tilsat calciumnitrat ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$) til de ca. 10 % af søarealet med vanddybder over 5 m. Søen lagdeles hver sommer fra omkring 1. juni til 1. oktober med et springlag i 3-5 m's dybde. Tilsætningen skete det første år i form af opløst nitrat, mens der det andet år blev tilsat nitrat i pilleform. Der blev anvendt væsentligt mindre mængder end ved den oprindelige Riplox-metode, nemlig kun 8-10 g N m⁻² yr⁻¹ mod 141 mg N m⁻² i den svenske Lillesjön (Ripl, 1976). Der blev således ikke tilført større mængder, end at den tilsatte nitrat kunne være opbrugt før efterårscirkulationen. Denne fremgangsmåde blev benyttet, fordi Lyng Sø kun har en ringe vandudskiftning, og planteplanktonet potentielt er kvælstofbegrænset i dele af året.

Nitrattilsætningen i Lyng Sø havde markante effekter på ophobningen af fosfat i bundvandet. I år uden tilsætning blev der målt koncentrationer på op til 2,9 mg P l⁻¹ mod op til 0,8 og 1,2 mg P l⁻¹ i de to behandlingsår (Fig. 4.2). Effekten var størst ved tilsætning af opløst nitrat, formentlig fordi nitrattillerne sank et stykke ned i det bløde sediment og derfor ikke havde samme indflydelse på overfladesedimentets evne til at binde fosfor. Jernkoncentrationerne var ligeledes mindre i år med nitrattilsætning, hvilket indikerer den forventede kobling mellem sedimentets frigivelse af jern og fosfor. Tilsætningen af nitrat førte til en forøget ophobning af ammonium i bund-



Figur 4.2 Koncentrationen af orthofosfat gennem sommer og efterår i hypolimnion (6,5 m's dybde) af Lyng Sø i år uden (before) og i år med (+ nitrate) tilførsel af nitrat til bundvandet. Gentegnet efter /7/.

vandet, hvilket er i modsætning til andre forsøg med nitrattilsætning (Ripl & Lindmark, 1978; Foy, 1986; Erlandsen et al., 1988; Faafeng et al., 1997). Den forøgede ophobning af ammonium kan være et udtryk for en øget mineralisering, men det kan heller ikke udelukkes, at en del af den tilsatte nitrat er omsat disassimilatorisk til ammonium. I reducerede miljøer er denne proces blevet foreslået som vigtigere end denitrifikation, fordi den giver ekstra elektroner til rådighed (Priscu & Downes, 1987). Reduktionen til ammonium kan være så høj som 30-50 % (Kasper, 1985; Priscu & Downes, 1987; Downes, 1991), og den øgede akkumulering af ammonium i Lyng Sø kan i princippet forklares ved denne mekanisme alene (/7/).

Betydningen af nitrat for akkumuleringen af fosfat i bundvandet er også illustreret ved målinger fra den 29 m dybe Knud Sø, hvor indholdet af nitrat i bundvandet varierer fra år til år. I år med nitratkoncentrationer under 0,1 mg N l⁻¹ blev der opnået fosfatkoncentrationer på 0,8-1,5 mg P l⁻¹, mens fosfatkoncentrationen ikke oversteg 0,01 mg P l⁻¹ i år med nitratkoncentrationer > 1,3 mg N l⁻¹ (Andersen et al., 1980; Andersen 1994).

Tilsætning af aluminium og jern

Tilsætningen af jernsalte (Foy, 1985; Yamada et al., 1986; Boers et al., 1994) og aluminiumsalte (Kennedy & Cooke, 1982; Sonnichsen et al., 1997; Hansen et al., 2003) har været vidt anvendt med det formål at øge bindingspotentialen af fosfor og derved mindske søkoncentrationen af fosfor. Både jern og aluminium har en god evne til at binde fosfor, men bindingen til aluminium er ikke redoxafhængig i modsætning til jern. Imidlertid kan der være toksiske effekter af aluminium ved lav alkalinitet og pH under 5,5 (Cooke et al., 1993). Negative effekter er også registreret på *Daphnia* (Schumaker et al., 1993; Reitzel et

al., 2003). Der findes mange beskrivelser af aluminiumtilsætninger, men generelt kun få om langtidseffekter (Lewandowski et al., 2003).

I Danmark er det eneste større fuldskalaprojekt gennemført i den 8 hektar store Sønderby Sø på Fyn (Reitzel et al., 2003). Mesocosmosforsøg med tilsætning af aluminium viste en markant reduktion i indholdet af fosfor og en forøget koncentration af NaOH-P i sedimentet. Efterfølgende er der gennemført en fuldskaladosering af hele søen. Jern- og aluminiumtilsætning er også forsøgt anvendt i Kollelev mose på Sjælland.

4.3 Biologiske metoder

De biologiske metoder er også mange, men de fleste drejer sig om at påvirke fiskebestanden enten ved en selektiv opfiskning af zooplanktivore arter eller ved udsætning af rovfisk for derigennem at øge dyreplanktonets muligheder for at holde mængden af planteplankton nede og derved skabe klart vand (Shapiro & Wright, 1984; Benndorf et al., 1988). Opfiskning eller udsætning af rovfisk er også de to mest anvendte metoder i Danmark.

Opfiskning af fredfisk

I Meijer et al. (1999), Hansson et al. (1998) og Jepsen & Sammalkorpi (2002) er der opsummeret en række erfaringer omkring brugen af biomanipulation som restaureringsværktøj. Danske erfaringer er samlet i Søndergaard et al. (1998a) og /8/. Generelt viser forsøgene såvel i Danmark som andre steder i verdenen meget varierende resultater. Langtidserfaringerne med mange biomanipulationsprojekter er ligeledes stadigvæk begrænsede.

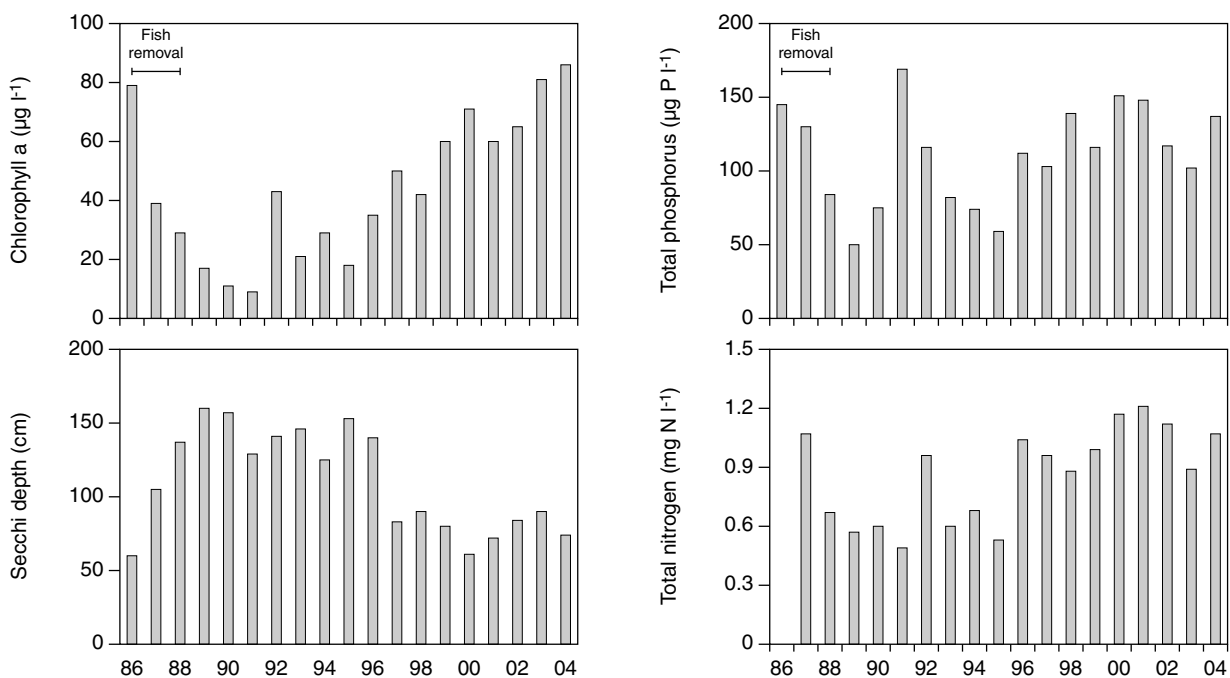
I Danmark er indgrebet i Væng Sø i Midtjylland, hvor omkring 50 % af fredfiskebestanden blev fjernet, det bedst dokumenterede. Her blev der over 2-3 år fjernet i alt 2,5 tons fisk, svarende til 16 g m⁻² (/14/; Søndergaard et al., 1998a; Jepsen et al., 1998b). Heraf udgjorde brasen 48 % og skalle 51 %. Indgrebet førte til markante ændringer i hele søens tilstand (Fig. 4.3): Planteplanktonmængden blev reduceret, gennemsnitsstørrelsen af dyreplankton øgedes, sigtdybden forbedredes, og i løbet af 1-2 år skete der også en indvandring af undervandsplanter, som i løbet af få år dækkede hele søarealet (Fig. 4.4). I starten dominerede kruset vandaks (*Potamogeton crispus*), men senere blev vandpest (*Elodea canadensis*) totalt dominerende og dækkede søen fra bund til vandoverflade over næsten hele søen. I takt med undervandsplanternes øgede udbredelse steg antal-

let af vandfugle, ikke mindst de planteædende knopsvaner (*Cygnus olor*) og blichøns (*Fulica atra*). I år med stor udbredelse af undervandsplanter blev der observeret op til 300 knopsvaner og 800 blichøns i den kun 15 ha store sø. Det blev estimeret, at op til 25 % af plantebiomassen om vinteren kunne fjernes af fuglene (Søndergaard *et al.*, 1997a).

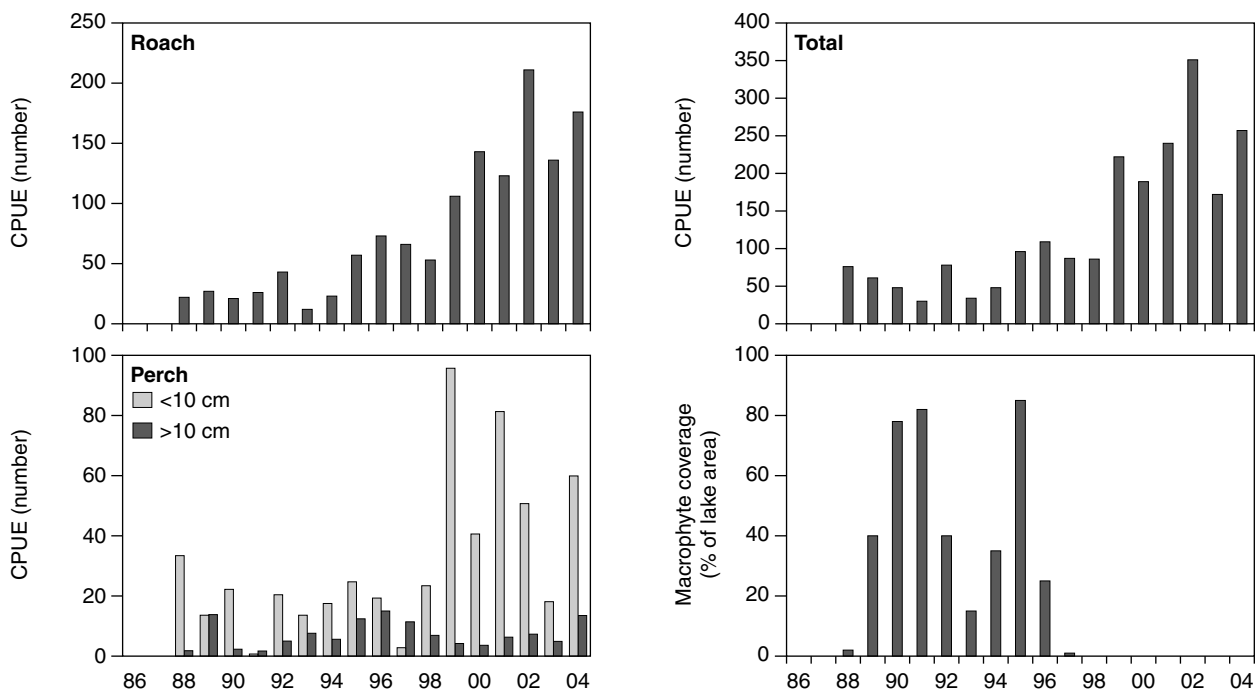
Indgrebet i Væng Sø havde markante positive effekter på vandkvaliteten i ca. 10 år (Fig. 4.3 og 4.4). Efter indgrebet har der været store fluktuationer i næringsstofindhold, hvilket kan reflektere varierende evne til at tilbageholde fosfor under vandets skiftende turbiditet, men store ændringer kan også nogle år skyldes de markante ændringer i undervandsplanternes udbredelse. Fra andre søer er det set, at henfald og nedbrydning af planter kan påvirke den interne cirkulation af fosfor (James *et al.*, 2002). Resultaterne fra Væng Sø illustrerer, at indgreb i fiskebestanden ikke nødvendigvis fører til varige effekter, og at det kan være nødvendigt med flere indgreb, før stabile tilstande opnås. Årsagen til den tidsbegrænsede effekt på trods af en lav ekstern næringsstofbelastning er ikke klarlagt, men skal eventuelt søges i sedimentet. Her er der ophobet store mængder mobilt fosfor, der potentielt udgør en risiko for en stor intern fosforbelastning og dermed et skift tilbage til en uklar tilstand, hvis ikke den klarvandede tilstand fastholdes. I forhold til at anvende indgreb i fiskebestanden til at opnå varige effekter er det derfor vigtigt også at vurdere sedi-

mentets rolle. Etableringen af vandpest som den altdominerende art i Væng Sø kan også have bidraget til at skabe mere ustabile forhold, fordi vandpest er en art, der er kendt for at svinge voldsomt i udbredelse fra år til år (Rørslett *et al.*, 1985).

Positive effekter på vandkvaliteten af indgreb i fiskebestanden opnås ikke kun ved at mindske prædationstrykket på dyreplanktonet. Ved en reduktion af bentivore arter, herunder ikke mindst brasen, mindskes også prædationstrykket af fisk på bunddyrene. Dette har stor betydning for bl.a. aborre, som også har bunddyr som en vigtig fødekilde. En stor brasenbestand kan således føre til en fødemæssig flaskehals for de arter, som også lever af bunddyr (Persson & Greenberg, 1990). For aborrens vedkommende kan dette betyde, at den har vanskeligt ved at nå det stadium, hvor den går over til at være rovfisk. Flere af de danske eksempler har da også vist, at aborren opnår en betydeligt højere væksthastighed, når brasen fjernes (Søndergaard *et al.*, 1998a). Endelig kan opfiskningen af bentivore arter som brasen og skalle også have en positiv indflydelse på vandets sigtbarhed, fordi disse arter via deres fødesøgning i sedimentoverfladen hvirvler partikler op i vandet (Breukelaar *et al.*, 1994; Tátrai *et al.*, 1997) eller forøger frigivelsen af næringsstoffer (Brabrand *et al.*, 1990; Havens, 1991).



Figur 4.3 Sommergennemsnitlig sigtdybde, klorofyl *a*, totalfosfor og totalkvælstof i Væng Sø fra 1986 til 2004. Baseret på Søndergaard *et al.* (1997a, 1998a) og upublicerede data.



