



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 636, 2007

Sørestaurering i Danmark

Del I: Tværgående analyser



[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 636, 2007

Sørestaurering i Danmark

Del I: Tværgående analyser

Redaktører

Lone Liboriussen

Martin Søndergaard

Erik Jeppesen

Datablad

Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 636

Titel: Sørestaurering i Danmark
Undertitel: Del I: Tværgående analyser

Redaktører: Lone Liboriussen, Martin Søndergaard & Erik Jeppesen
Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet

Forfattere: Lone Liboriussen¹⁾, Martin Søndergaard¹⁾, Erik Jeppesen¹⁾, Asger Roer Pedersen¹⁾, Christian Skov²⁾, Henrik Skovgaard³⁾, Inge Christensen⁴⁾, Mette Bramm⁵⁾, Simon Marsbøl⁶⁾ & Lise-Lotte Pedersen⁷⁾
Institutioner, afdelinger: ¹⁾Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet
²⁾Danmarks Fiskeriundersøgelser, Danmarks Tekniske Universitet
³⁾Miljøcenter Århus
⁴⁾Miljøcenter Ålborg
⁵⁾Mariager Fjord Kommune
⁶⁾Miljøcenter Ringkøbing
⁷⁾Miljøcenter Ribe

Udgiver: Danmarks Miljøundersøgelser©
Aarhus Universitet
URL: <http://www.dmu.dk>

Udgivelsesår: November 2007
Redaktion afsluttet: Juni 2007

Finansiel støtte: Villum Kann Rasmussen Fonden, Skov- og Naturstyrelsen, Frederiksborg Amt, Vejle Amt, Storstrøms Amt, Århus Amt, Ribe Amt, Nordjyllands Amt, Viborg Amt, Sønderjyllands Amt, Fyns Amt og Roskilde Amt

Bedes citeret: Liboriussen, L., Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (red.) 2007: Sørestaurering i Danmark. Del I: Tværgående analyser. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 88 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 636

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning: Vandkvaliteten i de danske søer er i mange tilfælde utilfredsstillende på trods af store investeringer i forbedret spildevandsrensning. I forsøg på at forbedre kvaliteten er der gennem de sidste 20 år gennemført restaureringsindgreb i omkring 80 danske søer. De mest almindelige indgrebs typer har været udsætning af geddeyngel og opfiskning af fredfisk, men hertil kommer også iltning af bundvand, tilsætning af aluminium, opgravning af sediment samt flere andre metoder. Effekterne af indgrebene har været meget forskellige. Effekterne af geddeudsætning har været meget begrænsede, mens opfiskning af fredfisk i de fleste tilfælde har haft markante positive effekter på vandkvaliteten. Der er dog en klar tendens til at effekten fortager sig efter 8-10 år, hvilket antyder at opfiskning mest skal ses som en plejeforanstaltning.

Emneord: Næringsstoffer, fosfor, søer, restaurering, opfiskning, geddeudsætning, sediment, aluminium, iltning, undervandsplanter, plankton, fugle, bunddyr.

Layout og illustrationer: Tinna Christensen, Grafisk Værksted, DMU Silkeborg
Sproglig redigering og oversættelse: Anne-Mette Poulsen
Forsidefoto: Peter Fabricius

ISBN: 978-87-7073-008-2
ISSN (trykt): 0905-815X
ISSN (elektronisk): 1600-0048

Papirkvalitet: Cyclus Print
Tryk: Schultz Grafisk, Miljøcertificeret (ISO 14001) og kvalitetscertificeret (ISO 9002)

Sideantal: 88
Oplag: 1.000

Internetversion: Rapporten er også tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside
http://www.dmu.dk/Pub/FR636_Del1.pdf

Supplerende oplysninger: Del II: Eksempelsamling findes i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside
http://www.dmu.dk/Pub/FR636_Del2.pdf



Indhold

Forord 5

Sammenfatning 6

English summary 9

1 Indledning og baggrund 13

2 Restaureringsindgreb 17

3 Data og analysemetoder 25

4 Effekter af opfiskning 33

5 Effekter af andre metoder end opfiskning 53

6 Effekter på undervandsplanter, bunddyr og fugle 67

7 Konklusioner og perspektiver 73

8 Referencer 77

9 Bilag 81

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

[Tom side]

Forord

Denne rapport er resultatet af et samarbejdsprojekt mellem Danmarks Miljøundersøgelser, Skov- og Naturstyrelsen og de tidligere amter.

Rapporten samler op på den viden og de erfaringer, som gennem de sidste godt 20 år er opnået af amterne, Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Fiskeriundersøgelser i forbindelse med restaureringsprojekter i danske søer.

Hovedformålene har været at præsentere og analysere de opnåede effekter i et tværgående perspektiv samt at give en række eksempler fra individuelle søer, der viser resultater og erfaringer fra forskellige indgrebsmetoder. Den tværgående analyse og præsentation er givet i del I, mens beskrivelser af 26 eksempler på gennemførte sørestaureringsprojekter er givet i del II (findes kun i en elektronisk udgave på DMU's hjemmeside: http://www.dmu.dk/Pub/FR636_Del2.pdf).

Projektet blev fulgt af en styringsgruppe bestående af Henrik Skovgaard (Århus Amt), Inge Christensen og Mette Bramm (Nordjyllands Amt), Lise-Lotte Pedersen (Ribe Amt), Simon Marsbøl (Vejle Amt) og Ivan Karottki (Skov- og Naturstyrelsen). Deltagerne takkes for mange konstruktive og gode input undervejs. Derudover takkes også alle de deltagende amter m.fl. for den positive indgang til projektet og bidrag med data samt gode forslag og detaljerede beskrivelser af eksempler på danske restaureringer (Frederiksborg Amt, Vejle Amt, Storstrøms Amt, Århus Amt, Ribe Amt, Nordjyllands Amt, Viborg Amt, Sønderjyllands Amt, Fyns Amt, Roskilde Amt, Københavns- og Lyngby-Tårnbæk Kommune, Nydam Søejerslav og Fiskeøkologisk Laboratorium). Endelig også tak til Torben Jørgensen (DMU), Kurt Nielsen (DMU) og Henning Jensen (SDU) for værdifulde kommentarer til rapporten.

Amterne, Skov- og Naturstyrelsen og Center for Sørestaurering (CLEAR) finansieret af VILLUM KANN RASMUSSEN FONDEN takkes for økonomisk støtte til projektets gennemførelse.

Sammenfatning

De sidste 20 år er der gennemført en række restaureringer af søer i Danmark med henblik på at forbedre vandkvaliteten. Restaureringsprojekterne tog for alvor fart i løbet af 1990'erne, hvor der årligt blev gennemført indgreb i 5-25 søer. I alt er der gennemført indgreb i ca. 80 søer.

De fleste restaureringsindgreb har bestået af enten udsætning af rovfisk (næsten udelukkende gedde) og opfiskning af fredfisk (især skalle og brasen). Disse to typer eller kombinationer af disse to har udgjort omkring 75% af alle de gennemførte restaureringsindgreb. De resterende indgreb omfatter opgravning af næringsrigt sediment, iltning af bundvandet i dybe søer, tilsætning af aluminium, beskyttelse af undervandsplanter samt en række indgrebstyper af mest eksperimentel art. Antallet af projekter inden for disse restaureringstyper og deres langtidseffekter er dog her begrænsede, og det er vanskeligt at drage mere generelle konklusioner.

Resultater for søer, hvor der blev opfisket mere end 200 kg fredfisk per ha inden for maksimalt 3 år, viste de første 8-10 år efter indgrebet typisk en reduktion på 20-50% i koncentrationen af klorofyl, totalfosfor, totalkvælstof og suspenderet stof. De mest vedvarende effekter blev set for sigtddybde og indhold af suspenderet stof. Sæsonmæssigt var der effekter på de vandkemiske variable gennem det meste af året, men de største ændringer sås i sommerperioden og i de mest næringsrige søer. I Væng Sø og Arreskov Sø, hvor den interne fosforbelastning blev reduceret ved etablering af den klarvandede tilstand ved ændret fiskebestand, sås efter tilbagevenden til den uklare tilstand igen en øget intern belastning og forhøjede sommerkoncentrationer af fosfor. Dette peger på, at en mobil fosforpulje i sedimentet gennem lang tid kan indebære en risiko for tilbagefald til en uklar tilstand.

I søer, hvor der blev opfisket mere end 200 kg fredfisk per ha, blev der også set en reduktion i den totale planteplanktonbiomasse. Sommerbiomassen blev reduceret med ca. 50%, og specielt andelen af blågrøn-alger blev reduceret markant. Derimod blev andelen af rekylalger større – også i absolutte tal, hvilket kan tolkes som et øget græsningstryk fra dyreplanktonet. Den relative andel af de andre algeklasser blev ikke påvirket. Dyreplanktonbiomassen ændredes ikke væsentligt i forbindelse med opfiskningen, dog sås fremgang for andelen af store dafnier på bekostning af de mindre cladoceer, hvilket indikerer mindsket prædationstryk fra fisk. Det samme gør en øget ratio mellem biomassen af dyreplankton og planteplankton.

Antallet af fiskeundersøgelser efter opfiskninger er begrænsede, men peger klart på, at fiskebestanden som helhed ikke ændres, hverken hvad angår det totale antal eller fiskebiomasse. Derimod sker der en del ændringer i artssammensætningen, hvor brasen på lang sigt synes at blive hårdest påvirket af indgrebene.

Antallet af skalle viser også tegn på fald de første år efter indgrebet, men herefter er der en stigende tendens, hvilket kan være en årsag til, at effekten på dyreplankton ikke holder i længden og dermed også, at effekten på klorofyl *a* begrænses. Antallet og biomassen af aborre øges de første år, men viser i mange søer senere tegn på at falde tilbage igen.

Effekterne på øvrige biologiske forhold er generelt kun belyst i få eksempler. Undervandsplanters udbredelse øges i mange søer efter restaureringsindgreb, men der er også mange eksempler, hvor planterne ikke har reageret på den øgede sigtddybde. I nogle tilfælde kan dette tilskrives græsning fra fugle. I de søer, hvor der er sket ændringer i udbredelsen af undervandsplanter, øges tætheden og antallet af en række fuglearter. Data-materialet vedr. effekter på bunddyr er endnu mere sparsomt, men i de tilfælde, hvor der er angivet informationer, er der tale om en fremgang i antallet.

Samlet peger erfaringerne fra opfiskninger på, at der kan opnås en række positive effekter af en massiv opfiskning, men at det kan være vanskeligt at fastholde effekten, med mindre opfiskningen gentages. Effekterne er mest markante på sigtddybde og indhold af suspenderet stof, der ser ud til at holde sig i 10 år eller mere i de fleste søer. Derimod kan der i de fleste tilfælde og typisk 8 til 10 år efter indgrebets start ikke længere ses statistisk signifikante effekter på indholdet af klorofyl *a* og næringsstofferne. Antallet af søer med data fra mere end 10 år er dog begrænset. Den mere markante effekt på suspenderet stof og sigtddybde skal formentlig ses i sammenhæng med, at bestanden af brasen især reduceres ved opfiskning og ofte forbliver lav, hvilket medfører, at ophvirvling af bundmateriale reduceres. Tilbagefaldet, som er set i de fleste søer, peger på, at der er behov for indgreb med mellemrum, hvis en forbedring skal fastholdes. Det må dog forventes, at de efterfølgende indgreb kan være mere moderate, da brasenbestanden angivet på vægtbasis synes mærket på lang sigt, og andelen af rovfisk og størrelsen af både aborre og skalle øges efter et indgreb. I søer, hvor opfiskningen var mindre end 200 kg per ha inden for 3 år, var der ingen eller meget ringe effekter på de vandkemiske variable.

Effekten af geddeudsætning er tidligere vurderet i en rapport fra Danmarks Fiskeriundersøgelser, og her blev det på baggrund af udsætningens effekter i 47 søer vurderet, at geddeudsætning i næsten alle tilfælde kun har ringe effekt på vandkvaliteten. Udsætning af geddeyngel som enkeltstående restaureringsindgreb anbefales derfor ikke.

Iltning har markante effekter på ophobningen af fosfor i bundvandet formentlig via den redoxfølsomme binding af fosfor i sedimentet. I de fleste tilfælde blev ophobningen af fosfor i bundvandet gennem sommeren mere end halveret, og samtidigt mindskedes også ophobningen af ammonium markant. I to eksempler, hvor

Tabel 1. Oversigt over gennemsnitlige omkostninger i forbindelse med restaurering af søer angivet i 1.000 kr per hektar sø. N er antal søer. Standardafvigelse er angivet i parentes.

Type	N	Min	Middel (sd)	Median	Max
Opfiskning	17	3	13 (11)	9	44
Iltning	4	10	20 (9)	20	31
Aluminium	4	19	33 (10)	35	41

iltningen blev standset et år, sås øgede koncentrationer af fosfor i bundvandet. Iltning vil derfor ofte være et meget langvarigt projekt, hvis mindsket frigivelse af fosfor fra bunden skal opretholdes, og det er endnu usikkert, om metoden kan bruges til at skabe permanente effekter. Øget temperatur og omsætning af organisk materiale i forbindelse med iltningen kan endvidere øge risikoen for en større mobil pulje af fosfor i sedimentet.

Erfaringerne med aluminiumsbehandling af danske søer er begrænset til i alt 6 søer, hvoraf de 5 er gennemført inden for de seneste 6 år og de 3 inden for de seneste 2 år. Metodens potentiale er derfor stadigvæk mangelfuldt beskrevet. I alle de gennemførte projekter har tilsætningen af aluminium haft en øjeblikkelig

og meget markant opklarende effekt på søvandet og ført til et meget lavere næringsstofindhold. Der er dog stadig megen tvivl om de mere langsigtede effekter af behandlingen, og der er tegn på tilbagefald til en uklar tilstand i Sønderby Sø, der som den første blev behandlet i efteråret 2001. Der hersker dog nogen usikkerhed om, hvorvidt den eksterne fosforbelastning til Sønderby Sø er reduceret tilstrækkeligt.

Brabrand Sø er indtil videre stadigvæk den eneste større sø, hvor næringsrigt sediment er blevet gravet op for at mindske den interne fosforbelastning. Effekterne på søvandets kvalitet har på grund af en fortsat høj ekstern næringsstofbelastning været begrænsede. Sedimentopgravning er med held anvendt i en række mindre søer for at forbedre vækstforholdene for grundskudsplanter.

Omkostningerne ved de forskellige indgreb varierer meget, men opfiskning er generelt den billigste med en gennemsnitlig udgift på 13.000 kr. per ha sø (Tabel 1). Næstbilligst er iltning med en gennemsnitlig udgift på 20.000 kr. per ha sø, fulgt af aluminiumsbehandling med en gennemsnitlig udgift på 33.000 kr. per ha sø. Sammenligning af de enkelte restaureringsindgreb er dog problematisk, fordi opgørelserne ikke nødvendigvis dækker over det samme, ligesom der heller ikke er taget højde for, i hvilken grad og i hvor lang tid et indgreb eller gentagne indgreb evt. har haft effekt.

Tabel 2. Oversigt over typer, antal restaurerede søer og hovedresultater opnået ved de mest anvendte metoder til restaurering af større søer i Danmark. *) Inkl. Vandkraftsøen.

Metode/	Antal	Hovedresultater/bemærkninger
Fysiske		
– Sedimentfjernelse	2*	Opgravning af sediment kan reducere den interne fosforbelastning, men der er kun erfaringer fra enkelte større søer i Danmark. Metoden er forholdsvis dyr sammenlignet med de øvrige metoder, men fjerner til gengæld også rent fysisk en kilde til næringsstofbelastning. I mindre søer er det muligt at forbedre vækstvilkår for grundskudsplanter ved at fjerne det øverste organiske næringsrige sedimentlag.
Kemiske		
– Iltning af bundvand	6	Ophobningen af fosfor i bundvandet mindskes markant i forbindelse med iltningen. I de fleste tilfælde har det ikke været muligt at se væsentlige effekter på overfladevandets kvalitet, men dette kan skyldes for høj ekstern næringsstofforsyning. Iltningen skal foretages gennem mange år, og der er usikkerhed om varig effekt ved ophør af iltning. Der er risiko for, at iltningen skaber en øget mobil pulje af fosfor.
– Aluminiumstilsætning	6	Aluminiumstilsætning har meget markante og umiddelbare effekter på søvandets sigtbarhed og indhold af fosfor. Der er ikke sporet væsentlige toksiske effekter i forbindelse med tilsætningen af aluminium. Antallet af søer med tilsætning af aluminium er endnu for ringe til at give mere generelle vurderinger, ligesom langtidseffekterne i danske søer endnu er stort set ukendte.
Biologiske		
– Opfiskning af fredfisk	50	Markante effekter på en række vandkemiske og biologiske forhold, hvis en tilstrækkelig fiskemængde fjernes. I mange søer synes effekten at fortage sig efter 8-10 år, men antallet af søer med data fra mere end 10 år er begrænset.
– Udsætning rovfisk	65	Udsætning af geddeyngel har i langt de fleste tilfælde ikke haft nogen væsentlig betydning for vandkvaliteten, og denne type af indgreb anbefales ikke længere som et selvstændigt restaureringsindgreb.
– Udplantning/beskyttelse af undervandsplanter	–	Forsøg med beskyttelse af planter har i flere søer vist, at fuglegræsning kan have en betydelig negativ effekt på mængden af planter. Der er kun erfaringer med forsøg i mindre skala.

Sammenfattende kan det siges, at det i de fleste tilfælde er muligt at forbedre en søs vandkvalitet via en restaurering, men at der er en række forbehold, især i forhold til varigheden af indgrebet (Tabel 2). Næringsstofindholdet er stadigvæk helt centralt for søers vandkvalitet, og restaureringsindgreb kan ikke ses som et alternativ til at begrænse den eksterne næringsstofbelastning – i hvert fald ikke, hvis der skal opnås vedvarende effekter.

Resultaterne fra de mange restaureringsindgreb baserer sig på en unik samling af data, men skal alligevel tages med forbehold. Som udgangspunkt har det tilgængelige datamateriale været af meget blandet karakter, både hvad angår typer af data, mængde af data, omfang og varighed af indgreb. Det har gjort det vanskeligere at behandle data og de opnåede erfaringer på tværs, men vi har søgt at standardisere databehandlingen mest muligt med henblik på at kunne vurdere de generelle tendenser. Det betyder, at enkelt søer sagtens kan udvise et andet mønster, men her henvises der til eksempelsamlingen i del II.

Vurderingen af de opnåede resultater kompliceres yderligere af, at der ofte samtidigt med restaureringen

er sket en reduktion af den eksterne næringsstofftilførsel, samt at en eventuel intern fosforbelastning kan være aftagende. Effekten alene af restaureringsindgrebet er derfor vanskelig at adskille fra effekten af den reducerede næringsstofftilførsel. Vi har dog for fiskeindgrebsmetoden søgt at tage højde for denne effekt ved at korrigere for den generelle nedgang i næringsstofindhold, der er set i de sidste 20 år. I en del søer er der også foretaget flere indgreb samtidigt.

De fleste restaureringsindgreb er gennemført i ret næringsrige søer. Halvdelen af de 40 søer, hvor der er fjernet fisk, havde ved indgrebets start en fosforkoncentration over $0,16 \text{ mg P l}^{-1}$ og en totalkvælstofkoncentration over $1,9 \text{ mg N l}^{-1}$. Mange restaureringsindgreb er således gennemført i søer, som er for næringsrige til at forvente vedvarende effekter jf. tidligere anbefalinger. Manglen på indgreb foretaget i de mere næringsfattige søer gør det vanskeligt at vurdere effekterne i denne ende af næringsstofskaalen og dermed også nærmere at vurdere, under hvilke næringsstoffbetinger restaureringsindgreb evt. kan forventes at have mere permanent karakter.

Gudenådalen er rig på søer. Foto: Martin Søndergaard.



English summary

During the past 20 years several restoration projects have been conducted in Danish lakes to improve water quality. Particularly during the 1990s restoration measures were applied to 5-25 lakes annually. Today, more than 80 lakes have been subjected to restoration.

Most restoration initiatives have involved stocking of predatory fish (mostly pike) and removal of planktivores (particularly roach and bream). These two types or combinations of these constitute 75% of all conducted restoration projects. The remaining measures include removal of nutrient-rich sediment, oxidation of bottom water in deep lakes, addition of aluminium and protection of submerged macrophytes. Moreover, a number of interventions of a more experimental nature have been made; however, as the number of these is limited any general conclusions cannot be drawn.

The results from lakes where more than 200 kg planktivorous fish per hectare have been removed within maximum three years show a typical reduction of 20-50% in the concentrations of chlorophyll, total phosphorus, total nitrogen and suspended matter within the first 8-10 years following the intervention. The most enduring effects were observed for Secchi depth and the level of suspended matter. The effect on the water chemical parameters varied with the season during the year, but the most significant changes were observed in summer and in the most nutrient-rich lakes. In Lake Væng and Lake Arreskov, where the internal phosphorus loading declined following fish stock manipulation, a return to a turbid state was observed and, with it, increased internal loading and enhanced summer concentrations of phosphorus. This indicates that a mobile phosphorus pool in the sediment may pose a risk for a return to the turbid state for a long time after the restoration event.

In lakes where more than 200 kg planktivorous fish were removed per hectare, a decline was observed in total phytoplankton biomass. The summer biomass was reduced by ca. 50%, and especially the share of bluegreen algae declined markedly. In contrast, the number of cryptophytes increased – also in absolute figures, which may be interpreted as an enhanced grazing pressure by the zooplankton. The relative abundances of other algae groups did not show any variations. The zooplankton biomass did not change significantly following the fish removal, except from an increase in the number of large-sized *Daphnia* at the cost of smaller cladocerans. This indicates a reduced predation pressure from fish as does the observed increased ratio between the biomass of zooplankton and phytoplankton.

The number of fish investigations conducted as a follow-up to fish removal is limited, but the existing results suggest that the fish stock does not exhibit any general changes in either total number or fish biomass. However, the species composition changes

markedly, and it seems that bream is the species most substantially influenced by the interventions. Also the number of roach declines during the first year following the intervention after which it rises again; this may be one of the reasons why the effect on zooplankton and subsequently on chlorophyll *a* does not last. The number and the biomass of perch increase at first, only to decline again in most lakes.

Only few examples describe the effects on other biological variables. In many lakes, the abundance of submerged macrophytes increases after restoration, but absence of changes, i.e. lack of response by plants to the increased Secchi depth, also occurs. In some cases this may be due to waterfowl grazing. In the lakes exhibiting changes in macrophyte abundance, the density and number of various waterfowl species increase. Data on bottom animals is scarce, but the information available depicts an increase.

In general, fish removal experience shows that a number of positive effects are to be gained from massive removal, but that the effects may be difficult to maintain unless removal is repeated. The effects are most marked on Secchi depth and the level of suspended matter, as these seem to last 10 years or more in most lakes. In contrast, in most cases and typically 8-10 years following the intervention, no statistically significant effects of removal can be traced for chlorophyll *a* and nutrients. The number of lakes with data available for >10 years is limited, however. The more substantial impacts on suspended matter and Secchi depth probably relate to the fact that particularly the stock of bream declines following removal and remains low, entailing reduced stirring of bottom material. The relapse observed in most lake indicates that removal should be repeated to maintain the improvement. However, the follow-up removals may be of more moderate nature, as the bream stock, on weight basis, seems to be long term affected and as the number of piscivores and the size of perch and roach increase after manipulation. In lakes with fish removal <200 kg ha⁻¹ within three years, no or only negligible effects were observed on the water chemical variables.

The effect of pike stocking has been estimated in a report elaborated by the Danish Fisheries and Research Institute, and based on data material on the impact of stocking in 47 lakes it was concluded that pike stocking almost always is of no significance for the water quality. Stocking of pike fry as a singular restoration method is therefore not recommended.

Oxidation has substantial effects on the accumulation of phosphorus in the bottom water, probably due to the redox-sensitive binding of phosphorus in the sediment. In most cases the accumulation in bottom water during summer was more than halved and also the accumulation of ammonium declined. Two examples involving cessation of oxidation for one year

Table 1. Survey of average costs involved in the restoration of lakes (1,000 DKK per hectare lake). N is the number of lakes. Standard deviation shown in parenthesis.

Type	N	Min	Mean (sd)	Median	Max
Fish removal	17	3	13 (11)	9	44
Oxidation	4	10	20 (9)	20	31
Aluminium	4	19	33 (10)	35	41

show increasing phosphorus concentrations in the bottom water. Thus, oxidation is a long-term project if reduced release of phosphorus is to be maintained, and whether the method can be used to create permanent effects remains to be elucidated. Increased temperatures and turnover of organic matter in connection with the oxidation may furthermore enhance the risk for the creation of a larger pool of mobile phosphorus in the sediment.

Experience with aluminium treatment of Danish lakes includes only 6 lakes, 5 interventions have been conducted within the last 6 years and 3 within the last

2 years. The potential of the method is therefore not yet clear. In all projects the addition of aluminium has had an immediate and significant clearing-up effect, leading to markedly reduced nutrient concentrations. However, the long-term effects are still to be elucidated, indications show signs of a relapse to the turbid state in Lake Sønderby Sø, the first aluminium-treated lake in autumn 2001. There is still doubt, though, whether the external loading to Lake Sønderby Sø was adequately reduced.

Lake Brabrand is still the only large-sized lake from which nutrient-rich sediment has been removed with the aim to diminish internal phosphorus loading. The impact on lake water clarity has remained insubstantial due to a still too high external loading of nutrients. Sediment removal has been successfully used in a number of smaller lakes where growth conditions for large isoetids have been improved.

The cost of the various interventions varies considerably, but fish removal is the cheapest with an average cost of 13,000 DKK per hectare lake (Table 1). The next cheapest method is oxidation with an average cost of 20,000 DKK per hectare lake, followed by aluminium

Table 2. Survey of restoration types, number of restored lakes and main results obtained by the most common methods used for the restoration of large Danish lakes. *) Including the Vandkraftsøen.

Method	Number	Main results/comments
Physical		
– Sediment removal	2*	Sediment removal may reduce internal phosphorus loading; however, data are only available from few Danish lakes. The method is comparatively costly compared with other methods, but it physically removes a source of nutrient loading. In small-sized lakes growth conditions for isoetids can be improved by removing the upper organically rich sediment layer.
Chemical		
– Oxidation of bottom water	6	The accumulation of phosphorus in the bottom water decreases markedly with oxidation. However, in most projects there were no significant effects on surface water quality, which may, however, be due to too high external nutrient loading. Oxidation must be repeated for a succession of years, and whether the effects may disappear with cessation of oxidation is uncertain. There is a risk that the oxidation may create an increased mobile pool of phosphorus.
– Aluminium addition	6	Aluminium addition has marked and immediate effects on lake water clarity and the phosphorus level. No detrimental toxic effects have been observed following aluminium addition. The number of lakes to which aluminium addition has been applied is still too limited to allow general conclusions to be drawn, just as the long-term effects on Danish lakes are unknown.
Biological		
– Removal of planktivores	50	Marked effects on a number of water chemical and biological variables following substantial fish removal have been observed. In many lakes the effect seems to abate after 8-10 years; however, the number of lakes with data series >10 years is limited.
– Stocking of piscivores	65	In most cases, stocking of pike fry has had no marked impact on water quality, and pike stocking is therefore no longer recommended as a singular restoration measure.
– Transplantation/protection of submerged macrophytes	–	Experiments with macrophyte protection have in several lakes shown that waterfowl grazing may have a significant impact on plant abundance. Only experience from small-scale experiments is available.

treatment with an average cost of 33,000 DKK per hectare lake. However, comparison of costs between the different restoration types is rendered difficult by the fact that the estimations do not necessarily cover identical parameters, and that the effects and period of an intervention or repeated interventions are not considered.

Our conclusion is that in most cases an improvement of lake water quality can be obtained by restoration; however, various factors must be taken into consideration such as, for instance, how long time the effects can be maintained (Table 2). The nutrient content still plays a decisive role for the water quality, and restoration intervention cannot be used as an alternative to a reduction of the external nutrient loading – particularly not if long-lasting effects are to be achieved.

The results from the many restoration interventions are based on a unique collection of data, but should be interpreted with caution. The data quality varied extensively, both as to type, coverage and duration of the intervention. This has rendered treatment and cross-comparisons of data difficult; however, data treatment has been standardised to allow comparison of general tendencies. This implies that the individual lakes may exhibit a different pattern.

The interpretation of obtained results is further complicated by the fact that most restoration initiatives have been undertaken simultaneously with a reduction of the external nutrient loading, and also a possibly declining internal phosphorus loading should be taken into account. The effects of the restoration intervention alone may therefore be difficult to differentiate from those of the reduced nutrient loading. However, for the fish stocking method this effect has been considered by correcting for the generally declining nutrient levels observed during the past 20 years. Furthermore, in a number of lakes various interventions have been conducted simultaneously.

Most restoration projects have been conducted in fairly nutrient-rich lakes. Half of the 40 lakes in which fish have been removed showed initial phosphorus concentrations above 0.16 mg P l^{-1} and a total nitrogen concentration of $>1.9 \text{ mg N l}^{-1}$. Many restoration measures have been applied to lakes too nutrient-rich to allow assumption of long-lasting effects according to earlier recommendations. The effects on nutrient-poor lakes cannot be estimated due to the lack of interventions, which implies that determination cannot be made of the nutrient conditions at which restoration may be expected to entail permanent results.

[Tom side]

1 Indledning og baggrund

De indre søer i København har stor rekreativ værdi og er forsøgt restaureret med flere metoder.
Foto: Martin Søndergaard.



Vandkvaliteten i de danske søer er generelt ringe på grund af høj næringsstoftilførsel. Tilstanden er forbedret via bedre spildevandsrensning, men flertallet af søer er stadigvæk uklare. For at rette op på dette er mange danske søer gennem de sidste 20-30 år blevet restaurerede. Formålet med denne rapport er at samle op på disse erfaringer.

1.1 Baggrund

Danske søer har generelt en ringe vandkvalitet, og kun omkring 1/3 opfylder den specifikke målsætning fastsat af amterne (Lauridsen *m.fl.*, 2005). Hovedårsagen er årtiers forhøjede tilførsel af næringsstofferne kvælstof og fosfor. Dette har skabt ideelle vækstbetingelser for planktonalgerne og ført til uklart vand og en mindsket biologisk mangfoldighed (figur 1.1). Undervandsplanterne er forsvundet eller kraftigt reduceret i de fleste søer, og der er udviklet en fiskebestand domineret af fredfiskene skalle og brasen, mens rovfisk som aborre er gået tilbage.

For at råde bod på denne tilstand er der gennem de sidste ca. 30 år gennemført betydelige investeringer i ikke mindst forbedret spildevandsrensning og senest via blandt andet vandmiljøplanerne også andre former for reduktioner af næringsstofbelastningen. Dette har generelt mindsket indholdet af fosfor og også forbedret vandkvaliteten, selvom tilførslen af næringsstoffer til mange søer stadigvæk er for høj til, at der kan forventes klarvandede forhold (Søndergaard *m.fl.*, 2006a).

Ydermere ses også i mange søer tit en forsinket reaktion, efter at fosfortilførslen er nedbragt. Dette betyder, at der ikke er sket så markante forbedringer i den økologiske tilstand som forventet ud fra den reducerede næringsstofftilførsel. Årsagen kan være en kemisk træghed, der er betinget af intern belastning af fosfor fra en pulje, der blev ophobet i bunden af søen, da belastningen var høj. Høj intern fosforbelastning ses således typisk i søer, der har haft en stor spildevandsbelastning, og der er eksempler på, at det kan tage mange år og i visse tilfælde årtier, før den interne belastning er væk (Søndergaard *m.fl.*, 2003; Jeppesen *m.fl.*, 1991, 2005a).

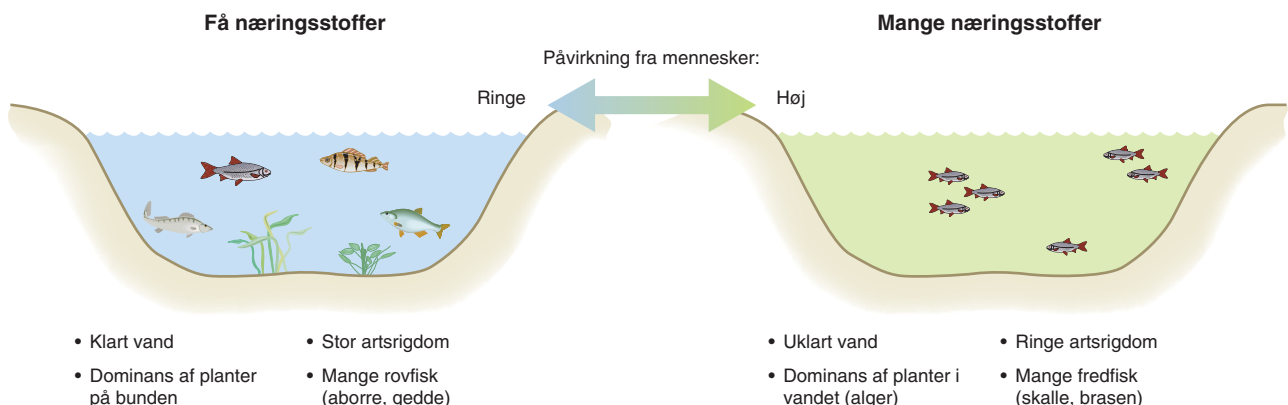
Årsagen til de beskedne ændringer kan også være en biologisk træghed, der skyldes en stor bestand af fredfisk, som effektivt forhindrer, at dyreplanktonet kan holde mængden af planktonalger nede og dermed vandet klart. Nyere analyser af danske og udenlandske søer, hvor næringsstofbelastningen er reduceret, tyder dog på, at fiskebestande måske hurtigere tilpasses mindsket næringsstofindhold end tidligere antaget

(Jeppesen *m.fl.*, 2005a). Fredfisk – herunder ikke mindst brasen – kan endvidere via deres fødesøgning ved bunden øge vandets indhold af suspenderet stof og dermed skabe uklart vand. Genetableringen af undervandsplanter, som er vigtige for at kunne fastholde de lavvandede søer i en klarvandet tilstand, kan også være forsinket på grund af manglende frøbanker eller nedgræsning fra fugle. Der findes altså flere biologiske mekanismer, som kan være medvirkende til at fastholde søer i en uklar tilstand, efter at den eksterne fosforbelastning er reduceret.

I Danmark har disse problemstillinger siden midten af 1980'erne og især i løbet af 1990'erne udmøntet sig i en række restaureringsprojekter landet over. Restaureringer er dermed blevet en metode til at opnå en bedre vandkvalitet, dog først og fremmest i de søer, hvor der i forvejen er gjort en indsats for at mindske den eksterne næringsstofbelastning. Som understreget i blandt andet tidligere rapporter er det nemlig en vigtig forudsætning for at opnå mere langvarige effekter, at søekskoncentrationen af fosfor er tilstrækkelig lav (Søndergaard *m.fl.*, 1998).

Fremover kan restaurering af søer også ses som et middel til at fremskynde udviklingen hen mod en god økologisk tilstand, som er et krav i EU's Vandrammedirektiv. Heri kræves det, at alle naturlige søer bedømt ud fra kemiske og menneskelige biologiske variable skal have en god økologisk tilstand senest i 2015, defineret som en tilstand, der kun i ringe grad afviger fra den af mennesker upåvirkede tilstand. De specifikke krav er ikke fastsat endnu, men hovedparten af de danske søer har i dag en forringet økologisk tilstand på grund af for stor næringsstofftilførsel. I nogle tilfælde spiller andre menneskeskabte påvirkninger også ind, som eksempelvis regulering af vandstanden, befæstelse eller anden regulering af bredzonen samt introduktion af fremmede arter.