Figur 4.4 Udviklingen i fiskemængde og sammensætning samt undervandsplanternes dækningsgrad i Væng Sø, efter at 50 % af fredfiskebestanden blev fjernet i 1986-1988. Antallet af fisk er angivet som fangst per garn per nat (catch per unit effort, CPUE). Baseret på Søndergaard *et al.* (1997a, 1998a) og upublicerede data.

De bedste effekter ved opfiskning af fredfisk er opnået i de situationer, hvor der fjernes en stor procentdel af den samlede fiskebestand. Hvis en for ringe andel fjernes, er der risiko for, at den tilbageværende bestand blot opnår en bedre yngle- og vækstsucces og dermed hurtigt igen når op på en høj bestand. Det er derfor blevet anbefalet, at mindst 70-80 % af fredfiskebestanden fjernes og helst inden for en kort periode (Jeppesen & Sammalkorpi, 2002). Jeppesen & Sammalkorpi (2002) konkluderer også, at det er nødvendigt at nå ned under en fiskebiomasse på ca. 50 kg ha^{-1} , og afhængig af totalfosforkoncentration (TP, $\mu\text{g P l}^{-1}$) angives der for at opnå resultater at skulle fjernes (kg ha^{-1}): $16,9 * \text{TP}^{0,52}$.

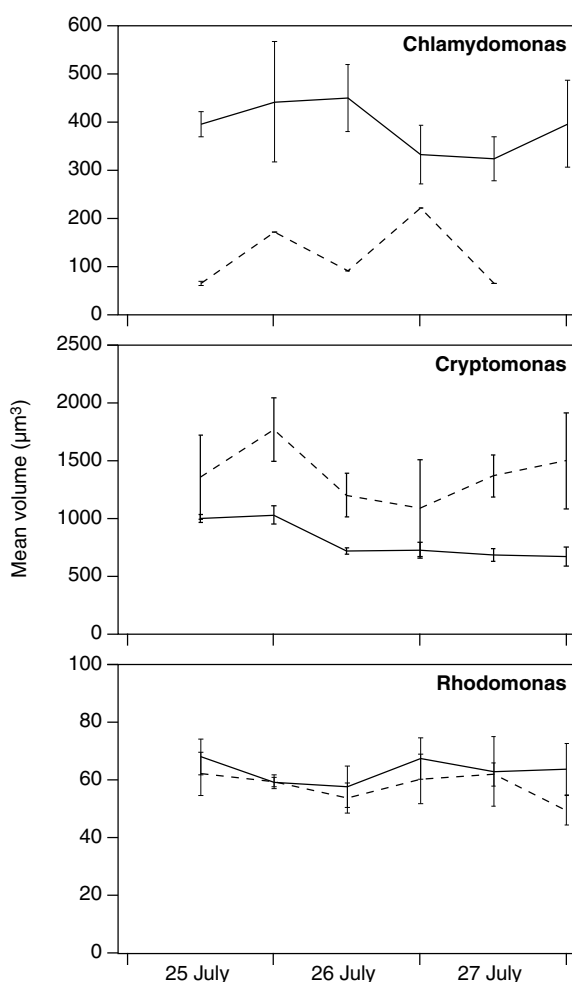
Udsætning af rovfisk

Som alternativ eller supplement til opfiskning af zooplanktivore fiskearter kan der udsættes rovfisk (Prejs *et al.*, 1994; Berg *et al.*, 1997; Skov & Berg, 1999; Skov *et al.*, 2003a). I Danmark har der især været anvendt gedde, samt i enkelte tilfælde aborre eller regnbueørred (Søndergaard *et al.*, 1998b). Princippet ved udsætning af rovfisk er som ved opfiskningen at reducere mængden af fiskenes prædation på dyreplanktonet. Ved udsætningen af gedder anvendes normalt yngel med en størrelse på omkring 2-6 cm (Berg *et al.*, 1997; Søndergaard *et al.*, 1997b). Her er formålet at begrænse mængden af ynglen af skalle og brasen. For nylig er udsætning af gedder også

blevet anvendt i restaureringen af de indre søer i København (Skov & Berg, 2003).

Et af de mest omfattende og tidligste forsøg med udsætning af geddeyngel blev foretaget i den 10 ha store Lyng Sø ved Silkeborg. Her blev der gennem seks år udsat mellem 0 og 3600 stk. geddeyngel pr. ha med det formål at vurdere effekten på de øvrige trofiske niveauer. Effekten af de forskellige udsætningstætheder synes markant og også at slå igennem på de forskellige trofiske niveauer. I år med ingen eller ringe udsætning blev der observeret høje mængder zooplanktivore arter, ringe dyreplanktonbiomasse og højt klorofyl *a* indhold, mens det modsatte var tilfældet i år med stor udsætning (Søndergaard *et al.*, 1997b).

Et af problemerne ved at anvende rovfiskeyngel som gedde er, at effekten kun opnås det år, hvor udsætningen foretages og i princippet kun en kort periode omkring udsætningstidspunktet. En søs bærebestand af gedde er nemlig først og fremmest afhængig af bredzonens areal (Grimm & Backx, 1990), og dermed vil en kunstig høj tæthed af gedder hurtigt reduceres. Hvis tætheden er høj og habitatmulighederne ringe, vil der være en høj dødelighed bl.a. via kannibalisme (Skov *et al.*, 2003b) Udsætningstidspunktet af geddeyngel er derfor også ret kritisk, og for at opnå optimal effekt skal udsætningen foretages lige efter det tidspunkt, hvor ynglen af fredfisk kommer frem. Da dette tidspunkt va-



Figur 4.5 Forskelle i biovolumen af tre planteplanktonslægter (*Chlamydomonas* sp., *Cryptomonas reflexa*, *C. curvata* og *C. marssonii*, samt *Rhodomonas* sp.) i indhegninger med undervandsplanter (stiplet linje) og uden undervandsplanter (fuld optrukket linje). Forsøgene blev gennemført som triplikater (gennemsnitsværdier samt standard error angivet) i 20 m² store indhegninger i Stigsholm Sø fra 25. til 27. juli 1994 med prøvetagninger ved middag og midnat. Fra /10/.

rierer betydeligt fra år til år afhængig af især temperatur, kan optimering være en vanskelig sag, og generelt er der da også i andre restaureringsindgreb ved udsætning af gedder opnået meget varierende effekt (Grønkjær et al., 2004)). Ligeledes synes det nødvendigt med en massiv udsætning af geddeyngel for at opnå tilstrækkelige effekter (Søndergaard et al., 1997b). En nyere analyse af erfaringer fra geddeudsætning i otte danske søer tyder på en generelt ringe effekt af udsætningen (C. Skov, pers. medd.).

Udplantning og beskyttelse af undervandsplanter

Undervandsplanter har en række positive effekter på lavvandede søers vandkvalitet og spiller en central rolle for fastholdelsen af den klarvandede tilstand (Scheffer et al., 1993; Jeppesen et al., 1997b; Jeppesen,

1998). I forhold til restaurering af lavvandede søer er det derfor vigtigt at sikre en god og stabil udbredelse af undervandsplanter, som bl.a. også illustreret ved resultaterne fra Væng Sø.

Undervandsplanterne har også via en række direkte og indirekte mekanismer stor betydning for planteplanktonet i lavvandede søer (/10/): Undervandsplanterne skaber en struktur, som øger mængden af både plantetilknyttede og pelagiske arter af dyreplankton og derved bidrager med et større græsningstryk (Timms & Moss, 1984; Stansfield et al., 1997; Lauridsen et al., 1997); ændret næringsstofftilgængelighed ved tilstedeværelsen af planter kan påvirke både mængde og sammensætning af planteplankton; allelopatiske effekter af arter såsom *Chara* eller *Stratiotis* er antydnet i flere undersøgelser (Brammer, 1979; Wiium-Andersen et al., 1982; Mulderij et al., 2003); øget sedimentation på grund af det mere stillestående vand (Barko & James, 1997); samt skyggende effekter (Sand-Jensen, 1989). Samlet set observeres derfor normalt væsentlige lavere mængder af planteplankton ved tilstedeværelsen af undervandsplanter (Tab. 4.2). Også den gennemsnitlige størrelse af nogle planteplanktonslægter kan være påvirket af tilstedeværelse eller fravær af undervandsplanter (Fig. 4.5).

Tabel 4.2 Klorofyl *a* koncentrationer (µg l⁻¹) og planteplanktonbiomasse (mm³ l⁻¹) dag og nat i indhegninger med (50 % plantedække) og uden planter. Der er vist gennemsnit for tre indhegninger +/- SD (i parentes) fra 1-3 dages prøvetagninger. Fra /10/.

	Med planter		Uden planter	
	dag	nat	dag	nat
Klorofyl	17 (19)	8,3 (4,0)	64 (10)	37 (7,9)
Biomasse	0,80 (0,78)	0,31 (0,21)	8,1 (1,4)	7,6 (2,1)

I restaureringsmæssig sammenhæng har udplantning af undervandsplanter været anvendt for at sikre den stabile klarvandede tilstand (Donabaum et al., 1999; Lauridsen et al., 2003). Dette er især relevant i de situationer, hvor indvandringen og spredningen af planter begrænses af fx manglende spredningsmuligheder, eller i de tilfælde, hvor planteædende fugle såsom blishøns og knopsvaner mindsker mængden af planter eller i nogle situationer direkte forhindrer, at planterne kan etablere og sprede sig (Mitchell & Wass, 1996; Søndergaard et al., 1996). Etablering af beskyttende trådnæt omkring eksisterende eller udplantede planter kan anvendes til at fremme vilkårene for planterne (Jeppesen et al., 1997a; Lauridsen et al., 2003).

[Tom side]

5 Perspektivering og fremtidige problemstillinger

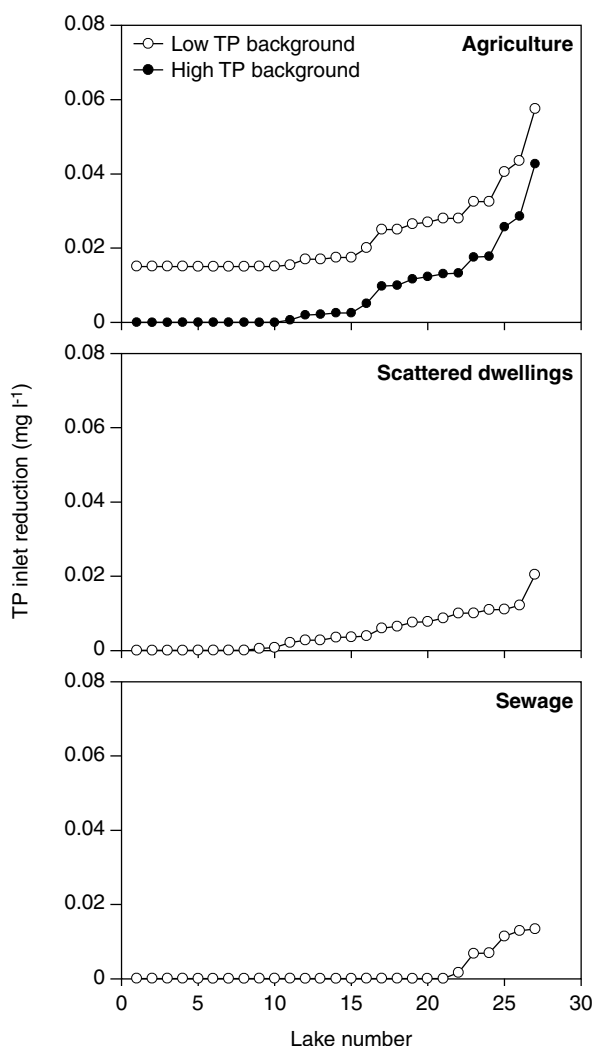
Som illustreret i det foregående, spiller den eksterne tilførsel af næringsstoffer og de interne interaktioner mellem vand og sediment en afgørende rolle for søernes vandkvalitet. Selv om der er opnået forbedringer i de danske søers tilstand inden for de seneste 10-20 år, vil metoder til at reducere såvel den eksterne som den interne næringsstofbelastning til søer være centrale emner også fremover i forsøg på at etablere en tilfredsstillende vandkvalitet. Men også nye forvaltnings- og klimamæssige problemstillinger trænger sig på.

5.1 Næringsstoffer og vandkvalitet

Efterhånden som de fleste punktkilder af næringsstoffer til søerne er reduceret til et minimum, og der stadigvæk for mange søer er et stykke vej, før målsætningen i en ligevægtssituation er opfyldt, bliver det nødvendigt i højere grad at fokusere på de mere diffuse næringsstofkilder. Her udgør belastningen fra det åbne land og den spredte bebyggelse nu de betydeligste kilder. Den relative belastning med fosfor fra det åbne land blev fra perioden 1989-95 til 1996-2002 øget fra at udgøre 47 % til 57 % (Jensen *et al.*, 2004). Det betyder også, at hvis der for alvor skal ændres på søernes belastning med fosfor, så er der nødvendigt at reducere tilførslen fra landbrugsområderne (Fig. 5.1). Andelen af kvælstof, der stammer fra det åbne land, har været ret konstant siden 1989. I 2003 udgjorde den 72 % af den totale tilførsel til søerne (Jensen *et al.*, 2004).

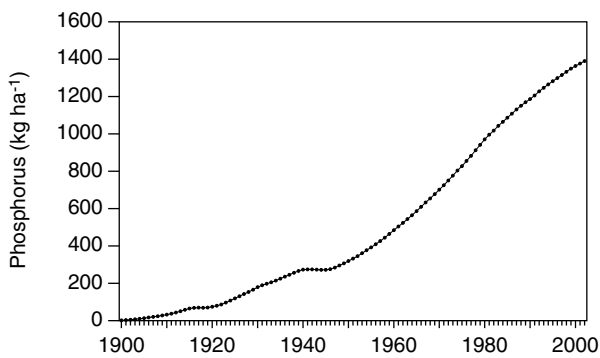
Denne relative forøgelse i det diffuse bidrag af fosfor behøver ikke kun at skyldes, at punktkilderne er blevet reduceret, men kan også hænge sammen med en øget risiko for udvaskning fra dyrkede områder. Gennem hele det sidste århundrede er der sket en nettotilførsel af fosfor til landbrugsjorden (Fig. 5.2). Fosforoverskuddet toppede omkring 1980 med 30 kg fosfor pr. ha, men var i 2000 nede på et overskud på omkring 15 kg fosfor pr. ha (Nielsen *et al.*, 2005).

Dette er en udvikling, som også er registreret i andre lande, fx i oplandet til Lough Neagh i Nordirland (Foy *et al.*, 1995) og i Irland (Jennings *et al.*, 2003). Denne problemstilling vil også være relevant fremover, fordi der stadigvæk – og også efter iværksættelsen af den seneste vedtagne Vandmiljøplan III – vil være en nettotilførsel og dermed akkumulering af fosfor til landbrugsjorden og øget risiko for udvaskning.



Figur 5.1 Reduktionen i indløbskoncentrationen af totalfosfor i 27 overvågningssøer, der opnås, hvis den nuværende (2002) tilførsel fra henholdsvis landbrug, spredt bebyggelse og spildevand reduceres med 50 %. For landbrugsbidraget er der vist både en situation, hvor naturbidraget udgør 55 $\mu\text{g P l}^{-1}$ (high TP background) og 25 $\mu\text{g P l}^{-1}$ (low TP background). Søerne er rubriceret efter stigende grad af reduktion i indløbsvandet og er ikke vist i samme rækkefølge på de tre delfigurer. Fra Søndergaard *et al.* (2003b).