Restaureringsprojekterne er i de fleste tilfælde gennemført af amterne evt. i samarbejde med lokale lodsejere eller berørte kommuner og interesseorganisationer. Den praktiske del af restaureringen er ofte gennemført i samarbejde med private konsulentfirmaer, der også nogle gange har stået for præsentation og



Figur 1.1 Ændringer i lavvandede søer, når næringsstofftilførslen øges.



Almind Sø ved Silkeborg er et eksempel på en næringsfattig og klarvandet dansk sø. Foto: Martin Søndergaard.

tolkning af resultater. Den mere generelle tolkning af resultaterne fra restaureringsprojekter er typisk gennemført af de involverede amter, evt. samlet for flere projekter på amtsniveau. Set i et landsdækkende perspektiv har resultaterne været vurderet af Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) eller områder vedr. udsætning af rovfisk af Danmarks Fiskeriundersøgelser (DFU), evt. i samarbejde med de nationale styrelser og universiteterne.

1.2 Formål

Mange af eksemplerne på gennemførte restaureringer rundt omkring i landet er mere eller mindre detaljeret beskrevet i rapporter, notater eller som tekster på nettet (se f.eks. Franko-Dossar & Marsbøll, 2000; Skovgaard, 2002; Frederiksborg Amt, 2006). Den seneste landsdækkende sammenfatning af resultaterne af sørestaureringsprojekter blev gennemført i midten af 1990'erne og omfattede resultater fra 27 restaureringsprojekter, hvoraf de fleste omhandlede opfiskninger (Søndergaard m.fl., 1998). På dette tidspunkt var de fleste restaureringsindgreb forholdsvis nye, og rapporten byggede på nær enkelte undtagelser på erfaringer opnået de første få år efter indgrebet. Blandt hovedkonklusionerne var, at hvis indgrebet var tilstrækkeligt omfattende, så var det muligt at skabe markante ændringer via en øget græsningskontrol af planteplanktonet. Det blev også pointeret, at det var vigtigt at reducere næringsstofbelastningen tilstrækkeligt, før indgrebet blev gennemført, hvis der skulle opnås mere permanente effekter.

Siden denne opsamling er der gennemført en række nye projekter, og ikke mindst er det nu muligt i mange tilfælde at vurdere de mere langsigtede aspekter af projekterne (> 6-8 år). Dermed forbedres beslutningsgrundlaget i forhold til eksempelvis at vurdere, i hvilket omfang og under hvilke forhold et indgreb kan ses som et engangsindgreb eller nærmere som en plejeforanstaltning, der skal gennemføres flere gange eller med jævne mellemrum. De generelle og mere administrative aspekter af sørestaurering i Danmark er for nylig også beskrevet som en del af EU-projektet LakePromo (Bramm & Christensen, 2006).

De fleste erfaringer er opnået i forbindelse med opfiskning af fredfisk og udsætning af gedder. Hovedparten af de tværgående analyser er derfor baseret på disse projekter, mens det for de mindre hyppigt anvendte typer af restaureringer kan være vanskeligt at uddrage mere generelle konklusioner. Erfaringer med udsætning af gedder er for nylig opsamlet i en rapport fra DFU (Skov m.fl., 2006a), og dette emne vil derfor kun blive præsenteret i en sammenfattende form i denne rapport.

Formålet med denne rapport er således at:

- opsamle eksisterende data omkring restaureringen af danske søer samt præsentere og analysere de opnåede effekter i et tværgående perspektiv.
- præsentere en række eksempler, der beskriver resultater og erfaringer for individuelle søer.
- forbedre beslutningsgrundlaget for fremtidige restaureringsprojekter.

[Tom side]

2 Restaureringsindgreb

Opfiskning af fredfisk. Foto: DMU/Søgruppen.

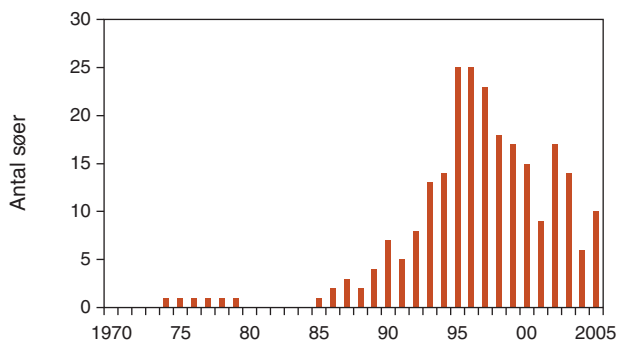


Der har været anvendt en række forskellige restaureringsmetoder i Danmark. I alt er der gennemført restaurering i omkring 80 søer. De mest almindelige metoder har været opfiskning af fredfisk og udsætning af geddeyngel. Antallet af restaureringsindgreb toppede i midten af 1990'erne, hvor der årligt blev lavet indgreb i 15-25 søer. Udgiften til indgrebene har varieret fra omkring 10.000 kr. per ha sø til over 30.000 kr. per ha sø afhængig af indgrebstype og omfang.

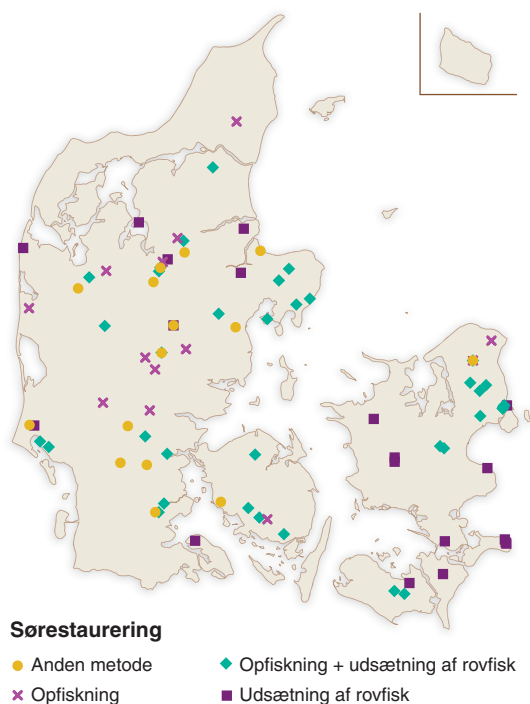
2.1 Oversigt

De første sørestaureringer i Danmark blev gennemført allerede i 1970'erne, men sørestaurering vandt først for alvor indpas som en metode til at forbedre søernes vandkvalitet i løbet af 1980'erne og 1990'erne (figur 2.1). Antallet af indgreb toppede i midten af 1990'erne, hvor op til 25 søer blev restaureret årligt. Siden da er antallet faldet, og fra 2000 er der gennemført restaureringer i omkring 10 søer hvert år. I mange søer er der gennemført flere forskellige typer af indgreb gennem flere år.

I alt er der i Danmark foretaget indgreb i omkring 80 søer spredt ud over hele landet (figur 2.2, bilag 9.1). Der kan endda være tale om endnu flere restaureringsindgreb, idet der sandsynligvis er foretaget en del indgreb – ikke mindst i de mindre søer, som aldrig er fulgt op med undersøgelser eller anden form for dokumentation.



Figur 2.1 Antallet af årlige sørestaureringer gennem de sidste 35 år i Danmark. Den samme sø kan godt tælle med flere år i træk.

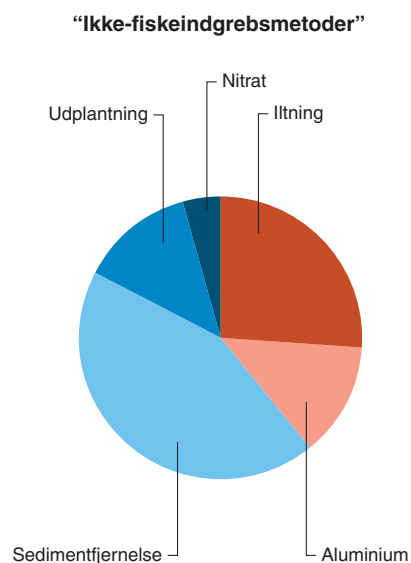
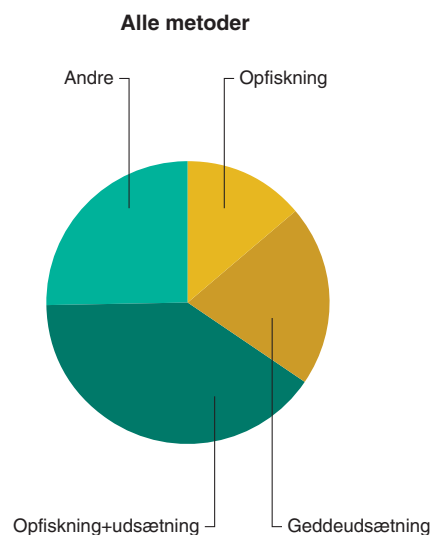


Figur 2.2 Oversigt over de i alt 80 restaurerede søer i Danmark med angivelse af restaureringstype.

2.2 Metoder anvendt i Danmark

Restaureringsmetoderne anvendt i Danmark omfatter to overordnede typer, der skal modvirke eutrofiering, nemlig 1) indgreb, der mindsker fosfortilgængeligheden, og 2) indgreb, der fremmer dyreplanktonets græsning og mindsker ophvirvlingen af bundmateriale. Begge har til formål at mindske mængden af planteplankton og suspenderet stof og derved gøre vandet mere klart. Den første type gennemføres typisk ved at binde eller fjerne mængden af tilgængeligt fosfor, mens den anden typisk har omfattet indgreb i fiskebestanden. En oversigt over metoder anvendt i andre dele af verden kan ses i blandt andet *Cooke m.fl.* (2005).

Indgreb i fiskebestanden – enten ved opfiskning og/eller ved udsætning af gedder – har været den mest anvendte metode og udgør omkring 75% af



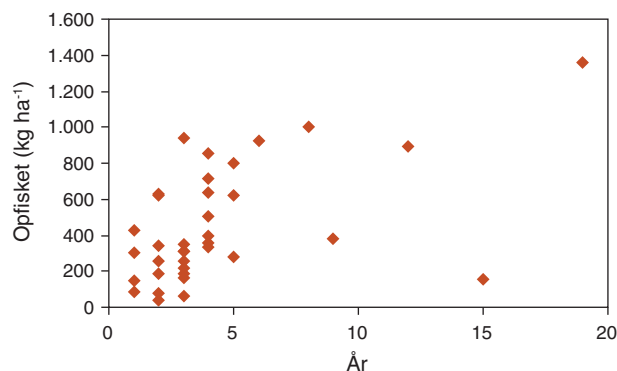
Figur 2.3 Oversigt over metoder til sørestaurering anvendt i Danmark.

alle indgreb foretaget i Danmark (figur 2.3, tabel 2.1). Derudover er der foretaget opgravning af sediment for at mindske den interne fosforbelastning, iltning af bundvand for at øge redoxpotentialen og bindingen af fosfor i sedimentet, tilsætning af aluminium for at øge fosforbindingspotentialen, forsøg med iltning af bundvand og sedimentet med ilt eller nitrat og beskyttelse af undervandsplanter mod fuglegræsning. Øvrige metoder har omfattet udlægning af kunstige gydereder med henblik på at fjerne fiskeæg fra fredfisk og etablering af kunstige habitater for at forbedre gydevilkårene for rovfisk, men der findes ikke publicerede data, der kan vurdere effekten af disse.

Opfiskning af fredfisk

Der er foretaget opfiskning af fredfisk i omkring 50 søer (se bilag 9.1). De første opfiskninger fandt sted i midten af 1980'erne, men de fleste indgreb er foretaget efter 1990. Mængden af fjernede fisk varierer en hel del fra sø til sø, i nogle søer er der fjernet under 100 kg ha⁻¹, mens der i andre er fjernet over 1.000 kg ha⁻¹ (figur 2.4). Opfiskningsperioden har varieret mellem 1 og 19 år, men i de fleste tilfælde har opfiskningen strakt sig over 2-4 år.

Opfiskningerne er typisk foretaget vha. vod, bundgarn eller nedgarn/gællenet. Inden for de seneste år har der også været gode erfaringer med brug af elektrofiskeri, evt. i kombination med afspærringer til specielt opfiskning af de småfisk, der samles i tilløb og afløb i vinterperioden.



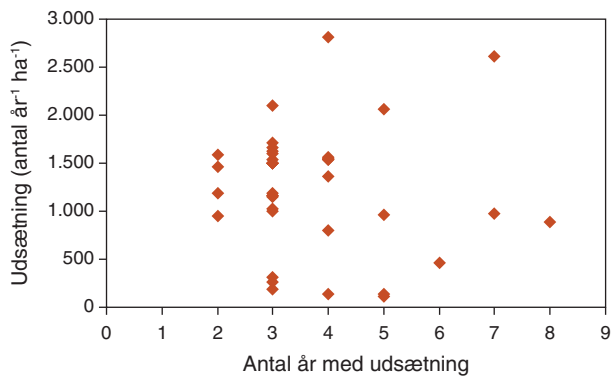
Figur 2.4 Den totale opfiskede mængde i de 34 søer, hvor der er fjernet fisk i forhold til antal år med opfiskning.



Opfiskning ved hjælp af vod i Engelsholm Sø. Foto: Simon Grünfeld.

Tabel 2.1 Oversigt over metoder til restaurering af søer anvendt i Danmark, ekskl. metoder til at reducere den eksterne tilførsel (f.eks. forbedret spildevandsrensning).

Metode	Hovedprincip og formål	Danske eksempler
Fysiske		
– Sedimentfjernelse	Fosforholdigt overfladesediment fjernes for at mindske den interne fosforrigigelse.	Brabrand Sø
Kemiske		
– Iltning af bundvand	Ilt tilføres hypolimnion for at forbedre bindingspotentialen af fosfor.	Hald Sø
– Nitratbehandling	Nitrat tilføres bundvandet for at øge iltningen af overfladesediment og omsætningen af organisk stof.	Lyng Sø
– Aluminiumstilsætning	Aluminium tilføres vand/sediment for at øge bindingspotentialen af fosfor.	Sønderby Sø
Biologiske		
– Opfiskning af fredfisk	Mængden af fredfisk (især skalle og brasen) opfiskes for at øge top-down kontrollen 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 og evt. fisk.	Engelsholm Sø
Øvrige		
– Gydereder	Gydereder lavet af grene og kviste udlægges om foråret og tages op i maj-juni, efter at fredfiskene har sat deres æg på dem. Fiskeæggenes destrueres.	Viborg Nørresø
– Kunstige habitater	Kunstig struktur, f.eks. små grantræer, udlægges for at skabe flere levesteder for geddeyngel – eller kunstige lavvandshabitater med naturlig vegetation etableres for at øge gydemuligheden for gedde og som skjul for ynglen.	Indre søer, København



Figur 2.5 Gennemsnitlig årlig udsætning af geddeyngel per hektar søoverflade set i forhold til antal år med udsætninger. Baseret på Skov m.fl. (2006a). I de søer, hvor der er angivet et interval for udsætningstæthed for flere års udsætninger, er midelværdien anvendt.



Geddeynglen er kun nogle få centimeter lang, når den udsættes.

Foto: Søren Berg.

Udsætning af rovfisk

Udsætningen af rovfisk har især omfattet udsætning af geddeyngel og i enkelte tilfælde også store aborrer. Siden starten af 1990'erne er der udsat geddeyngel i 65 søer (Skov m.fl., 2006a). I de fleste tilfælde er udsætningerne sket som et led i sørestaurering, men i enkelte tilfælde som bestandsopbygning eller bestandsophjælpning. Udsætningstætheden har varieret fra omkring 100 stk. ha⁻¹ år⁻¹ til over 2.000 stk. geddeyngel ha⁻¹ år⁻¹ (figur 2.5). Udsætninger er i de fleste tilfælde foretaget gennem 2-5 år.

Iltning

Iltning anvendes i søer, der lagdeles i store dele af sommerhalvåret, for at øge bindingspotentialt af fosfor i sedimentet via forbedrede redoxforhold. I nogle søer kan formålet også være at forbedre livsbetingelserne for dyr, der lever på det dybe vand. I Danmark har iltning af bundvand nu været anvendt i 6 søer (tabel 2.2). Det første iltningssystem blev startet allerede i sommeren 1985 i Hald Sø ved Viborg, mens iltningen af Vedsted Sø og Viborg Nørresø blev påbegyndt i hhv. 1995 og 1996. Inden for de seneste år er der etableret iltningssystemer i Furesøen og Torup Sø (se også del II), mens et forsøgsanlæg var i drift i Tjele Langsø i 2002-2003.

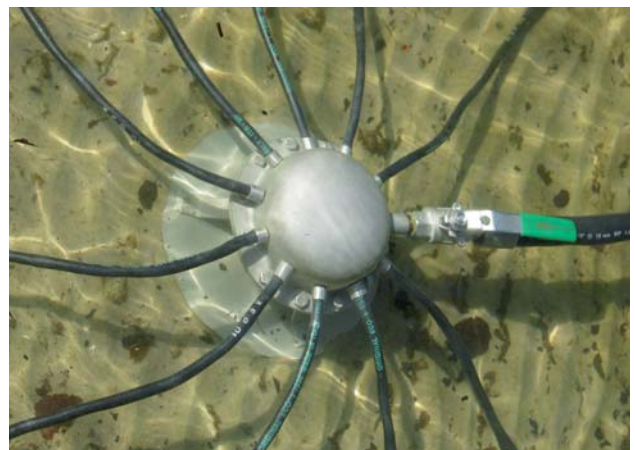
En parallel til direkte iltning af bundvandet er et "beluftningsanlæg", der via luftbobler øger vandets cirkulationen og dermed forbedrer iltforholdene i søen. Et sådant anlæg blev i 1997-1998 etableret i Kollelev Mose (se også del II).

Aluminiumstilsætning

Tilsætning af aluminium er endnu en ret ny metode i Danmark. Ud over Lyngby Sø tilbage i 1970'erne blev den første tilsætning gennemført i Sønderby Sø på Fyn i 2001 (tabel 2.3). Der er desuden anvendt aluminiumstilsætning i Frederiksborg Slotssø og Kollelev Mose. Senest er der i efteråret 2006 tilsat aluminium til Nordborg Sø på Als og til Glumsø Sø på Sydsjælland.

Ilttank samt manifold med diffusorslanger anvendt til iltning i Furesøen.

Foto: Per Skaarup og Peter Fabricius.





Dosering af aluminium i Kollelev Mose. Foto: Søren Gabriel.

Tabel 2.2 Søer, hvor der er gennemført iltning. For flere af søerne er sluttidspunktet endnu ikke afklaret.

Sø	Amt	Startår	Slutår
Hald Sø	Viborg	1985	> 2006
Vedsted Sø	Sønderjylland	1995	2006?
Viborg Nørresø	Viborg	1996	-
Torup Sø	Vejle	2002	2007?
Tjele Langsø	Viborg	2002	2003
Furesøen	Frederiksborg	2003	>2006
Kollelev Mose (beluftningsanlæg)	København	1998	1999

Tabel 2.3 Oversigt over søer med aluminiumsbehandling.

Sø	Amt	År
Lyngby Sø	København	1974
Sønderby Sø	Fyn	2001
Kollelev Mose	København	2003
Frederiksborg Slotssø	Frederiksborg	2005
Glumsø Sø	Storstrøm	2006
Nordborg Sø	Sønderjylland	2006

Mudcat brugt til sedimentfjernelse i Brabrand Sø.

Foto: Aarhus Kommune/Naturforvaltningen.



Tabel 2.4 Oversigt over søer, hvor der er foretaget sedimentfjernelse.

Sø	Amt	År
Brabrand Sø (150 ha)	Århus	1988-1995
Bønstrup Sø (10 ha)	Vejle	2005-2006
Vandkraftsøen (64 ha)	Ringkøbing	1993-1994
Småsøer Ribe Amt (2-13 ha)	Ribe	1990-2000
Mange vandhuller/mølledamme	-	-

Ved tilførslen af aluminium dannes hydroxydforbindelser, der samles i snefnuglignende flokke, som binder fosfor og partikler og bundfældes i løbet af få timer. Flokkene lægger sig i et tyndt lag på bunden, hvor det efterhånden blandes op med det øverste lag sediment. Processen er i princippet den samme, der anvendes ved kemisk fældning af fosfor på renseanlæg. Doseringen kan justeres i forhold til den potentielt mobile fosforpulje. Ved lav alkalinitet og pH under ca. 5,5 er aluminium toksisk, og det er derfor vigtigt at styre doseringen, så lave pH-værdier undgås (Cooke m.fl., 2005; Reitzel m.fl., 2005). Metoden har derfor især relevans i de mere kalkrige søer.

Sedimentfjernelse

Den største sø, hvor der er fjernet noget af det næringsrige sediment, er stadigvæk Brabrand Sø ved Århus (tabel 2.4). Her blev der fra 1988 til 1995 fjernet 500.000 m³ sediment. En mere detaljeret beskrivelse kan findes i Jørgensen (1998). Ud over at mindske den interne belastning med fosfor var formålet i Brabrand Sø ligeledes at gøre søen dybere og hindre yderligere tilgroning. Andre større søer, hvor der er fjernet sediment, omfatter kun den opstemmede Vandkraftsøen ved Holstebro, hvor 80.000 m³ bestående af især okkeraflejringer blev fjernet i 1993-1994.

Der er desuden fjernet sediment i en række mindre søer, herunder i Ribe Amt, hvor der i seks søer mellem 2 og 13 ha blev gravet sediment op for blandt andet at øge vækstmulighederne for grundskudsplanterne (Ejbye-Ernst m.fl., 2001).

Øvrige metoder

En række øvrige metoder har været anvendt i større eller mindre målestok i Danmark.

Gydereder

Udlægning af gydereder har bl.a. været anvendt i Viborg Søerne med henblik på at reducere mængden af æg fra fredfiskene. Gydereder konstrueres af grene og småkviste, som om foråret udlægges langs bredden for at tiltrække og give flere gydemuligheder for fredfiskene. Når gydningen har fundet sted, tages rederne op, og æggene, der sidder på dem, destrueres. Der findes ikke nogen opgørelse over, hvilken effekt gyderederne har haft (Johansson m.fl., 2006).



Gyderede med fiskeæg.

Foto: Kim Møller Hansen.

Udlægning/udplantning af skjul til rovfisk

Udlægning af skjul til rovfisk i form af grantræer har fundet sted i enkelte søer i forbindelse med udsætning af gedder (Udbyover Sø, De Indre Søer i København). Grantræerne har givet skjul til gedderne og dermed øget mængden af levesteder for geddeynglen.

I De Indre Søer i København er der endvidere lavet forsøg med at bygge kunstige gyde- og opvækstområder med lavt vand og naturlig plantevækst med henblik på at skabe grundlag for en selvreproducerende geddebestand (*Skov m.fl., 2006b*). Behovet for egnede gydepladser er specielt påkrævet i to af de tre indre søer, idet de er omgivet af et betonbolværk og således mangler en struktureret bredzone.

Tilsætning af jern

Jernbehandling har herhjemme kun været anvendt som restaureringsindgreb i ganske få søer. Kollelev Mose blev i 1997-1998 behandlet med FeCl_3 i vandfasen. Formålet med tilsætningen af jern er at øge bindingen af fosfor til jern og dermed mindske fosfortilgængeligheden for plantep planktonet. Bindingen af fosfor til jern er i modsætning til bindingen til aluminium redoxfølsom, og bindingen er ikke stabil ved lavt iltindhold.

Net omkring et bed af undervandsplanter i Engelsholm Sø til beskyttelse mod græsning fra fugle. Foto: Simon Grünfeld.



Nitratbehandling

Tilførsel af nitrat kan anvendes som et alternativ til ilt for at øge redoxforholdene i bunden og øge bindingen af fosfor. Oprindeligt er metoden anvendt i Sverige tilbage i 1980'erne ved den såkaldte Riplox-metode (*Ripl, 1976*). I Danmark er der gennemført forsøg med nitrat i en enkelt sø, nemlig Lyng Sø ved Silkeborg. Tilsætningen af nitrat til bundvandet førte her til en markant mindre ophobning af fosfor i bundvandet. Forsøget er beskrevet i *Søndergaard m.fl. (1998)*.

Udplantning af undervandsplanter

Undervandsplanter udgør en meget vigtig stabiliserende faktor for klarvandede forhold i lavvandede søer. Undervandsplanterne breder sig dog ikke nødvendigvis, selv om sigtdybden forbedres, hvilket blandt andet er blevet tilskrevet græsningseffekter fra fugle (*Lauridsen m.fl., 1994*). I nogle søer er der derfor eksperimenteret med udplantning og beskyttelse af undervandsplanter. Beskyttelsen har typisk bestået af et kyllingetrådværk omkring planterne (se også del II).

2.3 Økonomi

Det er ofte vanskeligt at opgøre og direkte sammenligne udgifterne i forbindelse med restaurering af søer, fordi det er svært at skelne mellem de forskellige typer af udgifter. Udgifterne er heller ikke nødvendigvis sammenlignelige, fordi indgrebets varighed og omfang kan være meget forskellig. Dette gælder ikke mindst vedr. iltning, der f.eks. er gennemført gennem 20 år i Hald Sø, men kun omfatter få år for Torup Sø og Vedsted Sø.

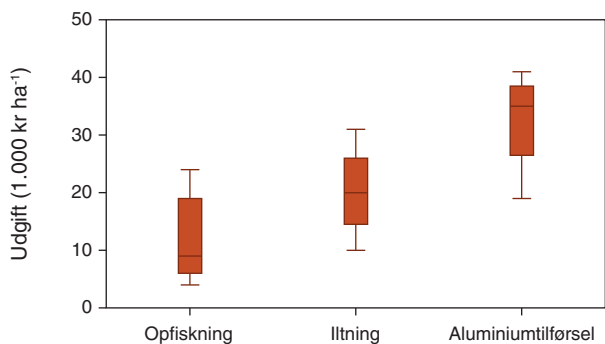
I det følgende er der på baggrund af oplysninger fra de enkelte eksempler (se del II) samt fra tidligere opgørelser (*Søndergaard m.fl., 1998*) givet en oversigt over udgifterne i forbindelse med projekterne (tabel 2.5, fig. 2.6). Udgifter i forbindelse med udsætning af geddeyngel er ikke medtaget.

Den billigste af metoderne, som er opsummeret i tabel 2.5, er opfiskning med en gennemsnitlig udgift per hektar sø på 13.000 kr. Dette dækker over en variation mellem 3.000 og 44.000 kr. per ha. Næstbilligst er iltning med en gennemsnitlig pris på 20.000 kr. per hektar sø, mens den gennemsnitlige udgift til de fire søer, hvor der har været tilført aluminium, har været på 33.000 kr. per hektar sø. Sedimentfjernelsen i Brabrand Sø løb op i 147.000 kr. per hektar. For en række småsøer mellem 2 og 13 hektar ved Ribe angives udgifterne til oppumpning af sediment at ligge mellem 21 og 27 kr. per oppumpet m^3 og udgiften til den efterfølgende håndtering af sedimentet (etablering af afvandsingsbassiner mm.) at være 7-10 kr. per m^3 deponeret sediment (*Ejbye-Ernst m.fl., 2001*). Udgiften per m^3 fjernet og deponeret sediment i småsøerne svarer nogenlunde til prisen i Brabrand Sø. De angivne udgifter er prisen i de år, hvor restaureringen er udført.

I ingen af de økonomiske opgørelser er der taget højde for, om der faktisk er opnået effekter, og i givet fald, hvor lang tid der kan skabes effekter.

Tabel 2.5 Oversigt over udgifter i forbindelse med restaurering af søer. Opgørelsen er baseret på eksemplerne beskrevet i del II og skal tages med forbehold, da de angivne udgifter ikke nødvendigvis omfatter helt de samme udgiftsposter. I de fleste tilfælde omfatter de angivne beløb udgifter til projektering og selve indgrebet (se del II for nærmere oplysninger om de enkelte søer). 1): Fra *Søndergaard m.fl. (1998)*.

Sø, areal (ha)	Indgrebstype	Udgift per år (1.000 kr)	Udgift i alt (mio. kr)	Udgift i alt per ha (1.000 kr)
Bastrup Sø (32 ha)	Opfiskning	46-147	0,32	10
Borup Sø (10 ha)	Opfiskning		0,42	44
Brabrand Sø ¹ (150 ha)	Sedimentfj.		22	147
Dalby Sø ¹ (15 ha)	Opfiskning	50	0,05	3
Ejstrup Sø (42 ha)	Opfiskning	33-242	0,603	14
Engelsholm Sø (44 ha)	Opfiskning		0,9	21
Frederiksborg Slotssø (22 ha)	Opfiskning		0,46	21
Frederiksborg Slotssø (22 ha)	Aluminium		0,89	41
Furesøen (941 ha)	Opfiskning		7,2	8
Furesøen (941 ha)	iltning		8,9	10
Glumsø Sø (25 ha)	Aluminium		0,914	36
Glumsø Sø (25 ha)	Opfiskning		0,220	9
Haderslev Dam (269 ha)	Opfiskning	400	1,2	5
Hald Sø (340 ha)	iltning	300	6,5	19
Indre Søer København (47 ha)	Flere		12,3	261
Klejtrup Sø (134 ha)	Opfiskning	80-100	0,7	5
Klokkeholm Møllesø (8 ha)	Opfiskning		0,07	9
Maribo Sønder sø (860 ha)	Opfiskning	200-400	3,4	4
Nordborg Sø (56 ha)	Aluminium		1,06	19
Ramten Sø ¹ (29 ha)	Opfiskning	100	0,2	7
Rørbæk Sø (84 ha)	Opfiskning		2,0	24
Skærsø (16 ha)	Opfiskning		0,3	19
Stubbe Sø (376 ha)	Opfiskning		2,1	6
Sønderby Sø (8 ha)	Aluminium		0,27	34
Torup Sø (20 ha)	iltning	105	0,41	21
Vedsted Sø (8 ha)	iltning	25	0,25	31
Væng Sø ¹ (15 ha)	Opfiskning	100	0,1	6



Figur 2.6 Udgifter i forbindelse med opfiskning, aluminiumsbehandling og iltning af bundvand. Boksene viser 10 og 90% fraktiler (yderste linjer), 25 og 75% fraktiler (boksen). Baseret på tabel 2.5.

[Tom side]

3 Data og analysemetoder

Måling af ilttilførsel ved Torup Sø. Foto: Martin Søndergaard.



Datagrundlaget for de tværgående analyser har været meget omfattende, men også meget uensartet. Effekten af de gennemførte restaureringer er belyst ved “før-efter” data og ved “overlevelsesanalyser”. Ved vurderingen af resultaterne er der korrigeret for den generelt aftagende eksterne og interne fosfortilførsel, der har fundet sted i samme periode som restaureringerne.

3.1 Data

Til analyserne i denne rapport er der indsamlet data fra mere end 50 søer. De fleste data findes vedr. vandkemiske forhold, mens de biologiske data er væsentligt mindre omfattende. Hovedparten af informationerne findes fra de lidt større søer, og den gennemsnitlige størrelse af de opfiskede søer er på 104 ha (tabel 3.1). De fleste er også lavvandede med en middeldybde under 2-3 m.

Søerne, der indgår i analyserne, repræsenterer meget forskellige udgangspunkter både mht. morfometri, næringsstofindhold og indgrebets omfang (tabel 3.1). Totalfosforindholdet i søerne før indgrebet har således varieret mellem 0,061 og 0,437 mg P l⁻¹ og klorofyl *a* mellem 0,017 og 0,208 mg l⁻¹. Det giver en række problemer i de tværgående analyser, blandt andet i forhold til at gruppere søerne og sammenstille resultaterne. Nogle søer har desuden været genstand for forskellige typer af indgreb inden for få år, og i sådanne tilfælde er det som regel umuligt at adskille effekterne af de enkelte indgreb.

Et andet problem er, at indgrebene ofte er gennemført samtidig med, at den eksterne og/eller den interne fosforbelastning er under reduktion. Det er der søgt taget højde for ved at korrigere resultaterne for ændringer i ikke-manipulerede søer.

Det er meget vanskeligt at finde egnede statistiske metoder til at behandle resultaterne fra indgrebene i søerne, fordi data er meget heterogene. For nogle ganske få søer findes der en årelang ubrudt tidsserie med data for en lang række parametre, som giver et fint billede af både år til år variation og sæsondynamik. For langt de fleste søer findes der dog kun få og spredte data for enkelte parametre, og typisk beskriver disse data kun situationen i sommerhalvåret. For at inddrage data fra så mange søer som muligt er langt de fleste analyser i denne rapport lavet på tidsvægtede sommergennemsnit. Gennem hele rapporten anvendes et signifikansniveau på 5%.

3.2 Analyser af søerne med opfiskning

Der er indsamlet data fra i alt 40 søer, hvor der over en kortere eller længere årrække er foretaget opfiskninger af fredfisk (tabel 3.2). I de tværgående analyser af ef-

Tabel 3.1 Baggrundsdata for de 40 søer, hvor der er foretaget opfiskning. Før-værdier for hhv. total fosfor, total kvælstof og klorofyl er gennemsnit af 1-3 år før indgrebet. Tidsvægtede sommergennemsnit.

Variabel	Gennemsnit	Min	Median	Max
Areal (ha)	104	2	295	862
Middeldybde (m)	2,4	0,7	1,8	15
Maxdybde (m)	4,9	0,8	3,25	37,7
Før total-P (mg l ⁻¹)	0,170	0,061	0,157	0,437
Før total-N (mg l ⁻¹)	1,99	0,69	1,91	4,09
Før klorofyl (mg l ⁻¹)	0,087	0,017	0,082	0,208

fekter ved opfiskning er der kun anvendt data fra 36 søer, idet der i 4 søer er foretaget andre store restaureringstiltag inden for samme periode som opfiskningen. Det gælder Kollelev Mose og Furesøen, hvor både opfiskning og iltning blev igangsat inden for ca. et år, samt Guldager Mølleddam og Marbæk Søerne, hvor der samtidig med opfiskningen er fjernet sediment. Da det ikke er muligt at adskille og kvantificere effekterne af de forskellige indgreb, er de fire søer ikke medtaget i analyserne. Indgrebene og effekter i Furesøen og Kollelev Mose er detaljeret beskrevet med hver deres eksempel i del II.

Mindst halvdelen af de 36 søer har ud over opfiskningen fået udsat enten geddeyngel eller rovbørre i forventning om, at flere rovfisk yderligere ville kunne reducere søens bestand af fredfisk. Udsætningerne er typisk foregået i samme periode som opfiskningerne, og den relative effekt af de to indgrebstyper kan ikke umiddelbart bestemmes. En nyere evaluering af effekten af udsætning af geddeyngel har konkluderet, at hvis udsætningerne foretages som den eneste form for restaureringsindgreb, er effekten på vandkvaliteten i næsten alle tilfælde ringe (*Skov m.fl., 2006a*) (se afsnit 5.1). Opfiskning af fredfisk og udsætning af rovfiskeyngel kan på mange måder betragtes som værende samme indgrebstype, fordi de begge er baseret på en direkte manipulation af fiskebestanden. På grund af den begrænsede effekt af udsætningerne og ligheden med selve opfiskningsindgrebet er der i analyserne af opfiskningseffekten ikke taget højde for, om der er foretaget udsætning af rovfisk i søen eller ej.

I enkelte af de 36 søer med opfiskning (f.eks. Borbjerg Mølle Sø, Engelsholm Sø og Viborg Sønder Sø) har der været forsøg med udplantning af undervandsvegetation. Udplantningen er oftest sket i relativt små beskyttede områder eller i lukkede indhegninger for at undgå græsning fra fugle. Udplantningsforsøgene har generelt været af meget begrænset omfang og antages at have en relativ lille effekt på søens vandkvalitet. I analyserne er der derfor ikke taget højde for effekten af den udplantede vegetation.