Den interne fosforbelastning vil efterhånden aftage, efterhånden som søerne nærmer sig en ligevægt med den eksterne belastning, og i de søer, hvor den interne belastning er afgørende for vandkvaliteten, er det derfor i princippet blot et spørgsmål om tid, før vandkvaliteten forbedres. I nogle søer går der en lang årrække, som illustreret i afsnit 2.4. Det kan fremover være nødvendigt i højere grad at tage højde for betydningen af den interne fosforfrigivelse, - ikke mindst i søer, hvor der er ophobet en stor



Figur 5.2 Ophobningen (nettooverskud) af fosfor i dansk landbrugsjord gennem de seneste 100 år. Fra Nielsen *et al.* (2005b).

fosforpulje, og i søer, hvor der kun langsomt sker en udtømmning af fosforpuljen.

Også samspillet mellem de enkelte biologiske komponenter og deres påvirkning af de kemiske forhold har vist sig på mange måder at have stor indflydelse på søernes tilstand. Man kan sige, at nok er det tilgængeligheden af næringsstoffer, der sætter scenen, men rollerne og søens tilstand udfyldes af de forskellige biologiske komponenter og deres samspil. Samtidigt kan der som nævnt også være en betydelig vekselvirkning, hvor ændringer i de biologiske forhold også påvirker næringsstofforholdene. Set i et større perspektiv vil en større andel af klarvandede søer og øget tilbageholdelse af både kvælstof og fosfor også bidrage til at mindske næringsstofforholdene af nedstrømsbeliggende vandområder, herunder fjorde og kystnære områder.

5.2 Klimaeffekter

Der er flere og flere tegn på, at klimaet er under ændring, selv om årsagerne hertil og graden af ændringer stadigvæk er til debat. De kommende klimaforandringer kan påvirke tilstanden i søerne og eventuelt modvirke de tiltag, der gøres for at forbedre vandkvaliteten. Effekter forventes især på to områder: via øget nedbør og øget temperatur (Jeppesen *et al.*, 1992).

Øget nedbør og eventuelt også flere ekstremhændelser med meget kraftig nedbør vil alt andet lige føre til øget udvaskning af næringsstoffer fra søernes oplande og dermed øget eutrofiering (Jeppesen *et al.*, 1992). Næringsstoffudvaskningens afhængighed af nedbør er tydelig demonstreret i NOVA-programmet, hvor forskelle i nedbør fører til forskelle i tilførslen af både fosfor og kvælstof til søerne (Jensen *et al.*, 2004). Effekterne af ændret udvask-

ning ses også i de marine områder, fx blev der i de danske åbne indre farvande set markant bedre tilstande (mindsket kvælstofkoncentration, mindsket algeproduktion og højere iltindhold) i de to tørre år 1996 og 1997 end normalt (Christensen *et al.*, 2004).

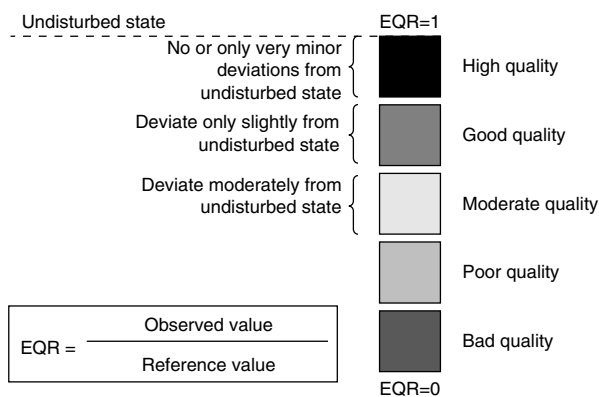
Præcis hvilke effekter, øget temperatur direkte vil få for søernes biologiske forhold, diskuteres. Scheffer *et al.*, (2001) foreslog, at øget temperatur kan bidrage til rekoloniseringen af undervandsplanter og dermed til at fastholde klarvandede tilstande. Jeppesen *et al.* (2003b) forudser derimod negative effekter på vandkvaliteten ved klimaforandringer, fordi flere varmekrævende zooplanktivore og bentivore fiskearter, såsom karpe, kan forventes. Også Genkai-Kato & Carpenter (2005) forudser negative effekter, fordi øget temperatur via øget intern fosforbelastning kan mindske den kritiske fosforbelastning, der kræves for at udløse et skift fra den uklare til den klarvandede tilstand.

Øget temperatur forventes også at kunne påvirke den sæsonmæssige tilbageholdelse og frigivelse af fosfor. Nicholls (1999) vurderede på baggrund af undersøgelser i Bay of Quinte, Lake Ontario, der viste en tæt sammenhæng mellem temperatur og sommerkoncentrationen af fosfor, at en temperaturforøgelse på 3-4 °C kunne ca. fordoble sommerkoncentrationen af totalfosfor. De foreløbige resultater af 24 danske mesocosmosforsøg, der simulerer en 3-5 graders øget temperatur inden for de næste 100 år, antyder, at perioden om vinteren med tilbageholdelse af fosfor mindskes, så den interne belastning starter tidligere (Liboriussen *et al.*, 2005; Søndergaard *et al.*, *unpub.*). Til gengæld kan øget temperatur også bevirke, at den sæsonmæssige variation i søernes fosforkoncentrationer mindskes, fordi en mindsket vintertilbageholdelse også betyder mindre potentiale til at frigive fosfor senere på året. Dette kan måske være forklaringen på, at der i næringsrige søer ikke ses den samme store forskel mellem sommer- og vinterværdier af fosfor som i lande med varmere klima som fx Sydeuropa og Florida (Jeppesen *et al.*, *in prep.*).

Endelig kan flere ekstremhændelser i form af milde vintre med kort isdække, fravær af vinterfiskedød, usædvanlige kolde eller blæsende perioder alt sammen eller i kombination føre til forhold, der er ufavorable for etableringen af undervandsplanter, og derved være med til at trigge skiftet fra den klarvandede til den uklare tilstand (Hargeby *et al.*, 2004). Øget forekomst af katastrofeagtige eller stokastiske hændelser kan således øge risikoen for pludselige og dramatiske skift mellem klarvandede og uklare tilstande (Scheffer *et al.*, 2001).

5.3 Vandrammedirektivet og fremtidig forvaltning af søer

I et tæt befolket og intensivt opdyrket land som Danmark vil søerne meget let tilføres flere næringsstoffer end de naturgivne. Ikke desto mindre er kravet i EU's vandrammedirektiv (*European Union, 2000*), at alle vandområder senest i 2015 skal have en god økologisk status karakteriseret ved en tilstand, der kun i ringe grad afviger fra den upåvirkede tilstand (referencetilstanden). Dette stiller store udfordringer til den fremtidige forvaltning af vore søer.



Figur 5.3 Oversigt over de fem økologiske klasser, der arbejdes med i Vandrammedirektivet. EQR (Ecological Quality Ratio) er et tal mellem 0 og 1 og er forholdet mellem den observerede værdi og den økologiske tilstand i den menneskelige upåvirkede tilstand. Fra Wallin *et al.* (2003).

I alt opererer vandrammedirektivet med fem forskellige økologiske klasser, der i forskellig grad afviger fra referencetilstanden (Fig. 5.3). Allerede her giver direktivet anledning til mange overvejelser, idet det ikke er så let at fastlægge en referencetilstand. Der findes forskellige muligheder: palæolimnologiske analyser, fastsættelse af karakteristika for den upåvirkede tilstand, historiske data, modellering, ekspertvurderinger – eller en kombination af disse (*Laird & Cumming, 2001; Gassner et al., 2003; Nielsen et al., 2003*). Fastlæggelse af referencetilstanden er dog problematisk, da datamængden ofte er begrænset og de naturlige variationer store. Ydermere kan det diskuteres, hvor langt tilbage i tiden man skal gå for at finde upåvirkede tilstande, da søernes tilstand langsomt forandres gennem tiden, som vist i palæolimnologiske studier (*Bradshaw, 2001; Johansson et al., 2005*). Nye undersøgelser indikerer, at det kan blive yderst vanskeligt at finde minimalt påvirkede søer, der kan fungere som referencer (*Bennion et al., 2004*). Endelig kan det diskuteres, om det overhovedet er rimeligt at tale om én referencetilstand, fordi alle søer hele tiden påvirkes af variationer i fx klimaet samtidig med, at de un-

dergår en succession fra fx dybe til mere lavvandede søer (*Amsinck et al., 2003; Søndergaard et al., 2004*).

De fem økologiske klasser skal fastlægges på baggrund af biologiske indikatorer med støtte i vandkemiske og hydromorlogiske elementer. I direktivet nævnes planteplankton, makrofytter, invertebrater og fisk som elementer, der skal anvendes til karakteriseringen. Direktivet er imidlertid ikke særlig specifik og opstiller kun generelle retningslinjer for definitionen af de foreslåede økologiske klasser (*Wallin et al., 2003*). En af de større og mere praktiske udfordringer i forbindelse med indførelsen af direktivet er derfor at bestemme, hvordan man definerer og fastsætter en specifik søs økologiske tilstand. For at komme et skridt nærmere direktivets implementering vurderet ud fra danske forhold har vi gennemført en analyse af en række vandkemiske og biologiske forhold i omkring 700 danske søer (*/2/; Søndergaard et al., 2003c*).

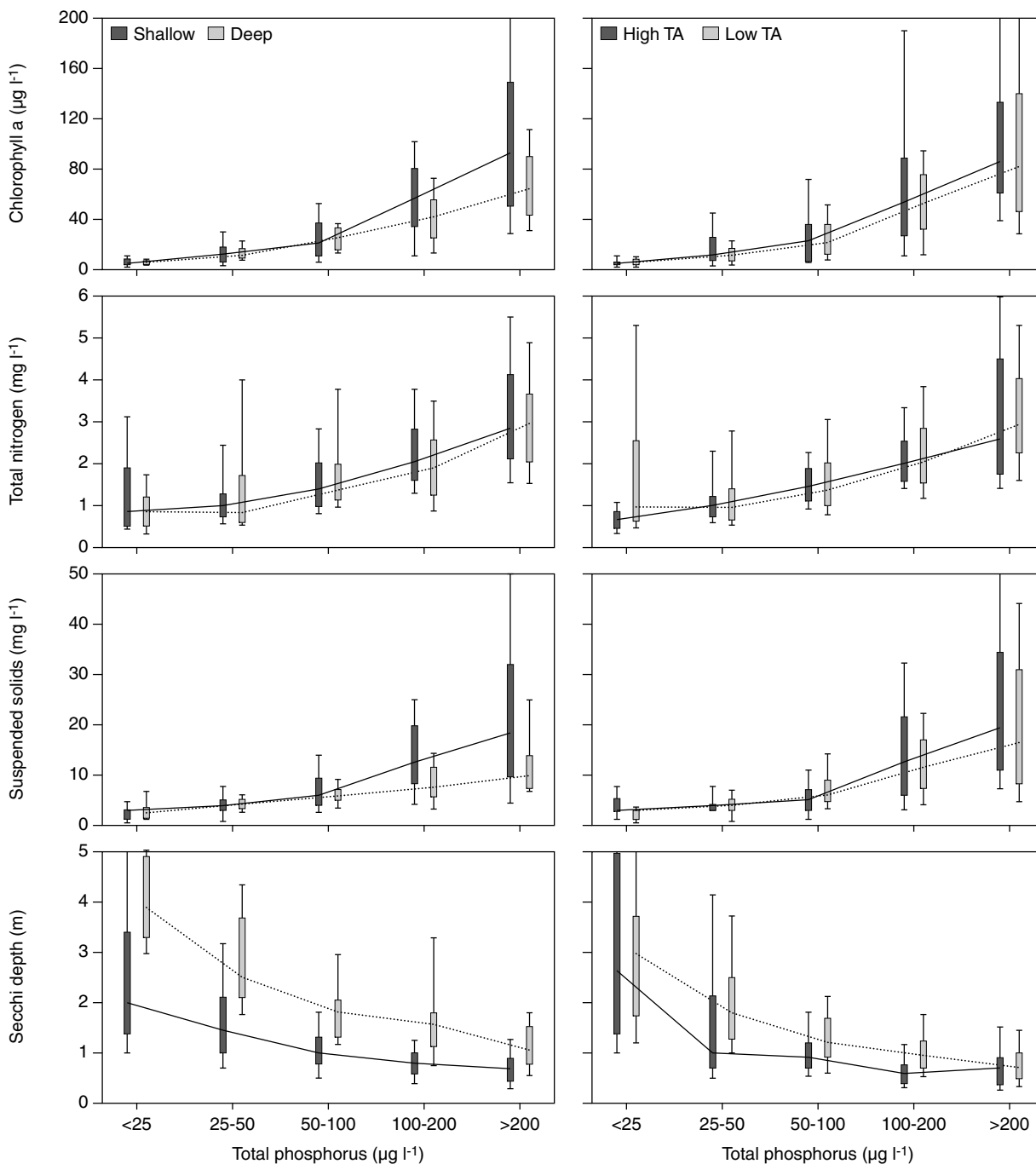
Indledningsvis valgte vi totalfosfor som nøglevariabel for vandkvaliteten. Dermed afviger vi fra ideen om at bruge referencetilstanden til at definere den nuværende økologiske tilstand. Fosfor er imidlertid den største belastning for miljøet og derfor den afgørende faktor for adskillige andre biologiske variable, som beskrevet i introduktionen (afsnit 1.1), ligesom fosfor anvendes i den nuværende klassificering af søer (*Vollenweider & Kerekes, 1982; Wetzel, 2001*). I de efterfølgende analyser rangordnede vi 22 på forhånd valgte økologiske variable, som oftest anvendes i søovervågningsammenhænge i dag, langs en totalfosforgradient for at identificere deres potentielle anvendelighed til økologisk klassificering.