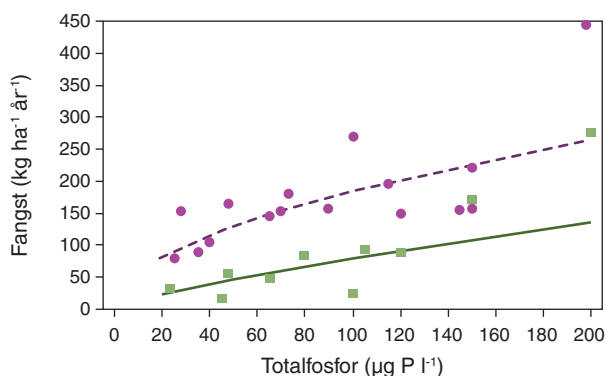
Intensivt og ekstensivt opfiskede søer

De 36 opfiskede søer er blevet opdelt i to grupper:

- 1) Intensivt opfiskede søer, dvs. hvor der er fjernet mere end 200 kg fisk ha⁻¹ inden for tre år i starten af opfiskningsperioden. Disse omfatter 27 søer (inkl. Hvidkilde Sø, der er kategoriseret som intensivt opfisket, selv om der kun er fjernet 190 kg ha⁻¹).
- 2) Ekstensivt opfiskede søer, hvor der er fjernet mindre end 200 kg fisk ha⁻¹ inden for tre år. Disse omfatter 9 søer.

Der findes dog ikke data for alle parametre fra alle søerne. Derfor kan der i én analyse af de intensivt opfiskede søer indgå data fra 27 søer, mens en analyse for en anden parameter på samme sæt af søer kun omfatter data fra 25 søer.

Grænsen ved de 200 kg opfisket per ha er sat arbitrært, men begrundet i tidligere empiriske analyser



Figur 3.1 Nødvendig opfiskningsmængde i forhold til søers fosforindhold. Cirkler angiver, hvor der i det mindste på kort sigt blev registreret forbedringer i vandkvaliteten (øget sigtddybde og mindsket mængde blågrønner). Firkanter angiver søer, hvor der ikke blev registreret effekter på vandkvalitet eller fisketæthed. Figuren er baseret på en række eutrofe, europæiske søer domineret af planktivore eller bentivore fisk. (Fra Jeppesen & Sammalkorpi, 2002).

af europæiske søer (figur 3.1). Her blev der skelnet mellem søer med omfattende opfiskning, hvor der var tilhørende effekter, og søer med en mindre opfiskning, hvor det var mindre sandsynligt at opnå effekter. Typisk ligger totalfosfor på 0,16 mg P l⁻¹ i de biomanipulerede søer, hvor en forbedring i det mindste på kort sigt kan forventes ved ca. 200 kg fisk fjernet pr. ha⁻¹ år⁻¹.

For de intensivt opfiskede søer er der for de kemiske parametre ud over de tværgående analyser også lavet overlevelsesanalyser. I de tværgående analyser sammenlignes tilstanden "før" indgrebet med tilstanden forskellige år efter indgrebet, mens overlevelsesanalyserne anvendes til at beskrive varigheden af indgrebets effekt. I begge tilfælde benyttes samme definition af "før" og "efter" situationen, og der anvendes samme baggrundsmateriale til korrektion af data for den generelle udvikling (se de følgende afsnit). For de biologiske parametre i de intensivt opfiskede søer og for alle parametre i de ekstensivt opfiskede søer er der pga. af det beskedne datamateriale ikke lavet nogen overlevelsesanalyser.

Definition af "før" og "efter" situation

Længden af den samlede opfiskningsperiode er meget forskellig for søerne. I nogle søer er indgrebet foretaget i en kortvarig kampagne, hvis længde typisk varierer fra mindre end en måned til gentagne opfiskninger over tre-fire år (f.eks. Væng Sø og Bastrup Sø). Andre søer har fået fjernet en større eller mindre mængde fisk ved gentagne opfiskninger over en længere årrække (f.eks. Viborg Sønder sø og Maribo Sønder sø). Søen med den længste opfiskningsperiode er Viborg Sønder sø, hvor der er fjernet skidtfisk hvert år fra 1987 til 2005, de sidste fem år er der dog kun fjernet mellem 1,4 og 5,5 kg ha⁻¹ om året.

For at kunne vurdere effekterne af indgreb på en ensartet måde på tværs af søerne har det været nødvendigt med en række definitioner. Således er "før" tilstanden defineret som den gennemsnitlige værdi 1-3 år

inden opfiskningens start. Hvis der ikke findes data fra denne periode, er den gennemsnitlige værdi for 4-5 år inden opfiskningen anvendt. Søer, hvor der ikke findes data for en parameter i perioden 1-5 år inden indgrebets start, er ikke medtaget.

"Efter" tilstanden omfatter alle år fra opfiskningens start, og den angives som en funktion af antallet af år siden indgrebets start. I langt de fleste søer er der fjernet fisk i mere end et år. Det betyder, at der stadig opfiskes i nogle af de første år i "efter-perioden". Derfor er den effekt, som måles et år, ofte ikke kun en "efter-effekt", men kan være en kombineret effekt af eventuelt igangværende opfiskninger og opfiskninger foretaget tidligere år.

Starttidspunktet for opfiskningen det første år er brugt til at adskille "før" og "efter" situationen. Hvis indgrebet er påbegyndt i f.eks. november eller december, omfatter "før" situationen data fra den netop overståede sommer, mens første "efter" situation eller første effekt-år er den følgende sommer. Er indgrebet derimod igangsat i juni eller juli, kan dette år hverken defineres som værende "før" eller "efter", og derfor fjernes året helt fra alle analyserne. I sådanne tilfælde er sidste "før" data derfor fra året inden indgrebet, mens de første "efter" data er fra året efter indgrebets start.

Enkelte søer har fået foretaget indgreb i fiskebestanden i to omgange adskilt af en årelang pause, det gælder f.eks. Frederiksborg Slotssø og Stubbergård Sø, der både har fået fjernet fisk i midten af 1980'erne og igen i 2005-2006. Data fra disse søer er medtaget i de tværgående analyser, men kun for perioden fra før første opfiskning og til starten af den anden. Anden opfiskningsperiode indgår altså ikke i nogen analyser. Denne tilgang er valgt for at undgå, at effekterne fra første opfiskningsperiode skal influere på resultaterne af det andet indgreb.

I Torup Sø og Frederiksborg Slotssø er der foretaget hhv. iltning og aluminiumsbehandling nogle år efter indgrebet i fiskebestanden. I disse søer er effektperioden derfor begrænset til årene indtil det næste indgreb.

I Skarresø er opfiskning foretaget af en tidligere erhvervsfisker, der angives at have fjernet 50-100 ton fredfisk fra søen (primært brasen) over en periode på minimum 5 år indtil år 2000. På grund af de noget usikre data både for opfiskningsperioden og den totale mængde er søen kategoriseret som ekstensivt opfisket.

I Arreskov Sø er reduktionen af fredfiskebestanden sket dels ved erhvervsfiskeri, hvor der er fjernet ca. 61-66 ton i perioden op til 1992 og dels ved en massiv fiskedød i sommeren 1992, som dog ikke kan kvantificeres nærmere (se Arreskov Sø eksempel for detaljer). På baggrund af amtets vurdering af fiskedødsomfanget er søen kategoriseret som intensivt opfisket sø med første år efter indgrebet i 1993.

Korrektion af data for danske søers generelle reducerede næringsstofindhold

I analyserne er det nødvendigt at korrigere for den generelle udvikling, der også er set i ikke-restaurerede søer som følge af reduceret næringsstofindhold. Hvis denne korrektion ikke blev foretaget, ville det give et

Tabel 3.2 Omfanget af opfiskning og udsætning af rovfisk i søer, hvor der er foretaget indgreb i fiskebestanden. De lilla felter markerer den 3-årige periode i begyndelsen af indgrebet, hvor der er fjernet over 200 kg fisk per ha. Felter markeret med grønt angiver andet indgreb. ER: opfisket ved erhvervsfiskeri. SE: Sedimentfjernelse. ALU: Aluminiumsbehandling. O₂: Iltning.

Sø																				Fjernet inden for 3 år					
		86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	06	i alt	kg ha ⁻¹	
Arreskov Sø	Opfiskning (ton)				-ER 61-66					4	4,1	0,5												-	-
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)							15		30	50	50													
	Fiskedød					+																			
Bastrup Sø	Opfiskning (ton)									3,3	0,3	3,1												6,8	213
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)											50			50										
Borbjerg Sø	Opfiskning (ton)							4,9	1,7			1,5	1	3	1	1,9								6,6	500
	Udsætning af rovbørre (stk.)							77																	
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)								10	10															
Borup Sø	Opfiskning (ton)										1,7	2,7	0,8			1	2,5	1	0,2	0,2				5,1	512
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)												ca. 20	ca. 20	ca. 20			ca. 20	ca. 20	ca. 20					
	Udsætning af aborrer (kg)															450									
Dalby Sø	Opfiskning (ton)									3,2			1,1	0,3										3,1	207
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)									ca. 25	ca. 25	ca. 25	ca. 25	ca. 25	ca. 25	ca. 25									
	Udsætning af aborrer (kg)														450	250									
Dallund Sø	Opfiskning (ton)									1,7	1,4	0,2												3,3	220
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)										22,5	22,5	22,5	22,5											
Ejstrup Sø	Opfiskning (ton)									9,4	2,2				11,9	3,3								11,6	276
Engelsholm Sø	Opfiskning (ton)							11,5	6,8		3,9										11,5			18,3	416
Frederiksborg Slotssø	Opfiskning (ton)	- 5,8 -																				5,8	2,3	5,8	260
	Andet																					ALU			
Furresøen	Opfiskning (ton)																	50	68	59				177,2	189
	Andet																	O ₂							
Grindsted Engsø	Opfiskning (ton)																	1,5	1,9	1,4				4,8	160
Guldager Mølledam	Opfiskning (ton)											0,8												0,8	300
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)											6													
	Andet													SE											
Haderslev Dam	Opfiskning (ton)							85	88	17	20	25				13,2								190	706
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)							15	15	50		40													
Hale Sø	Opfiskning (ton)										1,5													1,5	150
Hvidkilde Sø	Opfiskning (ton)											7,3	4,1											11,5	190
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)											61	61	61	61	61									
Kleitrup Sø	Opfiskning (ton)						2,2	0,1		1,9	9,9	3,1	16,1	10,2	3,5	1								29,1	229
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)								60						50	55	55								
Klokkerholm Møllesø	Opfiskning (ton)																3							3	429
Kollelev Mose	Opfiskning (ton)												- 2,5 -							1,6	0,6			2,5	500
	Udsætning af aborrer (kg)												- 300 -												
	Andet														O ₂										

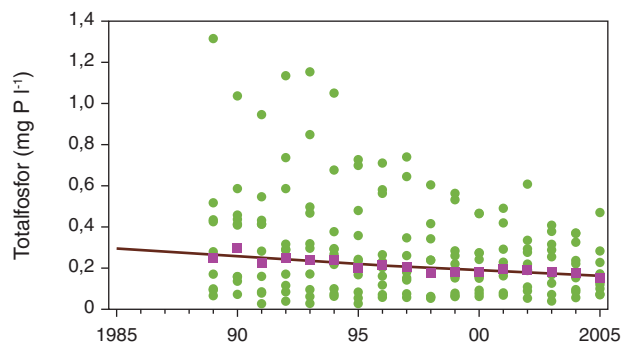
Sø																				Fjernet inden for 3 år				
		86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	06	i alt	kg ha ⁻¹
Lading Sø	Opfiskning (ton)												10	8	4	11,5							22	468
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)												50	50	50									
Loldrup Sø	Opfiskning (ton)										4,3	4,8	5,5	2,4				7,1					14,6	374
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)										10	20	40	50			3							10
Marbæk søerne	Opfiskning (ton)																							476
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)																							
Maribo Søndersø	Opfiskning (ton)					9,5	17,8	20,9	9,7	4,4	12,3	13,1	10,6	12,2	6,7	4,1	3,4	2,8	2,5	2,7			48,2	57
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)								200	55	163	200												
Nydam	Opfiskning (ton)																		0,3	0,2	0,2		0,7	350
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)																							
Nørresø, Fyns Amt	Opfiskning (ton)												0,5	2,1	1,6								4,2	61
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)									4,3	4,1													74
Ramten Sø	Opfiskning (ton)									1,7	5,7	2,2	0,8										9,6	331
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)									30	30	30	30	30										
Rugård Nørresø	Opfiskning (ton)																		3,6	5,7			9,3	258
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)																			20				
Rørbæk Sø	Opfiskning (ton)								4,4		11,2	1,1	8,8	4,3	2,7	2,2	8,2	2	20,9	2,3	6,8		21,1	251
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)																							
Skarresø	Opfiskning (ton)																							
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)																50	50	50					
Skærso	Opfiskning (ton)						1,6	0,4	0,1	2,1	0,3												2,1	131
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)								30	40	50	50	50											
Stubbe Sø	Opfiskning (ton)														15	50	43	14	7	2			131	348
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)															50		100						
Stubbergård Sø	Opfiskning (ton)		ER 29	ER 48																	43,2	10,9	77	500
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)																							
Søbo Sø	Opfiskning (ton)							1,1	0,8	0,8	5,6												8,3	395
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)								21	31,5	31,5	31,5	31,5											
Tillerup Sø	Opfiskning (ton)									2,7	1	0,4	0,1										4,1	677
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)													7,5	7,5	7,5								
Torup Sø	Opfiskning (ton)												1,6	0,1	0,1									
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)																		28,5	28,5				
Tueholm	Opfiskning (ton)											2,9	3,1		2,5	4,5	1,4						8,5	472
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)															3,4	0,4						3,8	345
Vedbøl Sø	Opfiskning (ton)							0,4				0,3											0,6	41
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)						15	15	15	15	15													
Viborg Søndersø	Opfiskning (ton)		18,5	30,5	33	17	11,6	16	15,1	1,4	2,8	1,2	6,5	18	8	17	<0,2	<0,2	0,8	<0,2	<0,2		82	562
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)		477	195										60	50	60	60	60	60	60	60			
Væng Sø	Opfiskning (ton)	0,3	2,2	1,5																			4	255
	Udsætning af gedde (1.000 stk.)																							

for "pænt" et billede af restaureringens effekter. Dette gælder ikke mindst de søer, hvor indgrebet blev gennemført allerede i slutningen af 1980'erne eller begyndelsen af 1990'erne.

Baggrunden er, at der inden for de seneste årtier er sket en betydelig udvikling i mange danske søers næringsstofkoncentration og biologiske struktur, som ikke kan relateres til restaureringsindgreb. Denne udvikling skyldes bl.a. forbedret spildevandsrensning, ændrede dyrkningsforhold og aftagende intern fosforbelastning. Ændringer i den interne og eksterne belastning har f.eks. ført til en signifikant reduktion fra 1989 til 2004 af totalfosfor-koncentrationen i 11 af 20 intensivt overvågede NOVANA-søer, mens der i samme periode kun er observeret en øget koncentration i én sø (*Lauridsen m.fl., 2005*).

Korrektionen er foretaget ved at anvende data fra 10 intensivt overvågede søer som reference for udviklingen i ikke-restaurerede søer (tabel 3.3). De 10 søer er: Hornum Sø, Bryrup Langsø, Hinge Sø, Tissø, Arresø, Vesterborg Sø, St. Søgård Sø, Utterslev mose, Søgård Sø og Gundsømagle Sø. Fælles for disse søer er, at de har et totalfosfor-niveau over 0,050 mg P l⁻¹ (sommerrmiddel), og at de ikke har været udsat for større indgreb, der kan have betydning for de kemiske og biologiske faktorer. Desuden findes der fra alle søerne regelmæssige målinger for de mest almindelige kemiske og biologiske parametre fra 1989 til 2006. Som det fremgår, er der i disse søer generelt sket en betydelig reduktion i klorofyl- og næringsstofindholdet siden 1989-1990 (tabel 3.3).

Den generelle udvikling defineres for hver enkelt parameter ved en log-lineær regressionskurve gennem referencesøernes årlige målinger, hvilket giver et udglattet forløb af søernes årlige medianværdier, der kan ekstrapoleres ud over dataperioden 1989-2005 (figur 3.2). Både den tværgående sammenligning og overlevelsesanalyserne korrigeres for den generelle udvikling. Ved de tværgående sammenligninger gøres dette ved at korrigerer de restaurerede søers målinger for den generelle udvikling, hvorved betydningen af den generelle udvikling for den enkelte sø således "trækkes ud" af målingerne, mens det i overlevelsesanalysen gøres ved, at den generelle udvikling benyttes som forklarende variabel i den statistiske model.



Figur 3.2 Udviklingen i indhold af totalfosfor i de 10 ikke-restaurerede søer, der er brugt til at korrigerer for den generelle udvikling i danske søer. Firkanterne markerer søernes årlige medianværdier.

Datakorrektionerne er foretaget på alle de parametre, på hvilke der findes årlige målinger, dvs. på alle kemiske parametre, biomassen af plante- og dyreplankton samt på den relative andel af de forskellige alge- og dyreplanktongrupper.

For fisk er der anvendt en lidt anden korrektionsmetode. Det skyldes, at fiskeundersøgelser i NOVANA typisk kun gennemføres hvert 5. år, og der derfor kun er 3-4 undersøgelser fra hver sø fra perioden 1989 til 2005. Først er der for hver fiskevariabel, som analyseres, udregnet et gennemsnit for hver af de 10 søer for hhv. 5 års perioderne 1989-1993 og 1999-2003. Herefter er der for hver 5-års periode udregnet gennemsnit af en given variabel (f.eks. antal af en given art), og den procentvise ændring over 10-års perioder er beregnet og fordelt ligeligt over årene. For hver af søerne med indgreb er det antaget, at samme procentvise ændring ville have fundet sted uden indgreb, og det er antaget, at det også gælder ud over 10-års perioden.

For fiskene har vi valgt ikke at præsentere ændringer for hvert år, men som gennemsnit for 2-års perioder, fordi der ofte ikke er foretaget fiskeundersøgelser hvert år. I de box-plots, der præsenteres, indgår hver sø dog kun en gang (gennemsnitsberegning foretaget, hvis målinger i begge år).

Tabel 3.3 Baggrundsdata for de 10 ikke-restaurerede søer, der er brugt til korrektion for den generelle udvikling i danske søer.

Variabel	Periode	Gennemsnit	Min	Median	Max
Areal (ha)	–	559	12	49	3.987
Middeldybde (m)	–	2,6	0,7	1,6	8,2
Maxdybde (m)	–	5,0	1,9	3,0	13,5
Total-P (mg l ⁻¹)	1989-1990	0,385	0,069	0,384	1,176
	2004-2005	0,194	0,065	0,170	0,419
Total-N (mg l ⁻¹)	1989-1990	2,61	1,12	2,38	4,07
	2004-2005	2,03	1,19	2,12	2,69
Klorofyl a (mg l ⁻¹)	1989-1990	0,131	0,037	0,108	0,277
	2004-2005	0,078	0,027	0,069	0,153



Figur 3.3 Observerede varigheder af restaureringsindgreb i de 27 intensivt opfiskede søer. Varigheden er defineret som antal år efter indgrebet start, indtil søens sommergennemsnitlige klorofyl *a* er tilbage på niveauet før indgrebet, og punkterne viser, hvornår hhv. før-værdi, årlige målinger, varigheder og højrecensurerede varigheder er observerede, men ikke noget om deres værdier. For 14 søer er varigheden observeret, mens den er højrecensureret for 12 søer, dvs. en situation, hvor indgrebet stadigvæk har en effekt. For en enkelt sø (Tueholm Sø) kendes før-niveauet ikke, hvorfor varigheden ikke kan defineres.

3.3 Overlevelsesanalyser

Statistisk overlevelsesanalyse (Kragh & Væth, 1988) benyttes i sundhedsvidenskabelige undersøgelser til beskrivelse af patienters overlevelsesmuligheder efter eksempelvis et operationelt indgreb og/eller start af en medicinsk behandling.

Her benyttes denne analysetype til at beskrive varigheden af effekten af restaureringsindgreb i søer. Varigheden defineres som antallet af år, indtil den sommergennemsnitlige værdi af en given parameter er tilbage på niveauet før indgrebet start. Hvis indgrebet ikke har nogen effekt, bliver varigheden således ét år, mens en evig effekt af indgrebet i overlevelsesanalysen svarer til en meget lang ukendt varighed. Overlevelsesanalysen forudsætter altså ikke, at søen på et eller andet tidspunkt skal falde tilbage til tilstanden før indgrebet start. En varighed er ukendt, hvis indgrebet stadig har effekt ved undersøgelsesperiodens ophør, hvilket i overlevelsesanalysen kaldes en højrecensureret observation (her: højrecensureret varighed). En højrecensureret varighed indgår i analysen med en mindste varighed (figur 3.3).

De observerede varigheder er behæftede med betydelig usikkerhed, idet både før-værdierne og de årlige målinger er usikkert bestemte. Usikkerheden varierer desuden mellem år inden for den enkelte sø og – ikke mindst – mellem søer. I mange søer er der manglende årlige målinger, hvilket betyder, at den observerede varighed i den pågældende sø kan være overvurderet. Generelt kan man sige, at de observerede varigheder er antallet af år, indtil søens tilbagefald opdages, hvilket er en systematisk overvurdering af den reelle varighed. På den anden side giver overlevelsesanalysen også i visse tilfælde en undervurdering af indgrebet varig-

hed, fordi der i nogle søer først registreres en effekt efter flere års indgreb. Disse søer kommer i analysen til at fremstå, som om indgrebet slet ikke har haft effekt. Indgrebenes omfang og karakter varierer også meget mellem søerne, hvilket yderligere bidrager til den statistiske usikkerhed i overlevelsesanalyserne.

Noget af søernes heterogenitet er der korrigeret for vha. forklarende variable (Cox-regression; Kragh & Væth, 1988), idet der er korrigeret for søernes forskellige middeldybder og før-værdi af totalfosfor. Man kan sige, at søerne derved er kategoriserede efter middeldybde og før-værdi af totalfosfor, og at der i overlevelsesanalysen tillades forskellig forventet varighed i kategorierne.

Efter indgrebet start forbedres søernes tilstand dels pga. indgrebet og dels pga. den generelt forbedrede tilstand i danske søer i undersøgelsesperioden. Dermed afhænger varigheden for den enkelte sø desuden af, hvornår indgrebet er foretaget, idet varigheden naturligvis – alt andet lige – vil være størst for søer restaureret i perioder med en generel god udvikling i de danske søers tilstand (først i undersøgelsesperioden). Dette korrigeres der for ved at inddrage den enkelte parameters årlige sommergennemsnit for danske ikke-restaurerede søer (se det foregående afsnit) som tidsvarierende forklarende variabel i analyserne (Kragh & Væth, 1988). Denne forklarende variabel indgår således i overlevelsesanalyserne med en fælles værdi for alle søer, der varierer fra år til år, i modsætning til de forklarende variable middeldybde og før-værdi af totalfosfor, der indgår med tidskonstante søspecifikke værdier. De tidskonstante forklarende variable kategoriserer altså søerne efter deres før-tilstand, mens den tidsvarierende forklarende variabel på en fælles måde for alle søer korrigerer for den generelle tidslige udvikling i parameteren i undersøgelsesperioden.

[Tom side]

4

Effekter af opfiskning

Opfiskning i Engelsholm Sø. Foto: Simon Grünfeld.



Effekterne ved opfiskning af fredfisk er i de fleste søer meget markant, hvis der fjernes en tilstrækkelig mængde fisk. Sigtedybden øges, mens indholdet af klorofyl *a*, suspenderet stof, næringsstoffer og mængden af blågrønalger reduceres. Der er kun få lange tidsserier, men efter 8-10 år "falder" mange søer tilbage igen. I søer, hvor den interne fosforbelastning blev reduceret ved overgangen til den klarvandede tilstand, stiger fosforfrigivelsen fra søbunden igen, hvis søen skifter til uklar tilstand.

Resultaterne fra indgreb ved opfiskning er i dette afsnit præsenteret i en række figurer, hvor der som nævnt i metodeafsnittet er skelnet mellem søer, hvor der er fjernet mere end eller mindre end 200 kg fisk ha⁻¹ over en 3-årig periode. Det skal her bemærkes, at opfiskningen i mange tilfælde er fortsat i mere end 3 år og i nogle søer i mange år. Der kan derfor ikke skelnes imellem, om de opnåede effekter skyldes opfiskningen i starten, eller om de skyldes den vedvarende opfiskning. I nogle sammenhænge er der også skelnet imellem forskelligt indhold af totalfosfor. I del II er der givet en række eksempler på, hvordan effekten af opfiskninger har været i specifikke søer.

For direkte at kunne sammenligne de forskellige søer viser de fleste figurer den relative effekt, dvs. effekten set i forhold til udgangssituationen. Udgangssituationen er regnet som gennemsnittet af 1-3 år og i enkelte tilfælde ved mangel af data 4-5 år før indgrebet. Det vil sige, at hvis den relative værdi er lig 1, er parameteren uændret i forhold til før opfiskning. En relativ værdi mindre end 1 betegner derimod, at værdien er lavere end udgangssituationen, mens værdier over 1 angiver højere værdier. For at gøre positive og negative afvigelser mere sammenlignelige er den relative værdi vist på en logaritmisk skala.

Som omtalt i metodeafsnittet er den relative effekt korrigeret for den ændring, der generelt er sket i danske søer de sidste 20 år betinget af mindsket ekstern næringsstofftilførsel og for fosfors vedkommende også en langsomt aftagende intern fosforbelastning. Dette er foretaget ved at justere udgangspositionen år for år i forhold til, hvordan udviklingen har været i de ikke-restaurerede søer. Figureerne er både vist som box-plot og som enkeltværdier, så man kan se hvor mange søer, der "trækker" kurveforløbet i box-plottene. Dette er især relevant, når effekten efter mere end ca. 10 år skal vurderes, fordi datagrundlaget her bliver meget beskedent.

4.1 Vandkemi og sigtddybde

I det følgende er vist en række figurer, der illustrerer ændringer i de vandkemiske forhold. Som gennemgående variable er valgt det tidsvægtede gennemsnitlige sommerindhold (maj-september) af suspenderet stof, klorofyl *a*, totalfosfor og totalkvælstof samt sigtddybden.

Søer, hvor mere end 200 kg fisk ha⁻¹ er fjernet inden for 3 år (27 søer)

I søerne, hvor der er fjernet mere end 200 kg fisk ha⁻¹ over 3 år, ses generelt en meget markant effekt på sigtddybden og alle de fire vandkemiske variable (figur 4.1). Effekten er mest markant på sigtddybde, klorofyl *a* og indhold af suspenderet stof, men klare effekter ses også på koncentrationen af totalfosfor og totalkvælstof.

Effekten ses allerede det første år, men øges yderligere de følgende år. Typisk reduceres indholdet af klorofyl *a* og suspenderet stof til 50-70%, mens sigtddybden næsten fordobles de første 8-10 år efter opfiskningens start. Der er dog store variationer fra sø til sø, men en effekt ses i mere end 75% af søerne. Indholdet af to-

talfosfor og totalkvælstof reduceres typisk til 70-80%. Statistisk signifikante effekter (signifikansniveau 5%) ses for mange af årene (markeret med lyse bokse på figurerne). Som det ses, så er hovedparten af variableerne statistisk forskellige fra før-situationen i de første 6-8 år efter indgrebet. Derefter er der kun få statistisk sikre effekter.

Efter ca. 10 år er der for alle variable på nær sigtddybden og til dels suspenderet stof en tendens til, at værdien vender tilbage til før-situationen, men denne tendens er dog baseret på ret få søer.

Søer, hvor mindre end 200 kg fisk ha⁻¹ er opfisket inden for 3 år (9 søer)

I søer, hvor der er fjernet mindre end 200 kg fisk ha⁻¹ over 3 år, ses gennemgående kun en meget ringe eller ingen effekt på de vandkemiske variable (figur 4.2). For klorofyl *a* ses en statistisk signifikant effekt det første år efter opfiskningens start, hvor alle søer har et mindre indhold end før indgrebet, men denne effekt kan ikke spores i nogen af de øvrige variable.

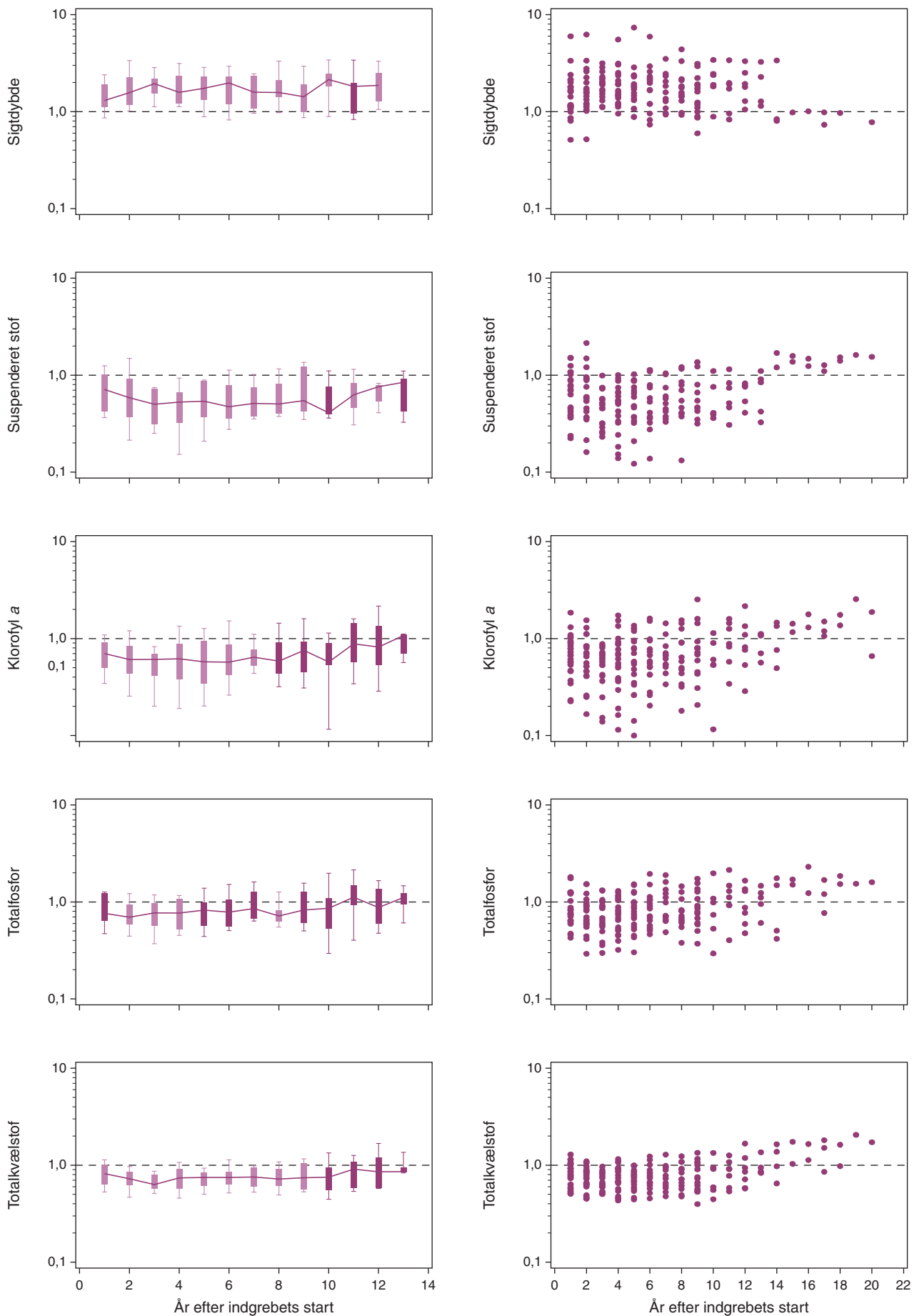
4.2 Overlevelsesanalyser af sigtddybde og vandkemiske variable

I dette afsnit vises en statistisk overlevelsesanalyse, der via overlevelseskurver angiver sandsynligheden for, at søen ikke er faldet tilbage til udgangspositionen inden for en given årrække efter indgrebets start.

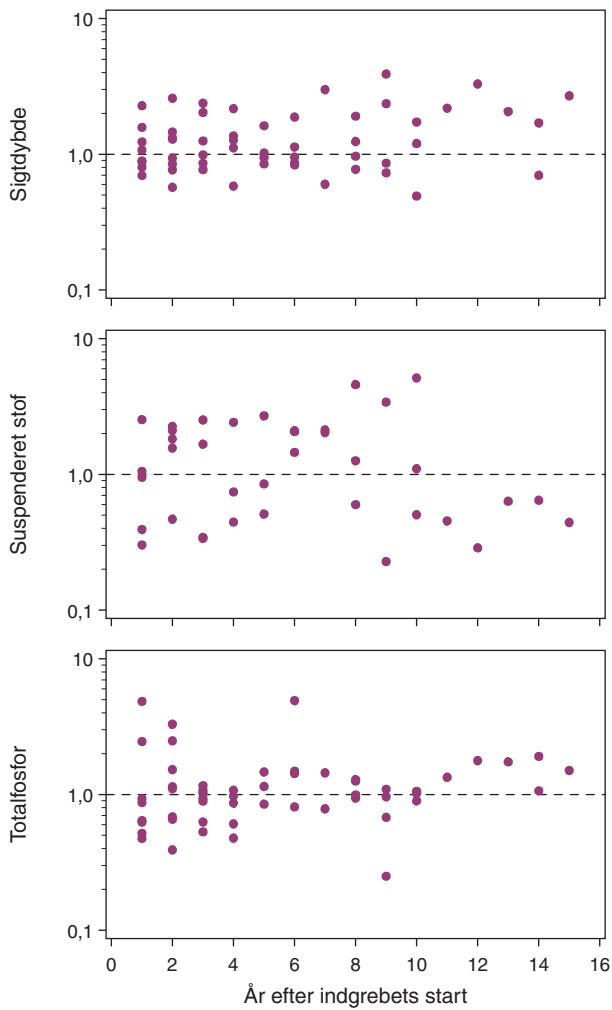
Der er lavet overlevelsesanalyser for sigtddybde samt de fire kemiske parametre klorofyl *a*, totalfosfor, totalkvælstof og suspenderet stof baseret på data fra de 26 intensivt opfiskede søer. For de første tre kemiske parametre måtte en enkelt sø fjernes fra analyserne pga. manglende før-værdi, mens fem søer måtte fjernes ved analysen af suspenderet stof, og én sø måtte fjernes ved analysen af sigtddybde.

I overlevelsesanalyserne er der korrigeret for (forklarende variable) søernes middeldybde, før-værdi af totalfosfor samt den generelle udvikling i belastningen af danske søer i perioden. I ingen tilfælde er de forklarende variable fundet statistisk signifikante (signifikansniveau 5%). Dette kan skyldes den meget store statistiske usikkerhed i datamaterialet samt det – i forhold dertil – relativt lille antal restaurerede søer.