Som en foreløbig klassificering anvendte vi en totalfosforbaseret inddeling i høj, god, moderat, dårlig og ringe ved anvendelse af 0-25, 25-50, 50-100, 100-200 og > 200 $\mu\text{g P l}^{-1}$ kategorier for lavvandede søer og 0-12,5, 12,5-25, 25-50, 50-100 og > 100 $\mu\text{g P l}^{-1}$ kategorier for dybe søer. Inden for hver kategori blev gennemsnitsværdier brugt til indledningsvis at definere grænserne for de biologiske indikatorer. Analyserne viste, at de fleste af de 22 undersøgte indikatorer reagerede kraftigt på stigende totalfosforkoncentrationer, men der var kun små forskelle mellem lav- og høj-alkaline søer og beskedne variationer mellem dybe og lavvandede søer (Fig. 5.4). Variationen inden for en given indikator inden for en given fosforkategori var dog meget stor, og for de flestes vedkommende var der betydelig overlapning med de tilstødende kategorier (Fig. 5.5). Biomassen af blågrønalg, dækningsgraden af undervandsplanter, antallet af fisk og klorofyl *a* var blandt

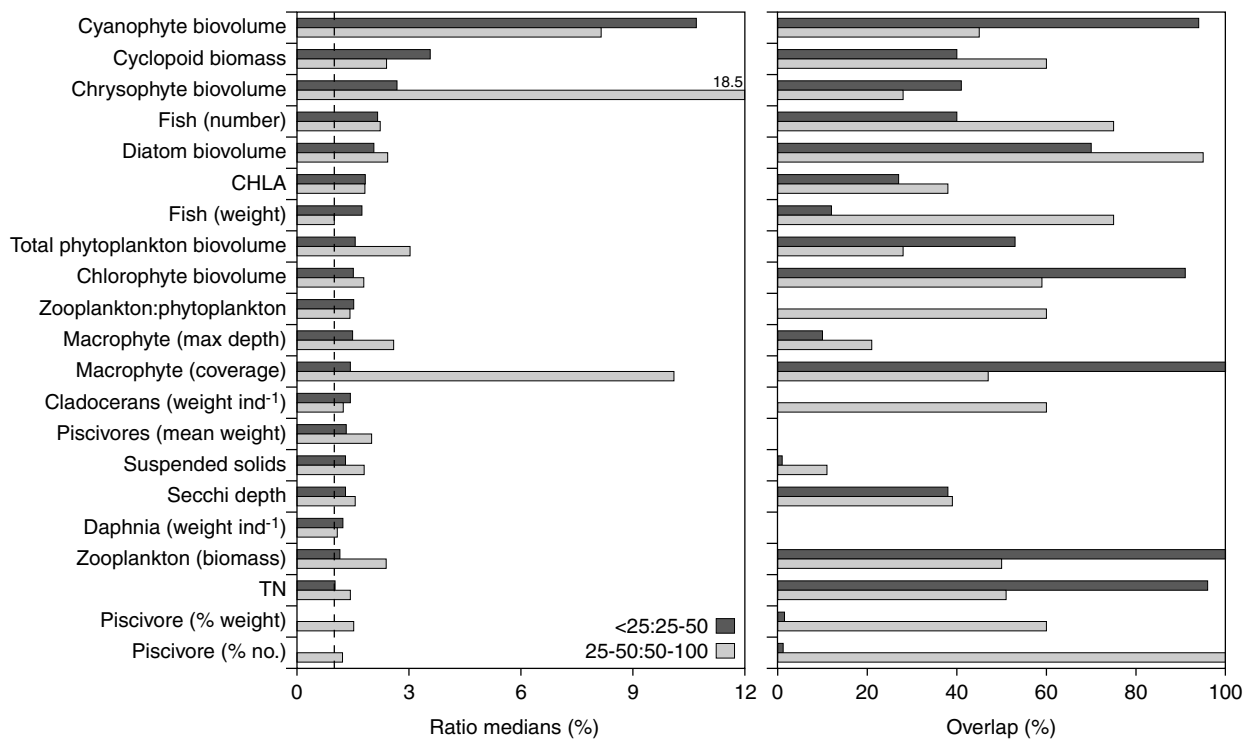
de "bedste" indikatorer, men deres evne til at adskille de forskellige totalfosforkategorier varierede med totalfosforniveaet.

Analyserne viste også, at der ved anvendelse af flere indikatorer opstår øget risiko for, at en eller flere indikatorer peger på forskellige økologiske klasser p.g.a. den store afvigelse indikatorerne imellem de

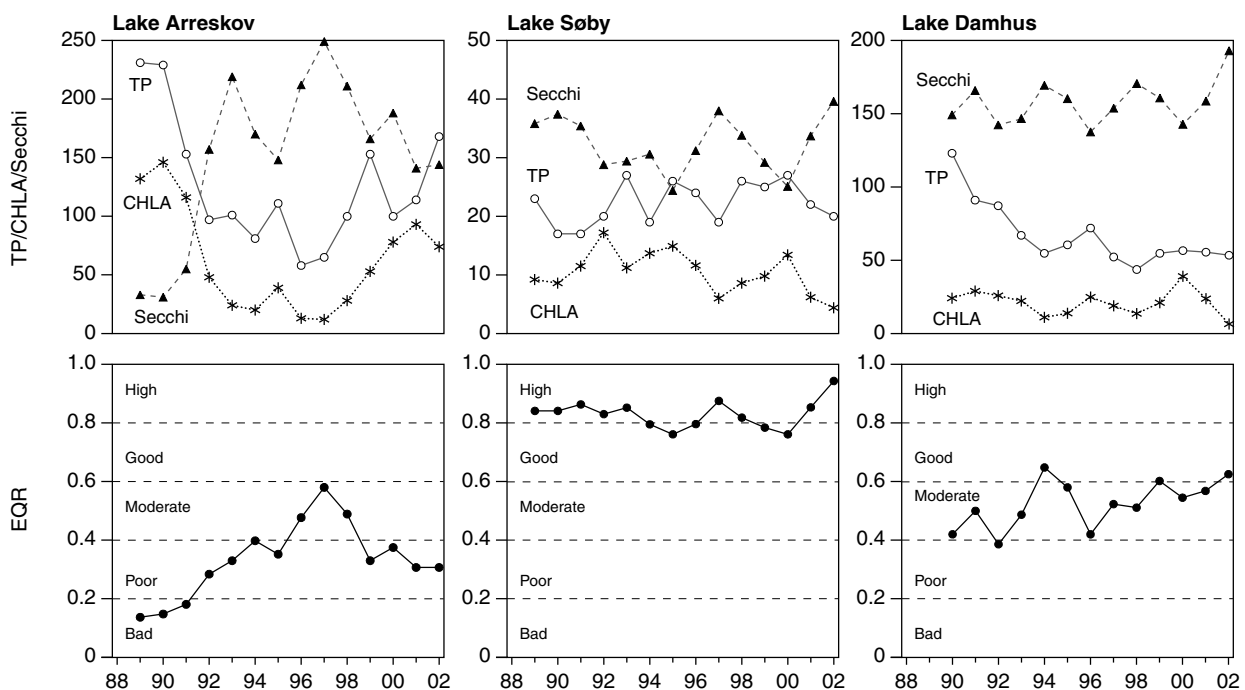
fastlagte totalfosforkategorier, så "one out – all out" princippet, hvor manglende opfyldelse af blot én indikator er tilstrækkelig til en samlet forkastelse, som foreslået i vandrammesammenhæng, synes ikke at kunne anvendes her.



Figur 5.4 Boxplots af klorofyl a, totalkvælstof, suspenderet stof og sigtddybe i fem fosforklasser inddelt i henholdsvis lavvandede (middeldybde <3 m) og dybe søer (middeldybde ≥ 3 m) og i søer med lav ($\leq 0,2 \text{ meq l}^{-1}$) og høj ($> 0,2 \text{ meq l}^{-1}$) alkalinitet. Hver boks viser 25 og 75 % kvartiler og øvre og nedre linjer 10 og 90 % percentiler. Medianværdier er forbundet med linjer. Der indgår data fra 451-631 danske søer. Fra /2/.



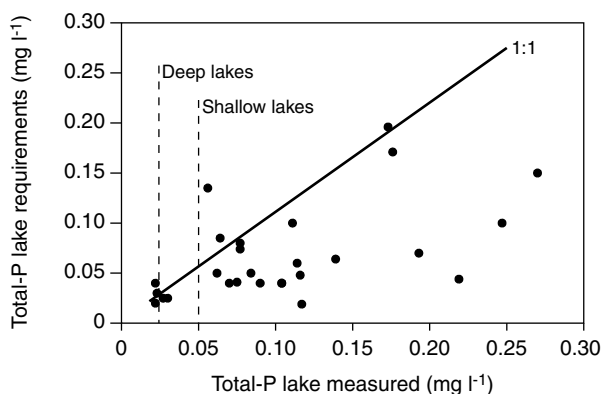
Figur 5.5 Venstre del: Forholdet mellem medianværdien for $0-25:25-50 \mu\text{g P l}^{-1}$ fosforklasserne og $25-50:50-100 \mu\text{g P l}^{-1}$ fosforklasserne for 21 mulige økologiske indikatorer. Den stiplede linje viser en ratio på 1, dvs. i tilfælde, hvor der ingen forskel er på medianværdien for de to fosforkategorier. Højre del: Overlappet mellem tilstødende fosforklasser ($0-25$ og $25-50$ samt $25-50$ og $50-100 \mu\text{g P l}^{-1}$) for 19 indikatorer. Graden af overlap er baseret på 25-75 % kvartilerne og udtrykt som % overlap med den følgende fosforklasse. Fra /2/.



Figur 5.6 Eksempler på beregninger af EQR (Ecological quality ratio) fra tre danske søer fra 1989 til 2002 baseret på anvendelsen af 22 økologiske indikatorer (fem fra planteplankton, dyreplankton, fisk og vandkemi samt to fra undervandsplanter). Ved beregningen er alle indikatorer vægtet ens. Det øverste panel viser sommergennemsnit af totalfosfor (i $\mu\text{g P l}^{-1}$), klorofyl *a* (i $\mu\text{g l}^{-1}$) og sigtdybde (i cm for Arreskov Sø og Damhussøen og i dm for Søby Sø). Fra /2/.

Alternativt kan et fastsat opfyldelsesniveau eller gennemsnitsværdi for indikatorerne anvendes i definitionen af de økologiske klasser. En præcis økologisk kvalitetsratio ("Ecological Quality Ratio", EQR) med værdier mellem 0 og 1 kan udregnes baseret på graden, hvortil en række indikatorer opfylder grænsebetingelserne. EQR blev forsøgt anvendt på tre danske søer, og forsøget viste, at den beregnede EQR værdi på relativ tilfredsstillende vis afspejlede ændringerne i fosfor, klorofyl *a* og sigtdybde (Fig. 5.6). Samlet set viste analyserne dog, at implementeringen af vandrammedirektivet rummer adskillige udfordringer, såsom gradvise snarere end trinvis ændringer for alle indikatorer, store forskelle mellem indikatorerne imellem inden for de enkelte søkategorier og problemer ved anvendelse af "one out – all out" princippet til søklassificering.

I forhold til målsætningen af danske søers vandkvalitet vil vandrammedirektivet givetvis medføre en række ændringer. Dette hænger bl.a. sammen med, at det nuværende målsætningssystem varierer temmelig meget fra amt til amt (Fig. 5.7; *Søndergaard et al., 2003c*). Omregnet til fosforindhold varierer kravet til opfyldt målsætning for de 27 ferske overvågningssøer således mellem 20 og næsten 200 $\mu\text{g P l}^{-1}$, hvor vi afhængig af vanddybde har foreslået enten 25 eller 50 $\mu\text{g P l}^{-1}$ som grænse mellem god og moderat økologisk tilstand ($/2/$). Den uensartede målsætning betyder, at det i øjeblikket er vanskeligt at sammenligne målsætningsopfyldelse på tværs af søer og områder i Danmark.



Figur 5.7 Krav til fosforkoncentrationer i forhold til målte koncentrationer af totalfosfor i 27 overvågningssøer. Kravværdierne er beregnet på grundlag af de enkelte amters målsætning for søerne. De målte værdier er middelværdier for 2000-2002. De to stiplede linjer angiver forslag til grænse mellem god og moderat økologisk tilstand for henholdsvis lavvandede og dybe søer. Efter *Søndergaard et al. (2003b)*.

5.4 Fremtidig vidensbehov

Kendskabet til søers funktion og hvordan den biologiske struktur og næringsstoffbelastning spil-

ler sammen er blevet øget betydeligt gennem de sidste 10-20 år. Der er dog stadigvæk væsentlige huller i vores vidensgrundlag både på det grundvidenskabelige og det anvendelsesorienterede område.

Et af hullerne er en voksende erkendelse af, at ikke kun fosfor, men også kvælstof spiller en vigtig rolle for at opnå og fastholde klarvandede tilstande i vore søer. Mekanismerne bagved og hvilke tærskelværdier, der findes i forhold til de to alternative ligevægtstilstande, er ikke afklarede. Det er dog vigtig i den fremtidige forvaltning at være opmærksom på begge næringsstoffer, idet der kan være situationer, hvor en reduceret tilførsel af kvælstof er en ekstra mulighed for at opnå en tilfredsstillende vandkvalitet. I den sammenhæng er sedimentets rolle og den bentiske pelagiske kobling heller ikke tilstrækkeligt belyst endnu. Hvilke mekanismer ligger der bag de store variationer, der ses i tilbageholdelsen af næringsstoffer, og kan man optimere den permanente tilbageholdelse?

De forventede klimaændringer og deres effekter på vores vandmiljø er endnu usikre, men øget temperatur og nedbør kan betyde strengere krav til reduktioner af næringsstoffbelastningen end oprindeligt forventet.

Der er også generelt behov for mere helhedsorienterede betragtninger, hvor søerne ses som en del af oplandet og de nedstrømsbeliggende vandområder. Dette gælder både i forhold til at øge biodiversiteten ved fx at skabe mere sammenhængende vådområder, men også eksempelvis i forhold til at reducere tilførslen af fosfor og kvælstof til både ferske og marine områder. Ved etablering af nye eller tidligere søer er det vigtigt at sikre, at søerne opnår en klarvandet tilstand for at optimere tilbageholdelsen af næringsstoffer, men det er usikkert, hvordan dette optimeres. Det er uvist, om det er muligt at skabe og opretholde vådområder, som både lever op til kravet om høj biologisk værdi, og som samtidig har en god evne til at tilbageholde næringsstoffer (*Hansson et al., 2005*).

Fokus har længe været på de større søer, hvorimod undersøgelser og forskning i mindre søer og vandhuller har været mindre omfattende og ofte begrænset til udvalgte biologiske elementer. Ud over at de mindre søer antalmæssigt er totaldominerende i et landskab som det danske, bidrager de også i betydeligt omfang til den biologiske mangfoldighed med væsentlige landskabs- og spredningsmæssige værdier. Den økologiske for-

ståelse af, hvordan denne biotoptype fungerer og reagerer i forhold til det omgivende opland, er imidlertid mangelfuld. Det nye overvågningsprogram, NOVANA vil i højere omfang gøre dette muligt, men der er brug for en mere helhedsmæssig anskuelse af struktur og funktion i disse vandområder.

Restaurering af søer vil også fremover i nogle situationer være en metode til at opnå en bedre vandkvalitet i søer. Dette gælder også i forhold til vandrammedirektivet, hvor kravet om at opnå en god økologisk tilstand måske ellers kan være vanskelig at opfylde. Restaurering af søer har dog stadigvæk ofte en vis portion "trial and error" over sig, selv om visse overordnede retningslinjer er givet. Langtidseffekterne er mangelfuldt belyste, ligesom det stadigvæk kan være usikkert, hvordan den enkelte sø vil reagere (*Genkai-Kato & Carpenter, 2005*). Nye muligheder dukker hele tiden op, og det kan være relevant også at vurdere andre restaureringsmetoder. Hvor permanente løsninger er der tale om, eller skal restaurering af søer i mange tilfælde nærmere ses som en slags plejeforanstaltning, der kan være nødvendigt at gennemføre flere gange, før der er etableret stabile klarvandede forhold?

Udfordringerne inden for søforskningen og de anvendelsesorienterede aspekter er altså stadigvæk betydelige. Samspillet mellem forskning, overvågning og rådgivning har i den sammenhæng vist sig at være en yderst frugtbar kombination til stor fordel for alle tre områder. Det er en strategi, der også fremover bør fastholdes og måske endda på nogle områder yderligere udbygges. Forhåbentlig har denne afhandling og artiklerne bagved bidraget til at understrege dette.