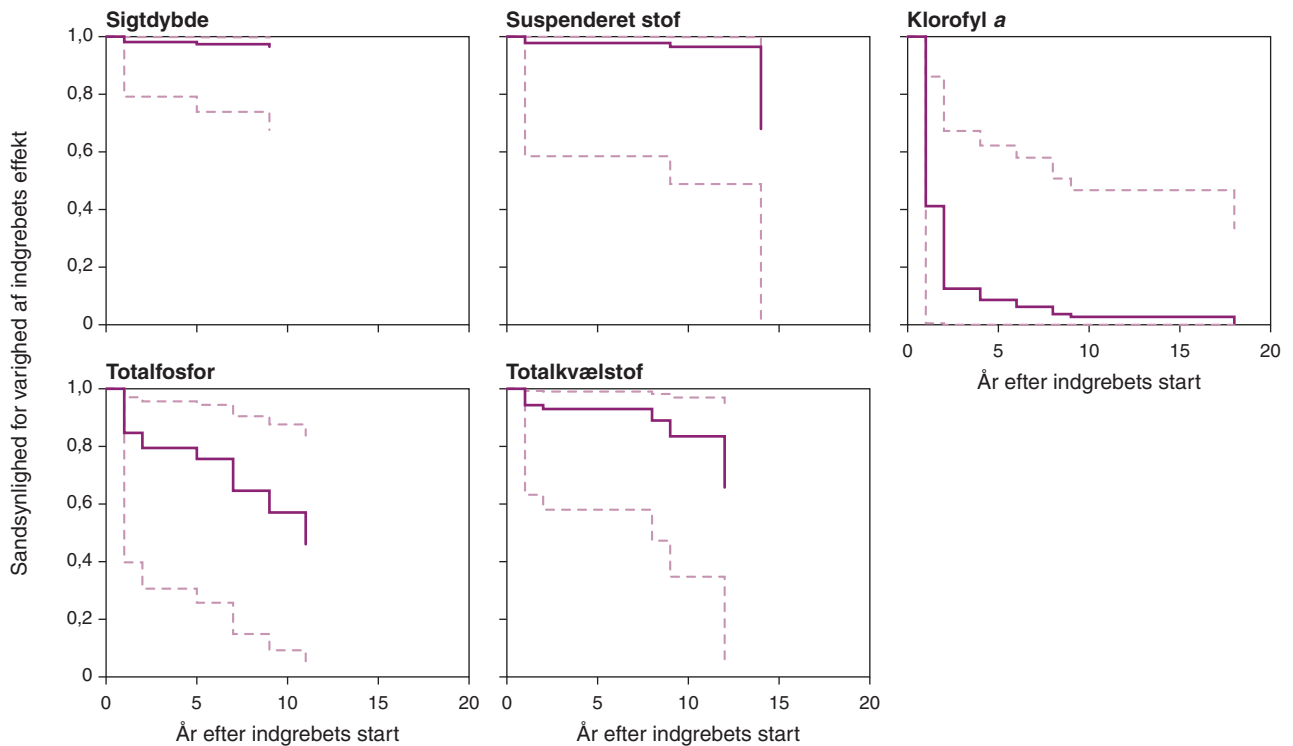
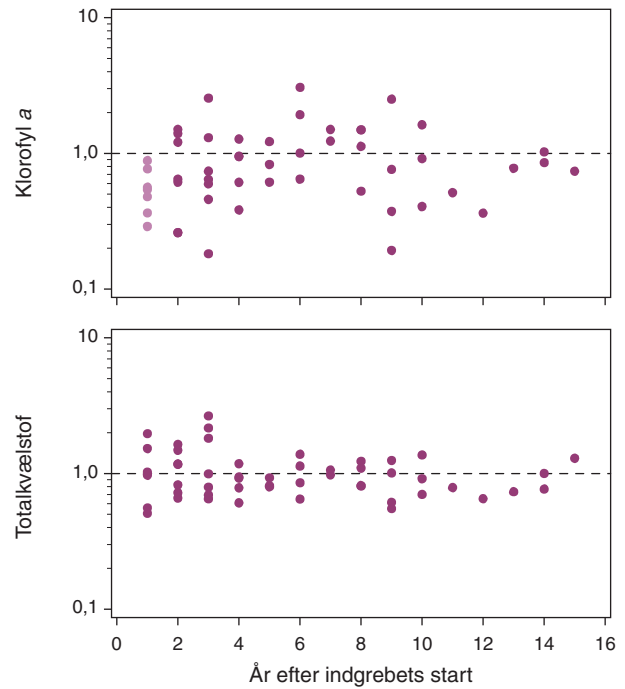
Overlevelseskurven kan estimeres for en årrække svarende til den maksimalt observerede varighed, hvilket varierer mellem parametrene. Der kan estimeres en overlevelseskurve for hver kombination af værdier af de forklarende variable. Som udgangspunkt er valgt søer med en middeldybde på 1 meter, før-værdi af totalfosfor på 0,1 mg P l⁻¹ samt generelt belastningsniveau svarende til 2006 (figur 4.3). Denne overlevelseskurve angiver altså "overlevelschancerne" i den tænkte situation, at der er foretaget indgreb i en sø med en middeldybde på 1 meter og totalfosfor på 0,1 mg P l⁻¹ i en periode med konstant generelt belastningsniveau svarende til 2006-niveauet. Derved repræsenterer overlevelseskurven den rene effekt af indgrebet, idet betydningen af den generelle udvikling af parameteren i danske søer



Figur 4.1 Den relative effekt ved opfiskning af > 200 kg fisk per ha over 3 år på sigtdybden, koncentrationen af suspenderet stof, klorofyl a, totalfosfor og totalkvælstof. Antallet af søer = 27. Tidsvægtet sommergennemsnit. Lyse bokse: signifikant forskellige fra før indgrebet. Boksene viser 10 og 90% fraktiler (yderste linjer), 25 og 75% fraktiler (boksen). I højre del af figuren er vist data fra de enkelte søer.



Figur 4.2 Den relative effekt ved opfiskning af < 200 kg fisk per ha over 3 år på sigtdybden, koncentrationen af suspenderet stof, klorofyl *a*, totalfosfor og totalkvælstof. Tidsvægtet sommergennemsnit. Antallet af søer = 9.



Figur 4.3 Estimerede overlevelseskurver (linjer) med 95% sikkerhedsgrenser (stiplede linjer) for søer med middeldybde på 1 meter, før-værdi af totalfosfor på 0,1 mg P l⁻¹ og et generelt belastningsniveau svarende til 2006.

er elimineret. Derudover er der estimeret overlevelseskurver svarende til en middeldybde på 3 meter og en før-værdi af totalfosfor på $0,2 \text{ mg P l}^{-1}$ (figur 4.4 og 4.5), hvor der i begge scenarier kun er ændret på værdien af én forklarende variabel, mens de øvrige er fastholdte.

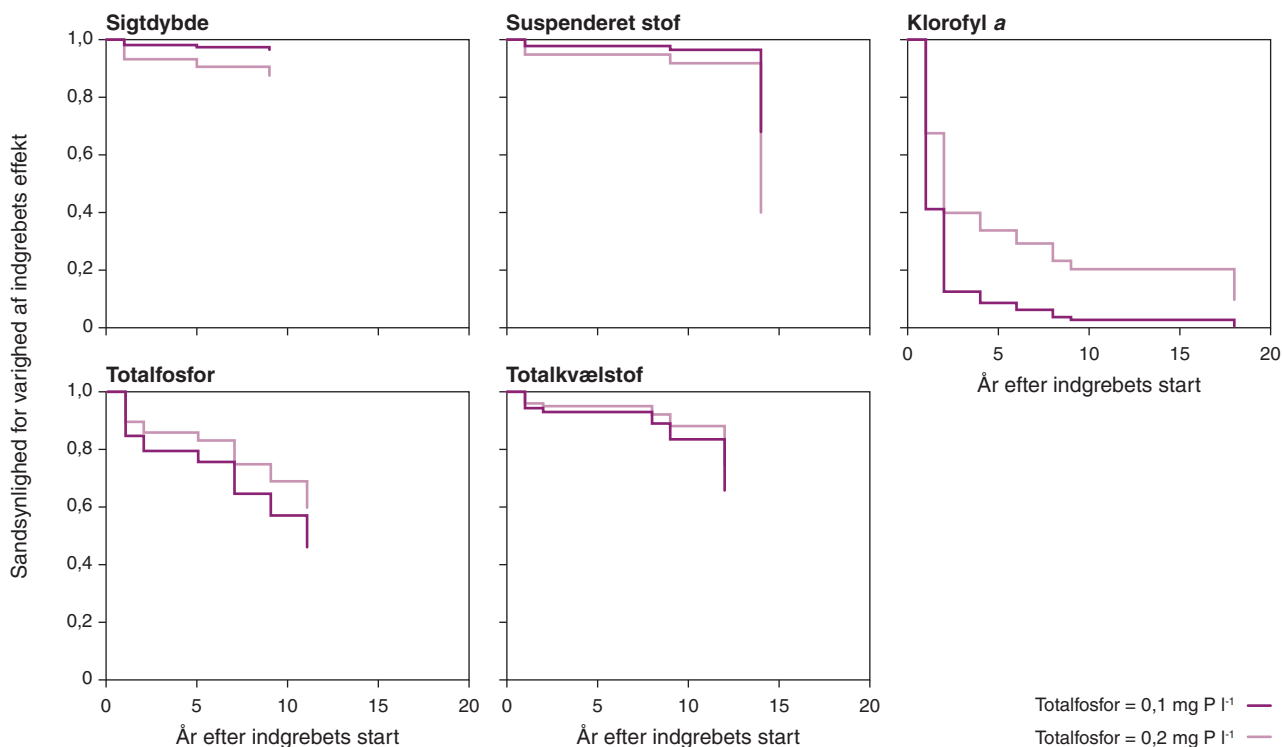
Den statistiske usikkerhed i disse analyser fremgår klart af figur 4.3, hvor de estimerede overlevelseskurver med tilhørende 95% sikkerhedsgrænser er vist for alle fem parametre. Eksempelvis er sandsynligheden for, at et indgreb har effekt i mindst 5 år, estimeret til ca. 75% for totalfosfor, mens denne sandsynlighed på den anden side ikke kan afvises (statistisk signifikansniveau 5%) at være lig 25% eller 95% (sikkerhedsintervallets endepunkter).

Denne betydelige estimationsusikkerhed må man også tage højde for ved tolkningen af overlevelseskurverne svarende til forskellige scenarier (figur 4.4 og 4.5), idet effekterne af de enkelte forklarende variable er meget usikkert bestemte.

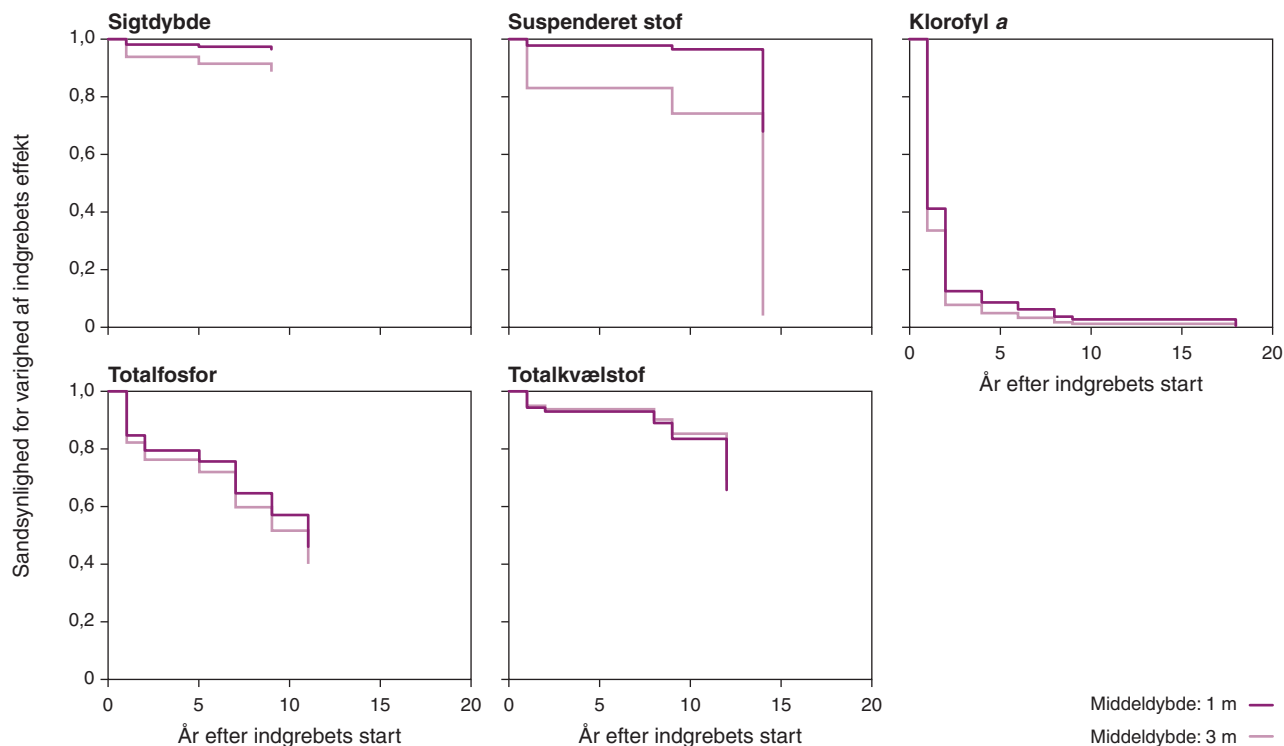
Med disse usikkerheder in mente tegner der sig nogle mønstre. Søernes evne til at fastholde en ændring i sigtddybde (øget) og suspenderet stofkoncentration (mindsket) over en længere årrække og måske permanent synes relativt stor med gennemsnits- "overlevelser" over 90% efter mere end 10 år (meget usikkert herefter pga. lille datasæt). Herefter følger kvælstof med relativ høj gennemsnitlig overlevelse. Derimod ses et hurtigere fald for fosfor, og specielt for klorofyl *a*, som i gennemsnit viser en overlevelse på bare 10% efter 5 år – begge dog med store konfidensintervaller. Det må dog understeges, at store år til år variationer kan bidrage hertil og dermed tegner et for

negativt billede, da et enkelt år med høje værdier kan betyde, at søen i overlevelsesterminologien betragtes som død, uanset at den i årene efter måske vender tilbage til en bedre tilstand. Analyserne underbygger dog resultaterne præsenteret ovenfor, at det især er effekten på suspenderet stof og sigtddyben, der holder på lang sigt, mens tilbagefald for algerne (her målt som klorofyl *a*) på kort sigt forekommer forholdsvis hyppigt.

Hvis overlevelsesanalysen opdeles i søer med totalfosfor på hhv. $0,1$ og $0,2 \text{ mg l}^{-1}$, ses den største overlevelse i de mere næringsrige søer. Det er måske ikke helt, hvad man skulle forvente, da chancen for varige skift til en klarvandet tilstand forventeligt øges med aftagende totalfosfor koncentration. Det er dog her vigtigt at understrege, at kriterierne for varighed af indgrebet er relative i forhold til før-niveauet. Eksempelvis ligger de estimerede overlevelseskurver for totalfosfor højest for de mest næringsrige søer (figur 4.4), hvilket kan forklares ved det relative varighedskriterium, idet indgrebet har mindre absolut effekt i en mindre næringsrig sø (der er grænser for, hvor ren en sø kan blive), hvorfor et hurtigere tilbagefald til niveauet før indgrebet er mere sandsynligt i rene søer, idet det svarer til en mindre absolut stigning i totalfosfor. Derudover viser analysen ikke, om søen er skiftet fra en uklar til en klarvandet tilstand, men udelukkende, om der er tale om fastholdelse af forbedringer eller ej. Søen kan derfor godt stadig være uklar, selv når overlevelsen er høj. Det er specielt for klorofyl *a*, at overlevelsen synes bedre i den næringsrige sø, sandsynligvis fordi klorofyl *a* er den parameter, der på en absolut skala viser størst "tilfældig" år-til-år variation inden for en sø.



Figur 4.4 Estimerede overlevelseskurver for søer med en middeldybde på 1 meter, før-værdi af totalfosfor på $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$ og et generelt belastningsniveau svarende til 2006 sammenlignet med tilsvarende søer med en dobbelt så høj før-værdi af totalfosfor.



Figur 4.5 Estimerede overlevelseskurver for søer med en middeldybde på 1 meter, før-værdi af totalfosfor på 0,1 mg P l⁻¹ og et generelt belastningsniveau svarende til 2006 sammenlignet med tilsvarende søer med en middeldybde på 3 meter.

Opdeles søerne i middeldybdekategorierne 1 m og 3 m (figur 4.5), ses ikke væsentlige forskelle i overlevelsen. Der er dog tendens til, at formindskelsen i suspenderet stof er mere varig i den lavvandede sø, hvilket også er forventeligt, fordi store brasen, som går tilbage efter opfiskningen, på længere sigt har størst effekt på suspenderet stof i lavvandede søer, formentligt fordi stof, som ophvirvles under fødesøgning, bedre holdes i suspension i disse søer hjulpet på vej af vindinduceret omrøring.

ændringer. En anden meget markant effekt er en kraftig stigning i andelen af rekylalger – især de første 3-6 år efter opfiskningens start, hvor andelen i næsten alle søer er mangedoblet. På nær for enkelte søer er der tale om en meget større andel af rekylalger de første 10 år efter opfiskningen, som dog kun er statistisk signifikant i år 3 og år 4 efter opfiskningen. For de øvrige algeklassers relative andel af biomassen ser der ikke ud til at være generelle mønstre for ændringer efter opfiskningen. For mange af de enkelte søer ses der dog meget markante ændringer.