[Tom side]

6 Referencer

- Aaser, H.F., Jeppesen, E. & Søndergaard, M. (1995): Seasonal dynamics of the mysid *Neomysis integer* and its predation on the copepod *Eurytemora affinis* in a shallow hypertrophic brackish lake. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 127: 47-56.
- Amsinck, S.L., Jeppesen, E. & Ryves, D. (2003): Cladoceran stratigraphy in two brackish lakes with special focus on changes in salinity, macrophyte abundance and fish predation pressure. *J. Paleolimnol.* 29: 495-507.
- Andersen, J.M. (1975): Influence of pH on release of phosphorus from lake sediments. *Arch. Hydrobiol.* 76: 411-419.
- Andersen J. M. (1994): Water quality management in the River Gudena, a Danish lake-stream-estuary system. *Hydrobiologia* 275/276: 499-507.
- Andersen, F.Ø. & Olsen, K.R. (1994): Nutrient cycling in shallow, oligotrophic Lake Kvie, Denmark. II: Effects of isoetids on the exchange of phosphorus between sediment and water. *Hydrobiologia* 275/276: 267-276.
- Andersen J. M., Jensen, K. Kristensen & A. Kristensen (1980): Investigating the eutrophication in Lake Knud. Report from Århus County. 35 pp (in Danish).
- Andre, E.R., Hecky, R.E. & Duthie, H.C. (2003): Nitrogen and phosphorus regeneration by cichlids in the littoral zone of Lake Malawi, Africa. *J. Great Lakes Res.* 29: 190-201.
- Arnér, M., Koivisto, S., Norberg, J., Kautsky, N. (1998): Trophic interactions in rockpool food webs: regulation of zooplankton and phytoplankton by *Notonecta* and *Daphnia*. *Freshwat. Biol.* 39: 79-90.
- Atkin, O.K. & Tjoelker, M.G. (2003): Thermal acclimation and the dynamic response of plant respiration to temperature. *Trends Plant Sci.* 8: 343.
- Bachmann, R.W., Hoyer, M.V. & Canfield, D.E. (1999): The restoration of Lake Apopka in relation to alternative stable states. *Hydrobiologia* 394: 219-232.
- Barbiero, R.P., Tuchman, M.L., Warren, G.J. & Rockwell, D.C. (2002): Evidence of recovery from phosphorus enrichment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 1639-1647.
- Barko, J.W. & James, W.F. (1997): Effects of submerged aquatic macrophytes on nutrient dynamics, sedimentation, and resuspension. In: Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K. (eds.): *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Springer. - *Ecological Studies* 131: 197-214.
- Beklioglu, M., Carvalho, L. & Moss, B. (1999): Rapid recovery of a shallow hypertrophic lake following sewage effluent diversion: lack of chemical resilience. *Hydrobiologia* 412: 5-15.
- Benndorf, J. (1990): Conditions for effective biomanipulation - conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. *Hydrobiologia* 200: 187-203.
- Benndorf, J. & Miersch, U. (1991): Phosphorus loading and efficiency of biomanipulation. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 2482-2488.
- Benndorf, J., Schulz, H., Benndorf, A., Unger, R., Penz, E., Kneschke, H., Kossatz, K., Dumke, R., Hornig, U., Kruspe, R. & Reichel, S. (1988): Food-web manipulation by enhancement of piscivorous fish stocks: long-term effects in the hypertrophic Bautzen reservoir. *Limnologica*: 97-110.
- Bennion, H., Fluin, J. & Simpson, G.L. (2004): Assessing eutrophication and reference conditions for Scottish freshwater lochs using subfossil diatoms. *J. Appl. Ecol.* 41: 124-138.
- Berg, S., Jeppesen, E., Søndergaard, M. & Mortensen, E. (1994): Environmental Effects of Introducing Whitefish, *Coregonus lavaretus* (L.), in Lake Ring. *Hydrobiologia* 275/276: 71-79.
- Berg, S., Jeppesen, E. & Søndergaard, M. (1997): Pike (*Esox Lucius* L.) stocking as a biomanipulation tool. 1. Effects on the fish population in Lake Lyng (Denmark). *Hydrobiologia* 342/343: 311-318.
- Blomqvist, S., Gunnars, A. & Elmgren, R. (2004): Why the limiting nutrient differs between temperate

- coastal seas and freshwater lakes: A matter of salt. *Limnol. Oceanogr.* 49: 2236-2241.
- Boers, P.C.M., van Raaphorst, W. & van der Molen, T.D. (1998): Phosphorus retention in sediments. *Wat. Sci. Technol.* 37: 31-39.
- Boers, P., Vanderdoes, J., Quaak, M. & Vanderlugt, J. (1994): Phosphorus fixation with iron(III)chloride - a new method to combat internal phosphorus loading in shallow lakes. *Arch. Hydrobiol.* 129: 339-351.
- Boström, B., Jansson, M. & Forsberg, C. (1982): Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Ergeb. Limnol.* 18: 5-59.
- Brabrand, Å., Faafeng, B. & Nilssen, J.P. (1990): Relative importance of phosphorus supply to phytoplankton production: fish excretion versus external loading. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 364-372.
- Bradshaw, E. (2001): Linking land and lake. The response of lake nutrient regimes and diatoms to long-term land-use change in Denmark. PhD. thesis, University of Copenhagen
- Brammer, E.S. (1979): Exclusion of phytoplankton in the proximity of dominant water-soldier (stratiotes-aloides). *Freshwat. Biol.* 9: 233-249.
- Brenner, M., Whitmore, T.J., Lasi, M.A., Cable, J.E. & Cable, P.H. (1999): A multi-proxy trophic state reconstruction for shallow Orange Lake, Florida, USA: possible influence of macrophytes on limnetic nutrient concentrations. *J. Paleolimnol.* 21: 215-233.
- Breukelaar, A.W., Lammens, E.H.H.R., Klein Breteler, J.G. B. & Tatrai, I. (1994): Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentration of nutrients and chlorophyll-a. *Freshwat. Biol.* 32: 113-121.
- Brodersen, K.P., Anderson, N.J. & Odgaard, B.V. (2001): Long-term trends in the profundal chironomid-fauna in nitrogen-limited Lake Esrom, Denmark: a combined palaeolimnological/historical approach. *Arch. Hydrobiol.* 150: 393-409.
- Brooks, A.S. & Edgington, D.N. (1994): Biogeochemical control of phosphorus cycling and primary production in Lake Michigan. *Limnol. Oceanogr.* 39: 961-968.
- Burley, K.L., Prepas, E.E. & Chambers, P.A. (2001): Phosphorus release from sediments in hardwater eutrophic lakes: the effects of redox-sensitive and -insensitive chemical treatments. *Freshwat. Biol.* 46: 1061-1074.
- Bøgestrand, J. (red.) (2004): Vandløb 2003. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU 516: 54 s. (elektronisk).
- Caraco, N.F., Cole, J.J. & Likens, G.E. (1993): Sulfate control of phosphorus availability in lakes – a test and reevaluation of Hasler and Einsele model. *Hydrobiologia* 253: 275-280.
- Carignan R. & Flett R.J. (1981): Postdepositional mobility of phosphorus in lake sediments. *Limnol. Oceanogr.* 26: 361-366.
- Christensen, K.K., Andersen, F.Ø. & Jensen, H.S. (1997): Comparison of iron, manganese and phosphorus retention in freshwater littoral sediment with growth of *Littorella uniflora* and benthic microalgae. *Biogeochemistry* 38: 149-171.
- Christensen, P.B., Schou Hansen, O. & Ærtebjerg, G. (red.) (2004): Iltsvind. Forlaget Hovedland. – Miljøbiblioteket 4: 128 s.
- Coelho, J.P., Flindt, M.R., Jensen, H.S., Lillebo, A.I. & Pardal, M.A. (2004): Phosphorus speciation and availability in intertidal sediments of a temperate estuary: relation to eutrophication and annual P-fluxes. *Estu. Coast. Shelf Sci.* 61: 583-590.
- Cole, J.J., Carpenter, S.R., Kitchell, J.F. & Pace, M.L. (2002): Pathways of organic carbon utilization in small lakes: Results from a whole-lake C-13 addition and coupled model. *Limnol. Oceanogr.* 47: 1664-1675.
- Cooke, G.D., Welch, E.B., & Newroth, P.R. (1993): Restoration and Management of Lakes and Reservoirs, 2nd ed. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Devine, J.A. & Vanni, M.J. (2002): Spatial and seasonal variation in nutrient excretion by benthic invertebrates in a eutrophic reservoir. *Freshwat. Biol.* 47: 1107-1121.
- Dieter, C.D. (1990): The importance of emergent vegetation in reducing sediment resuspension in wetlands. *J. Freshwat. Ecol.* 5: 467-473.
- Dillon, P.J. & Rigler, F.H. (1974): A test of simple nutrient budget model predicting the phosphorus

- concentration in lake water. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 31: 1771-1778.
- Dodson, S.I., Arnott, S.A., & Cottingham, K.L. (2000):* The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. *Ecology* 81: 2662-2679.
- Donabaum, K., Schagerl, M. & Dokulil, M.T. (1999):* Integrated management to restore macrophyte domination. *Hydrobiologia* 395/396: 87-97.
- Downes M. T. (1991):* The production and consumption of nitrate in an eutrophic lake during early stratification. *Arch. Hydrobiol.* 122:257-274.
- Driscoll, C.T, Effler, S.W., Auer, M.T., Doerr, S.M. & Penn, M.R. (1993):* Supply of phosphorus to the water column of a productive hardwater lake – controlling mechanisms and management considerations. *Hydrobiologia* 253: 61-72.
- Duras, J. & Hejzlar, J. (2001):* The effect of outflow depth on phosphorus retention in a small hypertrophic temperate reservoir with short hydraulic residence time. *Int. Rev. Hydrobiol.* 86: 585-601.
- Einarsson, A., Stefansdottir, G., Johannesson, H., Olafsson, J.S., Gislason, G.M., Wakana, I., Gudbergsson, G. & Gardarsson, A. (2004):* The ecology of Lake Myvatn and the River Laxa: Variation in space and time. *Aquat. Ecol.* 38: 317-348
- Einsele, W. (1936):* Über die Beziehungen der Eisenkreislaufer zum Phosphorkreislauf im eutrophen See. *Arch. Hydrobiol.* 29: 664-686.
- Erlandsen, A.H., Brettum, P., Løvik, J.E., Markager, S. & Källqvist, T. (1988):* Kolbotnvannet. Summary of the results from 1984-1987. NIVA report, 67 pp.
- European Union (2000):* Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy.
- Fan, C.X., Zhang, L & Qu, T.C. (2001):* Lake sediment resuspension and caused phosphate release – a simulation study. *J. Environ. Sci. China* 13: 406-410.
- Ferber, L.R., Levine, S.N., Lini, A. & Livingston, G.P. (2004):* Do cyanobacteria dominate in eutrophic lakes because they fix atmospheric nitrogen? *Freshwat. Biol.* 49: 690-708
- Foy, R.H. (1985):* Phosphorus inactivation in a eutrophic lake by the direct addition of ferric aluminium sulphate: impact on iron and phosphorus. *Freshwat. Biol.* 15: 613-629.
- Foy, R.H. (1986):* Suppression of phosphorus release from lake sediments by the addition of nitrate. *Wat. Res.* 20: 1345-1351.
- Foy, R. H.; Smith, R. V.; Jordan, C.; Lennox, S. D. (1995):* Upward trend in soluble phosphorus loadings to lough neagh despite phosphorus reduction at sewage treatment works. *Wat. Res.* 29: 1051-1063.
- Frodge, J.D., Thomas. G.L. & Pauley, G.B. (1991):* Sediment phosphorus loading beneath dense canopies of aquatic macrophytes. *Lakes & Reserv. Manag.* 7: 61-71.
- Fytianos, K. & Kotzakioti, A. (2005):* Sequential fractionation of phosphorus in lake sediments of Northern Greece. *Environ. Mon. Assess.* 100: 191-200.
- Gassner, H, Tischler, G & Wanzenböck, J. (2003):* Ecological integrity assessment of lakes using fish communities Suggestions of new metrics developed in two Austrian pre-alpine lakes. *Int. Rev. Hydrobiol.* 88: 635-652.
- Genkai-Kato, M. & Carpenter, S.R. (2005):* Eutrophication due to phosphorus recycling in relation to lake morphometry, temperature, and macrophytes. *Ecology* 86: 210-219.
- Golterman, H.L. (1995):* The labyrinth of nutrient cycles and buffers in wetlands: results based on research in the Camargue, (southern France). *Hydrobiologia* 315: 39-58.
- Golterman, H.L. (2001):* Phosphate release from anoxic sediments or 'What did Mortimer really write?' *Hydrobiologia* 450: 99-106.
- Gomez, E., Fillit M., Ximenes, M.C. & Picot, B. (1998):* Phosphate mobility at the sediment-water interface of a Mediterranean lagoon (Etang du Mejean), seasonal phosphate variation. *Hydrobiologia* 374: 203-216.
- Gonsiorczyk, T., Casper, P. & Koschel. R.. (2001):* Mechanisms of phosphorus release from the bottom sediment of the oligotrophic Lake Stechlin: Importance of the permanently oxic sediment surface. *Arch. Hydrobiol.* 151: 203-219.

- Grimm, M.P. & Backx, J.J.G.M. (1990): The restoration of shallow eutrophic lakes, and the role of northern pike, aquatic vegetation and nutrient concentration. *Hydrobiologia* 200: 557-566.
- Grønkjær, P., Skov, C. & Berg, S. (2004): Otolith-based analysis of survival and size-selective mortality of stocked 0+ year pike related to time of stocking. *J. Fish. Biol.* 64: 1625-1637.
- Guildford, S.J., Bootsma, H.A., Fee, E.J., Hecky, R.E. & Patterson, G. (2000): Phytoplankton nutrient status and mean water column irradiance in Lakes Malawi and Superior. *Aquat. Ecosyst. Health Manag.* 3: 35-45.
- Gächter, R. & Müller, B. (2003): Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. *Limnol. Oceanogr.* 48: 929-933.
- Gächter, R., Meyer, J.S. & Mares, A. (1988): Contribution of bacteria to release and fixation of phosphorus in lake-sediments. *Limnol. Oceanogr.* 33: 1542-1558.
- Hamilton, D.P. & Mitchell, S. (1997): Wave-induced shear stresses, plant nutrients and chlorophyll in seven shallow lakes. *Freshwat. Biol.* 38: 159-168.
- Hansen, K., Mouridsen, S. & Kristensen, E. (1998): The impact of *Chironomus plumosus* larvae on organic matter decay and nutrient (N, P) exchange in a shallow eutrophic lake sediment following a phytoplankton sedimentation. *Hydrobiologia* 364: 65-74.
- Hansen, J., Reitzel, K., Jensen, H.S. & Andersen, F.Ø. (2003): Effects of aluminum, iron, oxygen and nitrate additions on phosphorus release from the sediment of a Danish softwater lake. *Hydrobiologia* 492: 139-149.
- Hansson, L.A. (1989): The influence of a periphytic biolayer on phosphorus exchange between substrate and water. *Arch. Hydrobiol.* 115: 21-26.
- Hansson, L.-A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S.F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P.-Å., Søndergaard, M. & Strand, J. (1998): Biomnipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems* 1: 558-574.
- Hansson, L.A., Brönmark, C., Nilsson, P.A. & Abjörns-son, K. (2005): Conflicting demands on wetland eco-system services: nutrient retention, biodiversity or both? *Freshwat. Biol.* 50: 705-714.
- Hargeby, A., Blindow, I. & Hansson, L.A. (2004): Shifts between clear and turbid states in a shallow lake: multi-causal stress from climate, nutrients and biotic interactions. *Arch. Hydrobiol.* 161: 433-454.
- Hartley, A.M., House, W.A., Callow, M.E. & Leadbeater, S.C. (1997): Coprecipitation of phosphate with calcite in the presence of photosynthesizing green algae. *Wat. Res.* 31: 2261-2268.
- Havens, K.E. (1991): Fish-induced sediment resuspension – effects on phytoplankton biomass and community structure in a shallow hypereutrophic lake. *J. Plankton Res.* 13: 1163-1176.
- Havens, K.E. (2003a): Submerged aquatic vegetation correlations with depth and light attenuating materials in a shallow subtropical lake, South Florida Water Management District. *Hydrobiologia* 493: 173-186.
- Havens, K.E. (2003b): Phosphorus-algal bloom relationships in large lakes of South Florida: Implications for establishing nutrient criteria. *Lake Res. Mgmt.* 19: 222-228.
- Havens, K., Aumen, N.G., James, R.T. & Smith, V. (1996): Rapid ecological changes in a large subtropical lake undergoing cultural eutrophication. *Ambio* 25: 150-155.
- Henriksen, K. (2000): Presence and colonization of amphibians in newly established ponds in Århus kommune. *Flora og Fauna* 106: 41-44.
- Hieltjes, A.H.M. & Lijklema, L. (1980): Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments. *J. Environ. Qual.* 9: 405-407.
- Hoffmann, C.C., Baattrup-Pedersen, A., Jeppesen, E., Amsinck, S.L. & Clausen, P. (2004): Overvågning af Vandmiljøplan II-vådområder 2004. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU 518: 103.
- Hofmeister, E. (2004): De ferske vandes kulturhistorie i Danmark. 407 pp. AQUA Ferskvands Akvarium.
- Holmer, M. & P. Storkholm (2001): Sulphate reduction and sulphur cycling in lake sediments. A review. *Freshwat. Biol.* 46: 431-451.

- Hongve, D. (1997): Cycling of iron, manganese, and phosphate in a meromictic lake. *Limnol. Oceanogr.* 42: 635-647.
- Horppila, J. & Nurminen, L. (2001): The effect of an emergent macrophyte (*Typha angustifolia*) on sediment resuspension in a shallow north temperate lake. *Freshwat. Biol.* 46: 1447-1455.
- House, W.A., Casey, H., Donaldson, L. & Smith, S. (1986): Factors affecting the coprecipitation of inorganic phosphate with calcite in hardwaters – I, laboratory studies. *Wat. Res.* 20: 917-922.
- Hovedstadsrådet (1986): Lyngby Sø 1900-2020. Rapport fra VKI, Krogsgård & Koch Rasmussen (eds.), 69 pp.
- Hupfer, M., Gächter, R. & Giovanoli, R. (1995): Transformation of phosphorus species in settling seston and during early diagenesis. *Aquat. Sci.* 57: 306-324.
- Hyacinthe, C. & Van Cappellen, P. (2004): An authigenic iron phosphate phase in estuarine sediments: composition, formation and chemical reactivity. *Mar. Chem.* 91: 227-251.
- Håkansson, L. (1986): The Swedish Coastal Zone Project: Sediment Typw and Morphoetry. In Sly, P.G. (ed), *Sediment and Water Interactions*, Springer Verlag, New York: 35-51.
- Irfanullah, H.M. & Moss, B. (2004): Factors influencing the return of submerged plants to a clear-water, shallow temperate lake. *Aquat. Bot.* 80: 177-191.
- Istvánovics, V. & Petterson, K. (1998): Phosphorus release in relation to composition and isotopic exchangeability of sediment phosphorus. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 51: 91-104.
- Istvánovics, V., Osztóics, A. & Honti, M. (2004): Dynamics and ecological significance of daily internal load of phosphorus in shallow Lake Balaton, Hungary. *Freshwat. Biol.* 49: 232-252.
- Jacobsen O. S. (1978): Sorption, adsorption and chemisorption of phosphate by Danish lake sediments. *Vatten* 4: 230-243.
- Jakobsen, T.S., Hansen, P.B., Jeppesen, E. & Søndergaard, M. (2004): Cascading effect of three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus* on community composition, size, biomass and diversity of phytoplankton in shallow, eutrophic brackish lagoons. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 279: 305-309.
- James, W.F., W. Barko, Caittux & Cobb, D.T. (2002): Phosphorus budget and management strategies for an urban Wisconsin lake. *Lakes & Reserv. Manag.* 18: 149-163
- James, W.F., Best, E.P. & Barko, J.W. (2004): Sediment resuspension and light attenuation in Peoria Lake: can macrophytes improve water quality in this shallow system? *Hydrobiologia* 515: 193-201.
- Jennings, E., Mills, P., Jordan, P., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Barr, A., Glasgow, G. & Irvine, K. (2003): Eutrophication from agricultural sources. Seasonal patterns & effects of phosphorus. Environmental RTDI Programme 2000-2006. Final report. Environmental Protection Agency, Ireland. 61 pp.
- Jensen, J.P., Kristensen, P. & Jeppesen, E. (1990): Relationships between nitrogen loading and in-lake concentrations in shallow Danish lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 201-204.
- Jensen, H.S. & Andersen, F.Ø. (1992a): Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of 4 shallow, eutrophic lakes. *Limnol. Oceanogr.* 37: 577-589.
- Jensen, J.P., Jeppesen, E., Kristensen, P., Christensen, P.B. & Søndergaard, M. (1992a): Nitrogen loss and denitrification as studied in relation to reductions in nitrogen loading in a shallow, hypertrophic lake (Lake Søbygård, Denmark). *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 77: 29-42.
- Jensen, H.S., Kristensen, P., Jeppesen, E. & Skytthe, A. (1992b): Iron:phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia* 235/236: 731-743.
- Jensen, J.P., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Windolf, J., Lauridsen, T. & Sortkjær, L. (1995): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1994. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 139. 116 s.
- Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T. & Sortkjær, L. (1997): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 211. 106 s.
- Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., & Rydal Jensen, A. (2001): Vandhuller og småsøer. *Vand & Jord*: 44-47.

- Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Liboriussen, L., Landkildehus, F. & Sortkjær, L. (2004): Søer 2003. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 88 s. Faglig rapport fra DMU nr. 515.
- Jeppesen, E. (1998): Lavvandede søers økologi - Biologiske samspil i de frie vandmasser. Doktordisputats. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU 248: 59 s.
- Jeppesen, E. & Sammalkorpi, I. (2002): Chapter 14 "Lakes". In: M. Perrow & T. Davy (eds.): Handbook of Restoration Ecology, Cambridge University Press, Volume 2: 297-324.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Kristensen, P., Søndergaard, M., Mortensen, E., Sortkjær, O. & Olrik, K. (1990): Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. - Hydrobiologia 200/201: 219-227.
- Jeppesen, E., Kronvang, B., Erlandsen, M. & Kristensen, P. (1992): Ferskvandsøkosystemer. I: Fenger, J. & Torp, U. (red.): Drivhuseffekt og klimaændringer - hvad kan det betyde for Danmark. Miljøministeriet. s. 185-197.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Kanstrup, E., Petersen, B., Eriksen, R.B., Hammershøj, M., Mortensen, E., Jensen, J.P. & Have, A. (1994): Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? Hydrobiologia 275/276: 15-30.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Pedersen, L.J. & Jensen, L. (1997a): Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. Hydrobiologia 342/343: 151-164.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K. (eds.) (1997b): The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. Springer. Ecological Studies 131: 423 pp.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Kanstrup, E. & Petersen, B. (1997c): Macrophytes and turbidity in brackish lakes with special emphasis on the role of top-down control. In: Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K. (eds.): The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. Springer. - Ecological Studies 131: 369-380.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Windolf J., Lauridsen T., Søndergaard M., Sandby K. & Hald Møller P. (1998a): Changes in nitrogen retention in shallow eutrophic lakes following a decline in density of cyprinids. Arch. Hydrobiol. 142: 129-152.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Dall, E., Rasmussen, A., Lauridsen, T.L. & Mortensen, E. (1998b): Væng Sø I: Søndergaard, M. (red.), Jeppesen, E. (red.), Jensen, J.P. (red.), Lauridsen, T.L., Müller, J.P., Jerl Jensen, H., Berg, S. & Hvidt, C. (1998): Sørestaurering i Danmark. Metoder, erfaringer og anbefalinger. Miljøstyrelsen. Miljønyt 28: 245-258.
- Jeppesen E., Søndergaard M., Kronvang B., Jensen J.P., Svendsen L.M. & Lauridsen T. (1999a): Lake and catchment management in Denmark. In: Ecological basis for lake and reservoir management, (eds. Harper D., Ferguson A., Brierley B. & Phillips G.). Hydrobiologia 395/396: 419-432.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M. & Lauridsen, T.L. (1999b): Trophic dynamics in turbid and clear-water lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity. Hydrobiologia 408/409: 217-231.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T. & Landkildehus, F. (2000): Trophic Structure, Species richness and biodiversity in Danish lakes. Changes along a phosphorus gradient. Freshwat. Biol. 45: 201-218.
- Jeppesen E, Jensen J.P, Skovgaard H, Hvidt C.B. (2001): Changes in the abundance of planktivorous fish in Lake Skanderborg during the past two centuries - a palaeoecological approach. Palaeogeogr., Palaeoclim-, Palaeoecol. 172: 143-152.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Lauridsen, T.L. (2003a): Restoration of Eutrophic Lakes. A Global Perspective. In: Kumagai, M. & Vincent, W.F. (Eds.): Freshwater Management. Global Versus Local Perspectives. Springer. 135-151.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M. & Jensen, J.P. (2003b): Climatic warming and regime shifts in lake food webs - some comments. Limnol. Oceanogr. 48: 1346-1349.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Mazzeo, N., Meerhoff, M., Branco, C., Huszar, V. & Scasso, F. (2005a): Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. Chapter 11 in: (Ed. M.V. Reddy), Tropical eutrophic lakes: their restoration and management: 331-359.

- Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, M.A. González Sagrario & J Gomà (2005b): Spiller kvælstof en større rolle i lavvandede søer end hidtil antaget? *Vand & Jord* 11: 98-101.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M. & Lauridsen, T. (2005c): Response of fish and plankton to nutrient loading reduction in 8 shallow Danish lakes with special emphasis on seasonal dynamics. *Freshwat. Biol.* 50: 1616-1627.
- Jeppesen E., Søndergaard M., Jensen J.P., Havens, Anneville, O., Carvalho, L., Coveney, M.F., Deneke, R., Dokulil, M., Foy, B., Gerdeaux, D., Hampton, S.E., Kangur, K., Köhler, J., Hilt, S., Lammens, E., Lauridsen, T.L., Manca, M. Miracle, R., Moss, B., Nöges, P., Persson, G., Phillips, G., Portielje, R., Romo, S., Schelske, C.L., Straile, D., Tatrai, I., Willén, E., & Winder, M. (2005d): Lakes' response to reduced nutrient loading - an analysis of contemporary data from 35 European and North American long term studies. *Freshwat. Biol.* 50: 1647-1671.
- Jin, K.R. & Ji, Z.G. (2004): Case study: Modeling of sediment transport and wind-wave impact in Lake Okeechobee. *J. Hydraul. Engineer.* 130: 1055-1067.
- Johansson, L.S., Amsinck, S., Bjerring, R. & Jeppesen, E. (2005): Mid- to late-Holocene land-use change and lake development at Dallund Sø, Denmark: trophic structure inferred from cladoceran subfossils. *The Holocene* 15: 1143-1151.
- Jónasson, P.M. (2003): Hypolimnetic eutrophication of the N-limited L. Esrom in 1908-1998. *Arch. Hydrobiol. suppl.* 139:449-512.
- Jäger, D. (1994): Effects of hypolimnetic water aeration and iron-phosphate precipitation on the trophic level of Lake Krupunder. *Hydrobiologia* 276: 433-444.
- Jørgensen T. B. (1998): Sedimentfjernelse: Brabrand Sø. I: Søndergaard, M.(red.), Jeppesen, E.(red.), Jensen, J.P. (red.), Lauridsen, T.L., Müller, J.P., Jerl Jensen, H., Berg, S. & Hvidt, C. (1998a): Sørestaurering i Danmark. Metoder, erfaringer og anbefalinger. *Miljøstyrelsen. Miljønyt* 28: 281-289.
- Kamp-Nielsen, L. (1975): A Kinetic approach to the aerobic sediment-water exchange of phosphorus in Lake Esrum. *Ecol. Model.* 1: 153-160.
- Karlsson, J., Jonsson, A., Meili, M. & Jansson, M. (2003): Control of zooplankton dependence on allochthonous organic carbon in humic and clear-water lakes in northern Sweden. *Limnol. Oceanogr.* 48: 269-276.
- Kasper H.F. (1985): The denitrification capacity of sediment from a hypertrophic lake. *Freshwat. Biol.* 15: 449-453.
- Kasprzak, P., Koschel, R., Krienitz, L., Gonsiorczyk, T., Anwand, K., Laude, U., Wysujack, K., Brach, H. & Mehner, T. (2003): Reduction of nutrient loading, planktivore removal and piscivore stocking as tools in water quality management: The Feldberger Haussee biomanipulation project. *Limnologia* 33: 190-204.
- Kennedy, R.H. & Cooke, G.D. (1982): Control of lake phosphorus with aluminum sulfate - dose determination and application techniques. *Wat. Res. Bull.* 18: 389-395.
- Kisand, A. & Nöges, P. (2003): Sediment phosphorus release in phytoplankton dominated versus macrophyte dominated shallow lakes: importance of oxygen conditions. *Hydrobiologia* 506: 129-133.
- Klapper H. (2003): Technologies for lake restoration. *J. Limnol.* 62 (suppl 1): 73-90.
- Kleeberg, A. & Schubert, H. (2000): Vertical gradients in particle distribution and its elemental composition under oxic and anoxic conditions in a eutrophic lake, Scharmützelsee, NE Germany. *Arch. Hydrobiol.* 148: 187-207.
- Koski-Vahala, J. & Hartikainen, H. (2001): Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment. *J Environ Qual* 30: 960-966.
- Kozerski, H.P., Behrendt, H. & Köhler, J. (1999): The N and P budget of the shallow, flushed lake Müggelsee: retention, external and internal load. *Hydrobiologia* 408-409: 159-166.
- Kristensen, P., Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (1992): Resuspension in a shallow hypertrophic lake. *Hydrobiologia* 228: 101-109.
- Kronvang, B., Jeppesen, E., Conley, D.J., Søndergaard, M., Larsen, S.E., Ovesen, N.B. & Carstensen, J. (2005): Nutrient pressures and ecological responses to nutrient loading reductions in Danish streams, lakes and coastal waters. *J. Hydrol.* 304: 274-288.
- Köhler, J., Bernhardt, H. & Hoeg, S. (2000): Long-term response of phytoplankton to reduced nutrient load in the flushed Lake Müggelsee (Spree system), Germany. *Arch. Hydrobiol.* 148: 209-229.

- Köhler J., Hilt S., Adrian R., Nicklisch A., Kozerski H.P. & Walz N. (2005): Long-term response of shallow, flushed Müggelsee (Berlin, Germany) to reduced external P and N loading. *Freshwat. Biol.* 50: 1639-1650.
- Körner, S. (2002): Loss of submerged macrophytes in shallow lakes in north-eastern Germany. *Int. Rev. Hydrobiol.* 87: 375-384.
- Körner, S. & Dugdale, T. (2003): Is roach herbivory preventing re-colonization of submerged macrophytes in a shallow lake? *Hydrobiologia* 506: 497-501.
- Laird, K. & Cumming, B. (2001): A regional paleolimnological assessment of the impact on clear-cutting on lakes from the central interior of British Columbia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 492-505.
- Lauridsen, T., Jeppesen, E. & Andersen, F.Ø. (1993): Colonization of submerged macrophytes in shallow fish manipulated lake Væng: Impact of sediment composition and birds grazing. *Aquat. Bot.* 46: 1-15.
- Lauridsen, T.L., Jeppesen, E., Søndergaard, M. & Lodge, D.M. (1997): Horizontal migration of zooplankton. Predator-mediated use of macrophyte habitat. In: Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K. (eds.): *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Springer. Ecological Studies 131: 233-239.
- Lauridsen, T.L., Sandsten, H. & Møller, P.H. (2003): The restoration of a shallow lake by introducing *Potamogeton* spp.. The impact of waterfowl grazing. *Lakes Reserv. Res. Manage.* 8: 177-187.
- Lauridsen, T.L., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Strzelczak, A.I. & Sortkjær, L. (2005): Søer 2004. NOVANA 2004. Danmarks Miljøundersøgelser. 66 s. Faglig rapport fra DMU nr. 553.
- Lewandowski, K. (1982): The role of early developmental stages in the dynamics of *Dreissena polymorpha* (Pall.) (Bivalvia) populations in lakes. II. Settling of larvae and the dynamics of number of settled individuals. *Ecol. Pol.* 30: 223-286.
- Lewandowski, J., Schauser, I. & Hupfer, M. (2003): Long term effects of phosphorus precipitations with alum in hypereutrophic Lake Susser See (Germany). *Wat. Res.* 37: 3194-3204.
- Liboriussen, L. & Jeppesen, E. (2003): Temporal dynamics in epipellic, pelagic and epiphytic algal production in a clear and a turbid shallow lake. *Freshwat. Biol.* 48: 418-431.
- Liboriussen, L., Landkildehus, F., Meerhoff, M., Søndergaard, M., Christoffersen, K., Richardson, K., Søndergaard, M., Lauridsen, T. & Jeppesen, E. (2005): Global warming: Design of a flow-through shallow lake mesocosm climate experiment. *Limnol. Oceanogr. Methods.* 3: 1-9.
- Lijklema, L. (1976): The role of iron in the exchange of phosphate between water and sediments. In *Interaction between sediments and Freshwater*. SIL-UNESCO-symp., Junk, The Hague, pp. 313-317.
- Linton, S. & Goulder, R. (2003): Species richness of aquatic macrophytes in ponds related to number of species in neighbouring water bodies. *Arch. Hydrobiol.* 157: 555-565.
- Lowe, E.F., Battoe, L.E., Coveney, M.F., Schelske, C.L., Havens, K.E., Marzolf, E.R. & Reddy, K.R. (2001): The restoration of Lake Apopka in relation to alternative stable states: an alternative view to that of Bachmann et al., (1999). *Hydrobiologia* 448: 11-18.
- Löfgren, S. & Rydning, S.O. (1985): Apatite solubility and microbial activities as regulators of internal loading in shallow, eutrophic lakes. *Verh. int. Ver. theor. angewand. Limnol.* 22: 3329-3334.
- Maasen, S., Roske, I. & Uhlmann, D. (2003): Chemical and microbial composition of sediments in reservoirs with different trophic state. *Int. Rev. Hydrobiol.* 88: 508-518.
- Maberly, S.C., King, L., Gibson, C.E., May, L., Jones, R.I., Dent, M.M. & Jordan, C. (2003): Linking nutrient limitation and water chemistry in upland lakes to catchment characteristics. *Hydrobiologia* 506: 83-91.
- Macdonald, R.H., Lawrence, G.A. & Murphy, T.P. (2004): Operation and evaluation of hypolimnetic withdrawal in a shallow eutrophic lake. *Lake Reserv. Manage.* 20: 39-53
- Marklund, O., Sandsten, H., Hansson, L.A. & Blindow, I. (2002): Effects of waterfowl and fish on submerged vegetation and macroinvertebrates. *Freshwat. Biol.* 47: 2049-2059.
- Marsden, M.W. (1989): Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. *Freshwat. Biol.* 21: 139-162.

- Mathiesen, H. (1969):* Søernes planter. Danmarks Natur, bind 5. De Ferske Vande. Politikens Forlag: 237-280.
- McAuliffe, T.F., Lukatelich, R.J., McComb, A.J. & Qiu, S. (1998):* Nitrate applications to control phosphorus release from sediments of a shallow eutrophic estuary: an experimental evaluation. *Mar. Freshw. Res.* 49: 463-473.
- Meijer, M.L., de Boois, I., Scheffer, M., Portielje, R. & Hosper, H. (1999):* Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia* 409: 13-30 1999
- Mitchell, S.F. & Wass, R.T. (1996):* Quantifying herbivory: Grazing consumption and interaction strength. *Oikos* 76: 573-576.
- Mortimer, C.H. (1941):* The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *J. Ecol.* 29: 280-329; 30: 147-201.
- Moss B. (1994):* Brackish and freshwater shallow lakes – different systems or variations on the same theme? *Hydrobiologia* 275/276: 1-14.
- Moss, B. (2001):* The Broads. The people's wetland. The New Naturalist. Harper Collins Publishers, London.
- Moss, B., Jones, P. & Phillips, G. (1994):* August Thiemann and Loch Lomond - An approach to the design of a system for monitoring the state of North temperate standing waters. *Hydrobiologia* 290: 1-12.
- Mulderij, G., Van Donk, E. & Roelofs, J.G.M. (2003):* Differential sensitivity of green algae to allelopathic substances from *Chara*. *Hydrobiologia* 491: 261-271.
- Müller, R. & Stadelmann, P. (2004):* Fish habitat requirements as the basis for rehabilitation of eutrophic lakes by oxygenation. *Fish. Manage. Ecol.* 11: 251-260.
- Møller, T.R. & Rørdam, C.P. (1985):* Species numbers of vascular plants in relation to area, isolation and age of ponds in Denmark. *Oikos* 45: 8-16.
- Nicholls, K.H. (1999):* Effects of temperature and other factors on summer phosphorus in the inner Bay of Quinte, Lake Ontario: implications for climate warming. *J. Great Lakes. Res.* 25: 250-262.
- Nicholls, K.H., Michalski, M.F.P. & Gibson, W.M. (1996):* An experimental demonstration of trophic interactions affecting water quality of Rice Lake, Ontario (Canada). *Hydrobiologia* 319: 73-85.
- Nielsen, K., Sømod, B., Ellegaard, C. & Krause-Jensen, D. (2003):* Assessing reference conditions according to the European Water Framework Directive using modelling and analysis of historical data: An example from Randers Fjord, Denmark. *Ambio* 32: 287-294.
- Nielsen, K., Søndergaard, M. & Friberg, N. (2005a):* God miljøkvalitet i søer og vandløb. *Aktuel Naturvidenskab* 1: 17-20.
- Nielsen, K., Søndergaard, M. & Friberg, N. (2005b):* Perspektiver for miljøkvalitet i søer og vandløb. *Vand og Jord* 12: 61-65.
- Nixdorf, B. & Deneke, R. (1995):* Why 'very shallow' lakes are more successful opposing reduced nutrient loads. *Hydrobiologia* 342/343: 269-284.
- Oertli, B., Joyer, D.A., Catella, E., Juge, R., Cambin, D. & Lachavanne, J.B. (2002):* Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biol. Cons.* 105: 59-70.
- Ohle, W. (1958):* Die Stoffwechselfynamik der Seen in Abhängigkeit von der Gasausscheidung ihres Schlammes. *Vom Wasser* 25: 127-149.
- Ohle, W. (1978):* Ebullition of gases from sediment, condition, and relationship to primary production of lakes. *Verh. int. Ver. theor. angewand. Limnol.* 20: 957-962
- Olila, O.G. & Reddy, K.R. (1997):* Influence of redox potential on phosphate-uptake by sediments in two sub-tropical eutrophic lakes. *Hydrobiologia* 345: 45-57.
- Pace, M.L., Cole, J.J., Carpenter, S.R., Kitchell, J.F., Hodgson, J.R., Van de Bogert, M.C., Bade, D.L., Kritzberg, E.S. & Bastviken, D. (2004):* Whole-lake carbon-13 additions reveal terrestrial support of aquatic food webs. *Nature* 427: 240-243.
- Paludan, C. & Jensen, H.S. (1995):* Sequential extraction of phosphorus in freshwater wetland and lake sediments. Significance of humic acids. *Wetlands* 15: 365-373.
- Paludan, C. & Morris, J.T. (1999):* Distribution and speciation of phosphorus along a salinity gradient in intertidal marsh sediments. *Biogeochemistry* 45: 197-221.

- Penn, M.R., Auer, M.T., Doerr, C. T., Driscoll, Brooks, C.M. & Effler, S.W. (2000): Seasonality in phosphorus release rates from the sediments of a hypereutrophic lake under a matrix of pH and redox conditions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1033-1041.
- Perkins, R. G. & Underwood, G.J.C. (2001): The potential for phosphorus release across the sediment-water interface in a eutrophic reservoir dosed with ferric sulphate. *Wat. Res.* 35: 1399-1406.
- Persson, L. & Greenberg, L.A. (1990): interspecific and intraspecific size class competition affecting resource use and growth of perch, *Perca-Fluviatilis*. *Oikos* 59: 97-106.
- Petterson, K. (1998): Mechanisms for internal loading of phosphorus in lakes. *Hydrobiologia* 374: 21-25.
- Petterson K. & Boström, B. (1982): A critical survey of the use of nitrate treatment of sediment. *Vatten* 38: 74-82.
- Pettersson, K., Boström, B. & Jacobsen, O. (1988): Phosphorus in sediments – speciation and analysis. *Hydrobiologia* 170: 91-101.
- Phillips, G., Jackson, R., Bennet, C. & Chilvers, A. (1994): The importance of sediment phosphorus release in the restoration of very shallow lakes (The Norfolk Broads, England) and implications for bio-manipulation. *Hydrobiologia* 275/276: 445-456.
- Phillips G., Kelly A., Pitt J-A., Sanderson R. & Taylor E. (2005): The recovery of Barton Broad, a very shallow eutrophic lake, 20 years after the control of effluent derived phosphorus. *Freshwat. Biol.* 50: 1628-1638.
- Prejs, A., Martyniak, A., Boron, S., Hliwa, P. & Koperski, P. (1994): Food-web manipulation in a small, eutrophic Lake Wirbel, Poland - effect of stocking with juvenile pike on planktivorous fish. *Hydrobiologia* 276: 65-70.
- Prepas, E.E. & Burke, J.M. (1997): Effects of hypolimnetic oxygenation on water quality in Amisk Lake, Alberta, a deep, eutrophic lake with high internal phosphorus loading rates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 2111-2120.
- Priscu, J.C. & Downes, M.T. (1987): Microbial activity in the surficial sediments of an oligotrophic and eutrophic lake, with particular reference to dissimilatory nitrate reduction. *Arch. Hydrobiol.* 108: 385-469.
- Psenner, R., Boström, B., Dinka, M., Petterson, K., Pucsko, R. & Sager, M. (1988): Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 30: 98-110.
- Rasmussen K. (1998): Iltning af bundvand: Hald Sø. I: Søndergaard, M.(red.), Jeppesen, E.(red.), Jensen, J.P. (red.), Lauridsen, T.L., Müller, J.P., Jerl Jensen, H., Berg, S. & Hvidt, C. (1998a): Sørestaurering i Danmark. Metoder, erfaringer og anbefalinger. *Miljøstyrelsen. Miljønyt* 28: 259-268.
- Reddy, K.R., Fisher, M.M. & Ivanoff, D. (1996): Resuspension and diffusive flux of nitrogen and phosphorus in a hypereutrophic lake. *J. Environ. Qual.* 25: 363-371.
- Reitzel, K., Hansen, J., Jensen, H.S., Andersen, F.Ø. & Hansen, K.S. (2003): Testing aluminum addition as a tool for lake restoration in shallow, eutrophic Lake Sønderby, Denmark. *Hydrobiologia* 506: 781-787.
- Ripl, W. (1976): Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate: anew lake restoration method. *Ambio* 5: 132-135.
- Ripl, W. (1986): Internal phosphorus recycling mechanisms in shallow lakes. In *Lake and reservoir management*, vol.2. Proceedings of the fifth annual conference and international symposium on applied lake & watershed management, November 13-16, 1985. Lake Geneva, Wisconsin: North American Lake Management Society NALMS, pp. 138-142.
- Ripl, W. & Lindmark, G. (1978): Ecosystem control by nitrogen metabolism in sediment. *Vatten* 2/78: 135-144.
- Rooney, N., Kalff, J. & Habel, C. (2003): The role of submerged macrophyte beds in phosphorus and sediment accumulation in Lake Memphremagog, Quebec, Canada. *Limnol. Oceanogr.* 48: 1927-1937.
- Rørslett, B., Berge, D. & Johansen, S.W. (1985): Mass invasion of *Elodea canadensis* in a mesotrophic, South Norwegian lake – impact on water quality. *Verh. int. Ver. theor. angew. Limnol.* 22: 2920-2926.
- Sagrario, M.A.G., Jeppesen, E., Gomà, J., Søndergaard, M., Lauridsen, T. & Landkildehus, F. (2005): Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? *Freshwat. Biol.* 50: 27-41.

- Sand-Jensen, K. (1989):* Environmental variables and their effect on photosynthesis of aquatic plant communities. *Aquat. Bot.* 34:5-25.
- Sand-Jensen, K. (2001):* Søer – en beskyttet naturtype. Gads Forlag, 309 pp.
- Sas H. (Ed.) (1989):* Lake restoration by reduction of nutrient loading. *Expectation, experiences, extrapolation.* Academia Verlag Richardz GmbH., St. Augustin.
- Scheffer M., Hosper S.H., Meijer M.-L., Moss B. & Jeppesen E. (1993):* Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.* 8: 275-279.
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C. & Walker, B. (2001):* Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591-596.
- Scheffer, M., Portielje, R. & Zambrano, L. (2003):* Fish facilitate wave resuspension of sediment. *Limnol. Oceanogr.* 48: 1920-1926.
- Schelske, C.L., Aldridge F. J. & Kenney W.F. (1999):* Limitation and Trophic State in Florida Lakes. In: Phosphorus Biogeochemistry in Subtropical Ecosystems. Florida as a Case Example (K.R. Reddy, G.A. O'Connor & C. L. Schelske, eds), CRC/Lewis Publishers, New York: 321-330.
- Schumaker, R.J., Funk, W.H. & Moore, B.C. (1993):* Zooplankton responses to aluminum sulfate treatment of Newman Lake, Washington. *J. Freshwat. Ecol.* 8: 375-387.
- Shapiro, J. & Wright, D.I. (1984):* Lake restoration by biomanipulation, Round Lake, Minnesota - the first two years. *Freshwat. Biol.* 14: 371-383.
- Sinke, A.J.C., Cornelese, A.A., Keizer, P., Vantongerren, O.F.R. & Cappenberg T.E. (1990):* Mineralization, pore water chemistry and phosphorus release from peaty sediments in the eutrophic Loosdrecht lakes, The Netherlands. *Freshwat. Biol.* 23: 587-599.
- Skov, C. & Berg, S. (1999):* Utilization of natural and artificial habitats by YOY pike in a biomanipulated lake. *Hydrobiologia* 409: 115-122.
- Skov, C. & Berg, S. (2003):* Udsætning af geddeyngel i Københavns indre søer 2002: Overlevelse, habitatvalg, vækst, fødevalg og afledte effekter. København: Københavns kommune. 15 pp.
- Skov, C., Lousdal, O., Johansen, P.H. & Berg, S. (2003a):* Piscivory of 0+pike (*Esox lucius* L.) in a small eutrophic lake and its implication for biomanipulation. *Hydrobiologia* 506: 481-487.
- Skov, C., Jacobsen, L. & Berg, S. (2003b):* Post-stocking survival of 0+year pike in ponds as a function of water transparency, habitat complexity, prey availability and size heterogeneity. *J. Fish. Biol.* 62: 311-322
- Sommer, U., Gliwicz, Z.M., Lampert, W. & Duncan, A. (1986):* The peg-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* 106: 443-471.
- Sonnichsen, J.D., Jacoby, J. & Welch, E.B. (1997):* Response of cyanobacterial migration to alum treatment in Green Lake. *Arch. Hydrobiol.* 140: 373-392.
- Stansfield, J.H., Perrow, M.R., Tench, L.D., Jowitt, A.J.D. & Taylor, A.A.L. (1997):* Submerged macrophytes as refuges for grazing Cladocera against fish predation: Observations on seasonal changes in relation to macrophyte cover and predation pressure. *Hydrobiologia* 342: 229-240.
- Steiner. C.F. (2004):* *Daphnia* dominance and zooplankton community structure in fishless ponds. *J. Plank. Res.* 26: 799-810.
- Steinman, .A., Rediske, R. & Reddy, K.R. (2004):* The reduction of internal phosphorus loading using alum in Spring Lake, Michigan. *J. Environ. Qual.* 33: 2040-2048.
- Stephen, D., Moss, B. & Phillips, G. (1997):* Do rooted macrophytes increase sediment phosphorus release? *Hydrobiologia* 342: 27-34.
- Søndergaard, M. (1988):* Seasonal variations in the loosely sorbed phosphorus fraction of the sediment of a shallow and hypereutrophic lake. *Environ. Geol. Water Sci.* vol. 11, No. 1: 115-121.
- Søndergaard, M. (1989):* Phosphorus release from a hypertrophic lake sediment: experiments with intact sediment cores in a water circulation system. *Arch. Hydrobiol.* 116: 45-59.
- Søndergaard, M. (1990):* Porewater dynamics in the sediment of a shallow and hypertrophic lake. *Hydrobiologia* 192: 247-258.
- Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (1991):* Retablerede søer - udvikling og overvågning - Danmarks Miljøundersøgelser. 88 pp. Faglig rapport fra DMU nr. 25.

- Søndergaard, M. & Kristensen P. (1992): Ferring Sø 1990. Sedimentkarakteristik, sedimentophvirvling og fremtidig vandkvalitet. Rapport til Ringkøbing amtskommune fra Danmarks Miljøundersøgelser, 37 s.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Kristensen, P. & Sortkjer, O. (1990): Interactions between sediment and water in a shallow and hypertrophic lake: a study on phytoplankton collapses in Lake Søbygård, Denmark. *Hydrobiologia* 191: 139-148.
- Søndergaard, M., Bruun, L., Lauridsen, T.L., Jeppesen, E. & Vindbæk Madsen, T. (1996): The Impact of grazing waterfowl on submerged macrophytes. In situ experiments in a shallow eutrophic lake. *Aquat. Bot.* 53: 73-84.
- Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Jeppesen, E. & Bruun, L. (1997a): Macrophyte-waterfowl interactions. Tracking a variable resource and the impact of herbivory on plant growth. In: Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K. (eds.): *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Springer. *Ecological Studies* 131: 298-306.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E. & Berg, S. (1997b): Pike (*Esox lucius* L.) stocking as a biomanipulation tool. 2. Effects on lower trophic levels in Lake Lyng (Denmark). *Hydrobiologia* 342/343: 319-325.
- Søndergaard, M.(red.), Jeppesen, E.(red.), Jensen, J.P. (red.), Lauridsen, T.L., Müller, J.P., Jerl Jensen, H., Berg, S. & Hvidt, C. (1998a): Sørestaurering i Danmark. Metoder, erfaringer og anbefalinger. Miljøstyrelsen. - Miljønyt 28: 289 pp.
- Søndergaard, M., Berg S. & Jeppesen E. (1998b): Ferring Sø. I: Søndergaard, M., Jeppesen, E. & Jensen, J.P. (eds.): Sørestaurering i Danmark. Metoder, erfaringer og anbefalinger. Miljønyt 28: 155-157. Miljøstyrelsen.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E. & Jensen, J.P. (1999): Danske søer og deres restaurering. Danmarks Miljøundersøgelser. - NERI theme report no. 24/1999: 34 pp.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E. & Aaser, H.F. (2000): *Neomysis integer* in a shallow hypertrophic brackish lake: Distribution and predation by three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). *Hydrobiologia* 428: 151-159.
- Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. (2001a): Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *The Scientific World* 1: 427-442 (electronic).
- Søndergaard, M., Madsen J., Hald A.B., Aaser, H.F., Elmeros M., Kristensen P., Clausen P. & Lauridsen, T. (2001b): Vest Stadil Fjord før og efter vandstands-hævning. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr 355. 56 pp.
- Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. (2002): Småsøer og vandhuller. Skov- og Naturstyrelsen (elektronisk).
- Søndergaard, M., Jeppesen, E. & Jensen, J.P. (2003a): Internal phosphorus loading and the resilience of Danish lakes. *Lake Line* 23: 17-20.
- Søndergaard, M., Jensen, J.P., Liboriussen, L. & Nielsen, K. (2003b): Danske søer – fosfortilførsel og opfyldelse af målsætninger. VMP III, Fase II. Danmarks Miljøundersøgelser. - NERI scientific report 480: 37 s. (electronic version)
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P. (editors), Bradshaw, E., Skovgaard, H. & Grünfeld, S. (2003c): Vandrammedirektivet og danske søer. Del 1: Søtyper, referencetilstand og økologiske kvalitetsklasser. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 475: 140 pp.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P., Amsinck, S.L., Johansson, L.S., Bjerring, R. & Bradshaw, R. (2004): Danske søer og Vandrammedirektivet. *Vand & Jord* 1: 34-37.
- Tallberg, P. (1999): The magnitude of Si dissolution from diatoms at the sediment surface and its potential impact on P mobilization. *Arch. Hydrobiol.* 144: 429-438.
- Talling, J.F., Spencer, H.J. & Morison, H.R. (2005): The 'shock period': dynamics of phytoplankton during the spring-summer transition of a stratifying English lake. *Hydrobiologia* 533: 15-28.
- Tarvainen, M., Ventela, A.M., Helminen, H. & Sarvala, J. (2005): Nutrient release and resuspension generated by ruffe (*Gymnocephalus cernuus*) and chironomids. *Freshwat. Biol.* 50: 447-458
- Tatrai, I., Olah, J., Paulovits, G., Matyas, K., Kawiecka, B.J., Jozsa, V. & Pekar, F. (1997): Biomass dependent interactions in pond ecosystems: Responses of lower trophic levels to fish manipulations. *Hydrobiologia* 345: 117-129.

- Tessenow, U. (1972): Lösungs-, diffusions- und sorptionsprozesse in der ober-schicht von Seesedimenten. Arch. Hydrobiol. suppl. 38: 353-398.
- Thomsen, U., Thamdrup, B., Stahl, D.A. & Canfield, D.E. (2004): Pathways of organic carbon oxidation in a deep lacustrine sediment, Lake Michigan. Limnol. Oceanogr. 49: 2046-2057.
- Timms, R.M. & Moss, B. (1984): Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing, in the presence of zooplanktivorous fish, in a shallow wetland ecosystem. Limnol. Oceanogr. 29: 472-486.
- Tolotti, M. & Thies, H. (2002): Phytoplankton community and limnochemistry of Piburger See (Tyrol, Austria) 28 years after lake restoration. J. Limnol. 61: 77-88.
- Tomaszek, J.A. & Czerwieniec, E. (2003): Denitrification and oxygen consumption in bottom sediments: factors influencing rates of the processes. Hydrobiologia 504: 59-65.
- Tonn, W.M. & Magnusson, J.J. (1982): Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in Northern Wisconsin lakes. Ecology 63: 1149-1166
- Törnblom, E. & Rydin, E. (1997): Bacterial and phosphorus dynamics in profundal Lake Erken sediments following the deposition of diatoms: a laboratory study. Hydrobiologia 364: 55-63.
- van Luijn F.V., van der Molen D.T., Luttmer W.J. & Boers P.C.M. (1995): Influence of benthic diatoms on the nutrient release from sediments of shallow lakes recovering from eutrophication. Wat. Sci. Techn. 32: 89-97.
- Vestergaard, O. & Sand-Jensen, K. (2000): Aquatic macrophyte richness in Danish lakes in relation to alkalinity, transparency, and lake area. Can J. Fish Aquat. Sci 57: 2022-2031.
- Vollenweider, R.A. (1976): Advances in Defining Critical Loading Levels for Phosphorus in Lake Eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33: 53-83.
- Vollenweider R.A. & Kerekes, J. (1982): Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), Paris. 156 pp.
- Wallin, M., Wiederholm, T. & Johnson, T.K. (2003): Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. CIS Working Group 2.3-REFCOND. 7th Version.
- Wang, S.L., Johnston, C.T., Bish, D.L., White, J.L. & Hem, S.L. (2003): Water-vapor adsorption and surface area measurement of poorly crystalline boehmite. J. Colloid Interface Sci. 260:26-35.
- Wauer, G., Gonsiorczyk, T., Kretschmer, K., Casper, P. & Koschel, R. (2005): Sediment treatment with a nitrate-storing compound to reduce phosphorus release. Wat. Res. 39: 494-500.
- Welch E.B. & Cooke G.D. (1995): Internal phosphorus loading in shallow lakes: importance and control. Lakes Reserv. Manage. 11: 273-281.
- Welch, E.B. & Cooke, G.D. (1999): Effectiveness and longevity of phosphorus inactivation with alum. J. Lake Reserv. Manage. 15: 5-27.
- Wetzel, R. (2001): Limnology. Lake and River ecosystems. Academic Press, New York.
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, B., Fox, G., Nicolet, P., & Sear, D. (2003): Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. Biol. Conserv. 115: 329-341.
- Willenberg, P. R., Miller, M.S. & Weidenbacher, W.D. (1984): Reducing sediment phosphorus release rates in Long Lake through the use of calcium nitrate. Lake and Reservoir Management:118-121. EPA 440/5.84-002.
- Windolf J., Jeppesen E., Jensen J.P. & Kristensen P. (1996): Modelling of seasonal variation in nitrogen retention: a four-year mass balance study in 16 shallow lakes. Biogeochemistry 33: 25-44.
- Wium-Andersen, S., Anthoni, U., Christophersen, C. & Houen, G. (1982): Allelopathic effects on phytoplankton by substances isolated from aquatic macrophytes (Charales). Oikos 39: 187-190.
- Woodruff, S.L., House, W.A., Callow, M.E. & Leadbeater, B.S.C. (1999): The effects of biofilms on chemical processes in surficial sediments. Freshwat. Biol. 41: 73-89.

Yamada H, Kayama, M. Saito K & Hara M.(1986): A fundamental research on phosphate removal by using slag. Wat. Res. 20: 547-557.

Økland, J. & Økland, K.A. (1980): pH level and food organisms for fish: studies of 1000 lakes in Norway. Porc. Int. conf. ecol. impact acid precip., Norway SNSF project, p. 326-328.

7 Indleverede artikler

1/ Søndergaard, M., J.P. Jensen, & E. Jeppesen (2005): Seasonal response of nutrients to reduced phosphorus loading in 12 Danish lakes. *Freshwater Biology* 50: 1605-1615.

/2/ Søndergaard, M., E. Jeppesen, J.P. Jensen & S. L. Amsinck (2005) Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal of Applied Ecology* 42: 616-629.

/3/ Søndergaard, M., E. Jeppesen & J.P. Jensen (2005): Pond or lake: does it make any difference? *Archiv für Hydrobiologie* 162: 143-165.

/4/ Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. (2003): Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506/509: 135-145.

/5/ Søndergaard, M., Jensen, J.P., Jeppesen, E. & Hald Møller, P. (2002): Seasonal dynamics in the concentrations and retention of phosphorus in shallow Danish lakes after reduced loading. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 5: 19-29.

/6/ Søndergaard, M., Wolter, K.-D. & Ripl, W. (2002): Chemical treatment of water and sediments with special reference to lakes. In: Perrow, M.R. & Davy, A.J. (eds): *Handbook of Ecological Restoration*. Vol. 1: Principles of Restoration. Cambridge University Press. Pp. 184-205.

/7/ Søndergaard, M., Jeppesen, E. & Jensen, J.P. (2000): Hypolimnetic nitrate treatment to reduce internal phosphorus loading in a stratified lake. *Lake and Reservoir Management* 16: 195-204.

/8/ Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P. & Lauridsen, T. (2000): Lake Restoration in Denmark. *Lakes & Reservoirs. Research and Management* 5(3): 151-159.

9/ Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. (1999): Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia* 408/409: 145-152.

/10/ Søndergaard, M. & Moss, B. (1998): Impact of submerged macrophytes on phytoplankton in shallow freshwater lakes. In: Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K. (eds.): *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Springer. *Ecological Studies* 131: 115-132.

/11/ Søndergaard, M., Windolf, J. & Jeppesen, E. (1996): Phosphorus Fractions and Profiles in the Sediment of Shallow Danish Lakes as Related to Phosphorus Load, Sediment Composition and Lake Chemistry. *Water Research* 30: 992-1002.

/12/ Søndergaard, M., Kristensen, P. & Jeppesen, E. (1993): Eight years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of lake Søbygaard, Denmark. *Hydrobiologia* 253: 345-356.

/13/ Søndergaard, M., Kristensen, P. & Jeppesen, E. (1992): Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and windexposed Lake Arresø, Denmark. *Hydrobiologia* 228: 91-99.

/14/ Søndergaard, M., Jeppesen, E., Mortensen, E., Dall, E., Kristensen, P. & Sortkjær, O. (1990): Phytoplankton biomass reduction after planktivorous fish reduction in a shallow, eutrophic lake: a combined effect of reduced internal P-loading and increased zooplankton grazing. *Hydrobiologia* 200/201: 229-240.

/15/ Jensen, J.P., Pedersen, A.R., Jeppesen, E. & Søndergaard, M., (2005): An empirical equation describing the seasonal dynamics of phosphorus in 17 shallow eutrophic lakes during the transient phase after external loading reduction. *Limnology & Oceanography* 51: 791-800.

/16/ Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Sandby Hansen, K., Møller, P.H., Rasmussen, H.U., Norby, V. & Larsen, S.E. (2003): Does resuspension prevent a shift to a clear state in shallow lakes during reoligotrophication? *Limnology & Oceanography* 48: 1913-1919.

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet. På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.

DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø. Her kan du også finde en database over alle DMU's udgivelser fx videnskabelige artikler, rapporter, konferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 4630 1200
Fax: 4630 1114

Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afdeling for Systemanalyse
Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Miljökemi og Mikrobiologi
Afdeling for Arktisk Miljø

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsovej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 8920 1400
Fax: 8920 1414

Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Terrestrisk Økologi
Afdeling for Ferskvandsøkologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 8920 1700
Fax: 8920 1514

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Denne rapport indeholder den sammenfatning, der sammen med 16 udvalgte engelske artikler og bogbidrag, blev accepteret af det Naturvidenskabelige Fakultet ved Aarhus Universitet som baggrund for tildelingen af doktorgraden i naturvidenskab. Rapporten beskriver det dynamiske samspil mellem næringsstoffer, sedimentet og de biologiske forhold i søer. Indledningsvis karakteriseres de danske søtyper og deres udvikling vurderet i forhold til ændringer i næringsstofbelastningen. Derefter beskrives mere detaljeret søers tilbageholdelse af næringsstoffer, herunder især bindingen af fosfor i sedimentet og udvekslingen af fosfor mellem sediment og vandfase. I et særskilt afsnit vurderes de mange tilgrundliggende mekanismer for frigivelse og optagelse af fosfor i sedimenter. Som et mere anvendelsesorienteret aspekt beskrives også restaureringen af søer og resultaterne af de forskellige kemiske og biologiske metoder, der har været anvendt i Danmark. Endelig reflekteres der over kommende forvaltnings- og forskningsmæssige problemstillinger i danske søer, herunder det fremtidige klima og implementeringen af Vandrammedirektivet.