4.3 Planteplankton

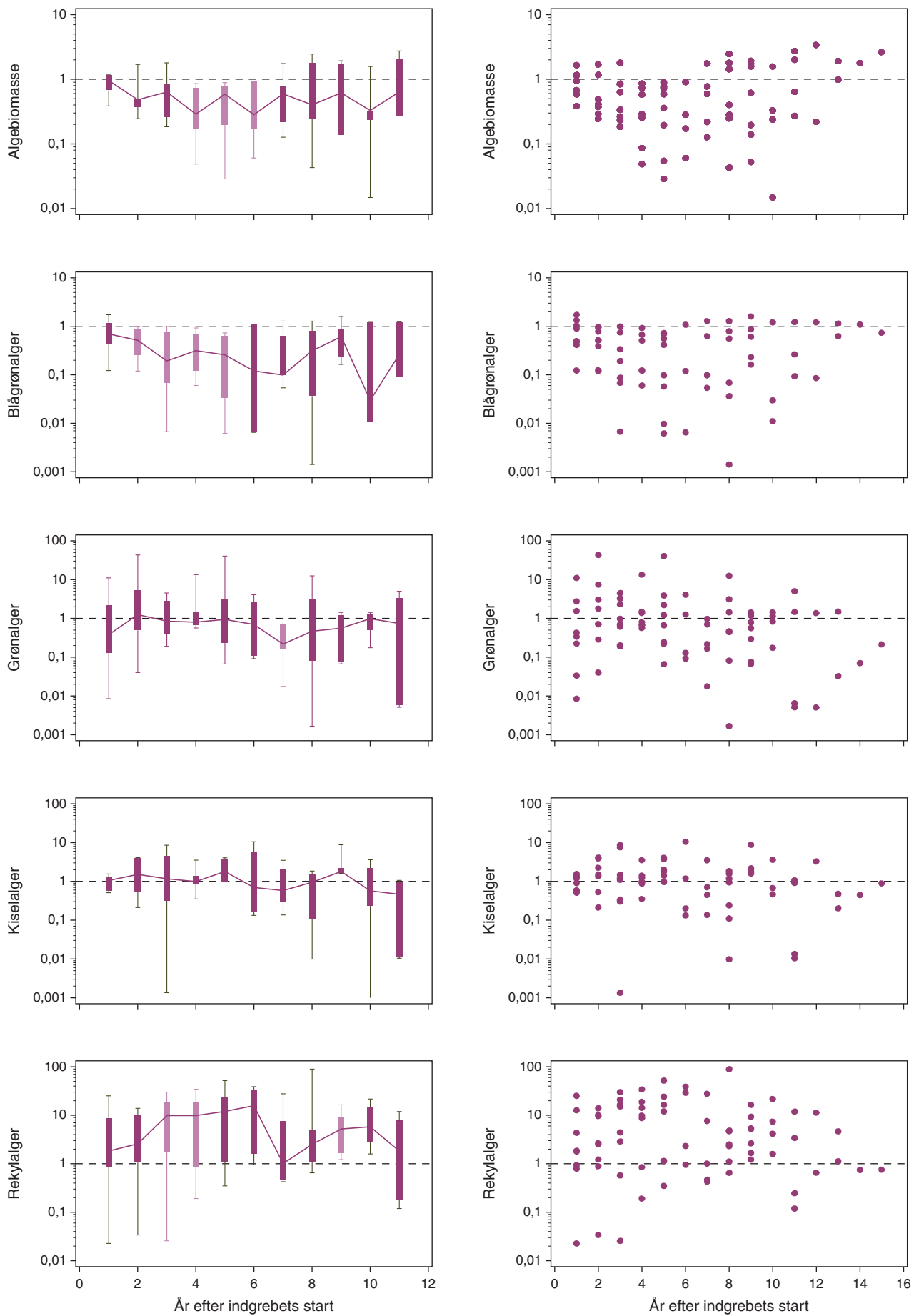
For de tværgående analyser af effekterne af opfiskning på planktonsamfundene vises kun data fra de intensivt opfiskede søer (>200 kg ha⁻¹), da datamaterialet for de ekstensivt opfiskede søer er meget begrænset. Det generelle billede er som forventet en effekt på den totale algebiomasse, der er parallel til den, der ses for klorofyl *a*, dvs. en 30-50% reduktion. Der er dog i modsætning til de vandkemiske variable ikke nogen signifikant effekt det første år (figur 4.6).

Der er en meget stor variation mellem algeklassernes andel, som illustreret af de store bjælker på figur 4.6. Denne variation er blandt andet betinget af store forskelle i søernes næringsstofindhold. Opfiskningen førte til flere klare forskydninger for nogle af klasserne. Mest markant er en nedgang i andelen af blågrønalger, der efter 3-7 år som medianværdi er reduceret til mindre end 50% sammenlignet med før indgrebet. Kun de første 2-6 år er der dog tale om statistisk signifikante

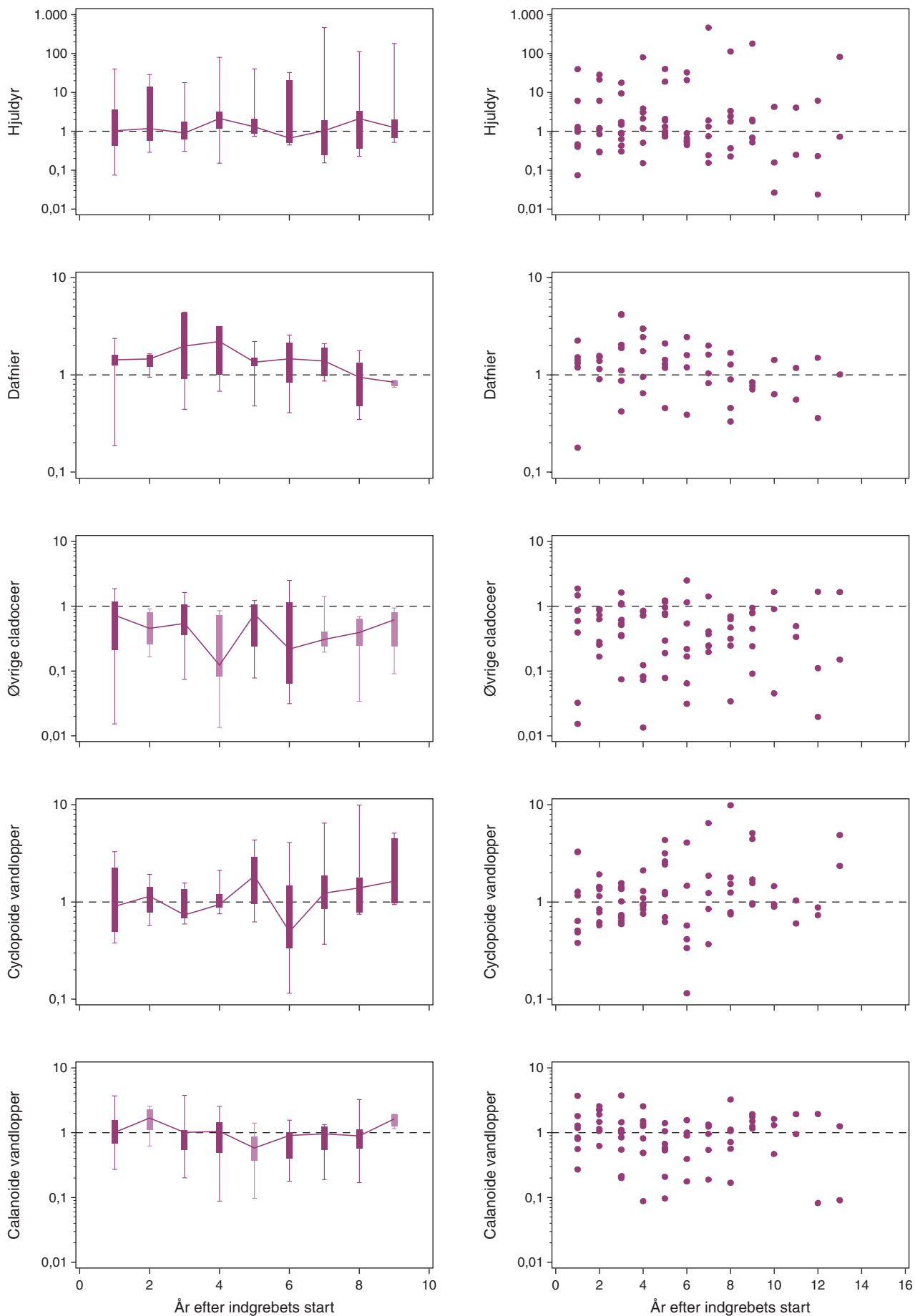


Scenedesmus er en af de hyppige slægter blandt grønalgerne.

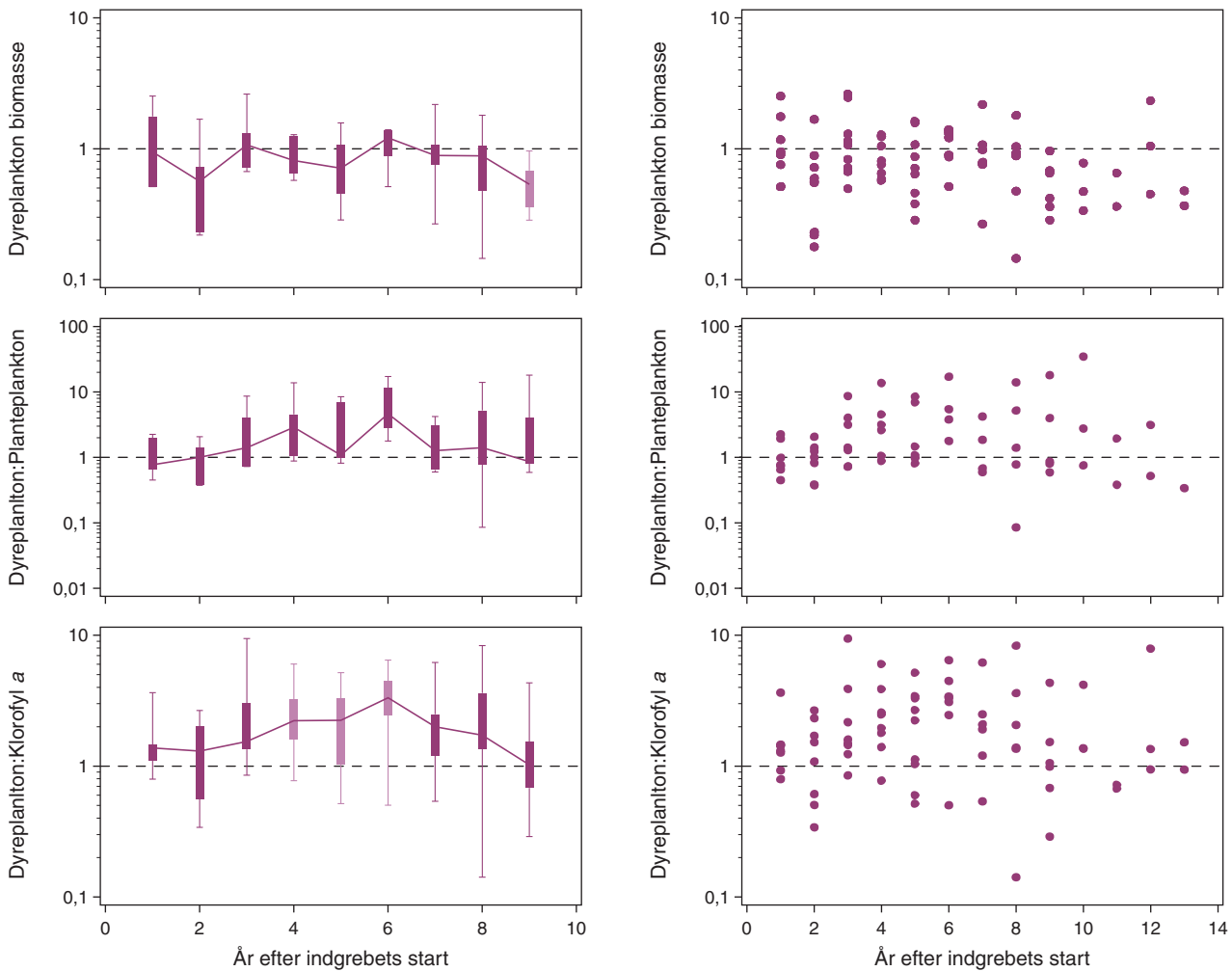
Foto: Birte Laustsen.



Figur 4.6 Planteplanktonbiomassen og den relative andel af de vigtigste algeklasser set i forhold til før opfiskningen. Søer > 200 kg fisk fjernet per ha. Lyse bokse: signifikant forskellige fra før tilstanden.



Figur 4.7 Dyreplanktonbiomassen (tørvægt) samt forholdet mellem dyreplankton- og planteplanktonbiomassen og dyreplanktonbiomassen og klorofyl *a* omregnet til tørvægt. Sær, hvor > 200 kg fisk er fjernet per ha. Lyse bokse: signifikant forskellige fra før tilstanden.



Figur 4.8 Forholdet mellem dyreplankton- og planteplanktonbiomassen, dyreplanktonbiomassen og klorofyl *a* omregnet til tørvægt. Søer, hvor > 200 kg fisk er fjernet per ha. Lyse bokse: signifikant forskellige fra før-tilstanden.

4.4 Dyreplankton

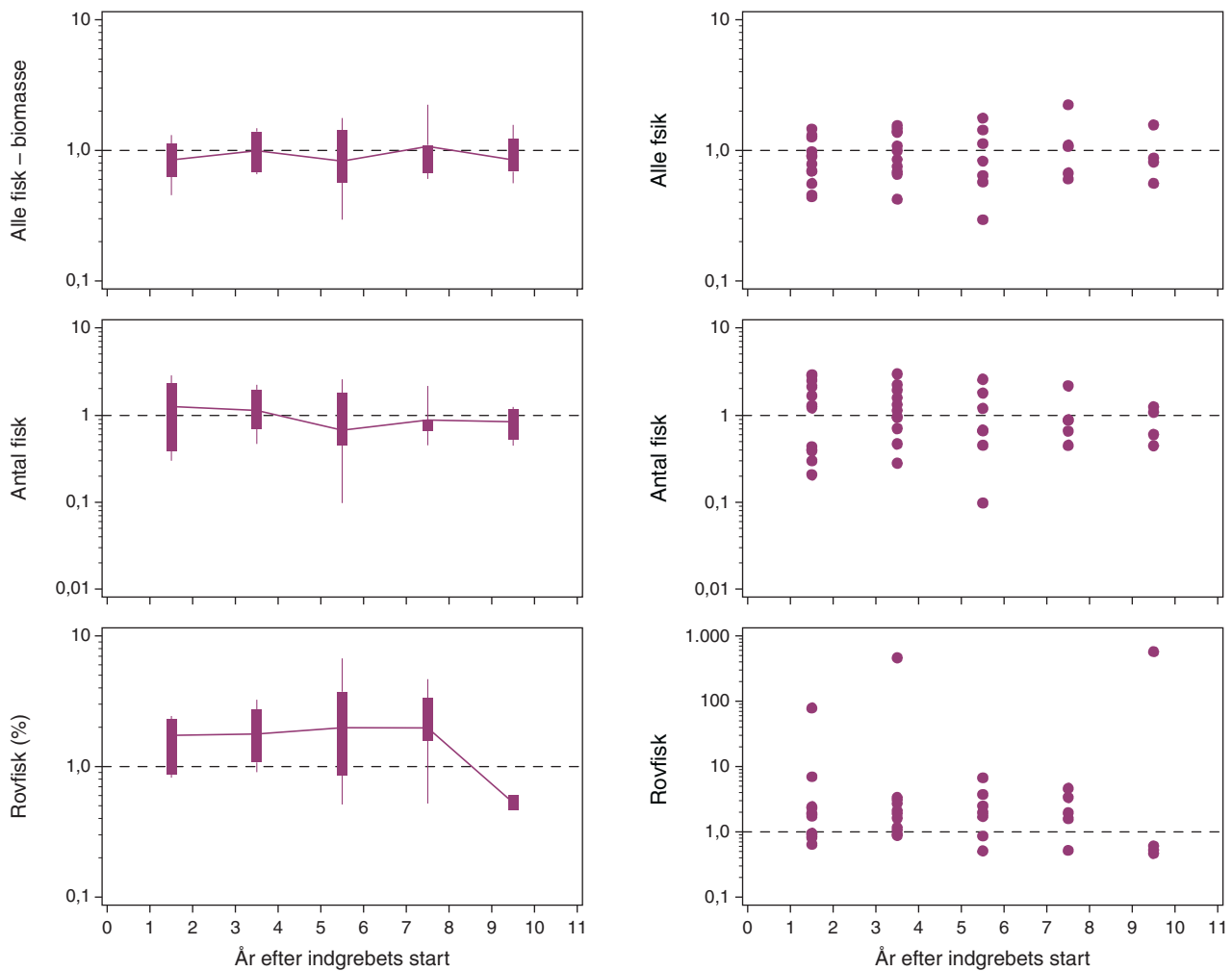
Der ses ikke væsentlige effekter på den totale dyreplanktonbiomasse efter indgreb i fiskebestanden, men der sker nogle forskydninger i de enkelte gruppers betydning. Især er der efter opfiskningen en større andel af store dafnier de første ca. 5 år, men ændringen er dog ikke signifikant (figur 4.7). Til gengæld reduceres andelen af de mindre cladocerer (øvrige cladocerer), nogle år statistisk signifikant på trods af store variationer mellem søerne. Derudover ses ikke markante generelle effekter på nogen af hovedgrupperne.

Forholdet mellem biomassen af dyreplankton og planteplankton anses som et mål for dyreplanktonets græsningstryk på søens algesamfund. I overensstemmelse hermed er græsningsstrykket (her udregnet på basis af både planteplanktonbiomassen og klorofyl *a* omregnet til tørvægt) væsentlig øget efter opfiskningen (figur 4.8). Ikke mindst forholdet udregnet på grundlag af klorofyl *a* er mere end fordoblet i næsten alle søer efter 3-8 år. Kun for enkelte af årene er der dog tale om statistisk signifikante ændringer. Efter 8 år synes effekten at fortage sig, men der er kun data fra få søer til at understøtte denne udvikling.

4.5 Fisk

Det er naturligvis forventeligt, at fiskebestanden reagerer på ændringer på kort sigt efter en opfiskning, når en stor del af bestanden af fredfisk er fjernet, men spørgsmålet er, hvordan de reagerer på længere sigt. Vil bestanden blot reagere på forbedrede fødeforhold og hurtigt vende tilbage, eller sker der varige ændringer? Vi har koncentreret analysen her til søer, hvor der er fjernet mere end 200 kg ha⁻¹ over en periode på 3 år. Da der er relativt få fiskeundersøgelser fra søerne, er data grupperet i to-års intervaller, således at undersøgelser 1-2 år, 3-4 år, 5-6 år osv. efter indgrebets start er samlet.

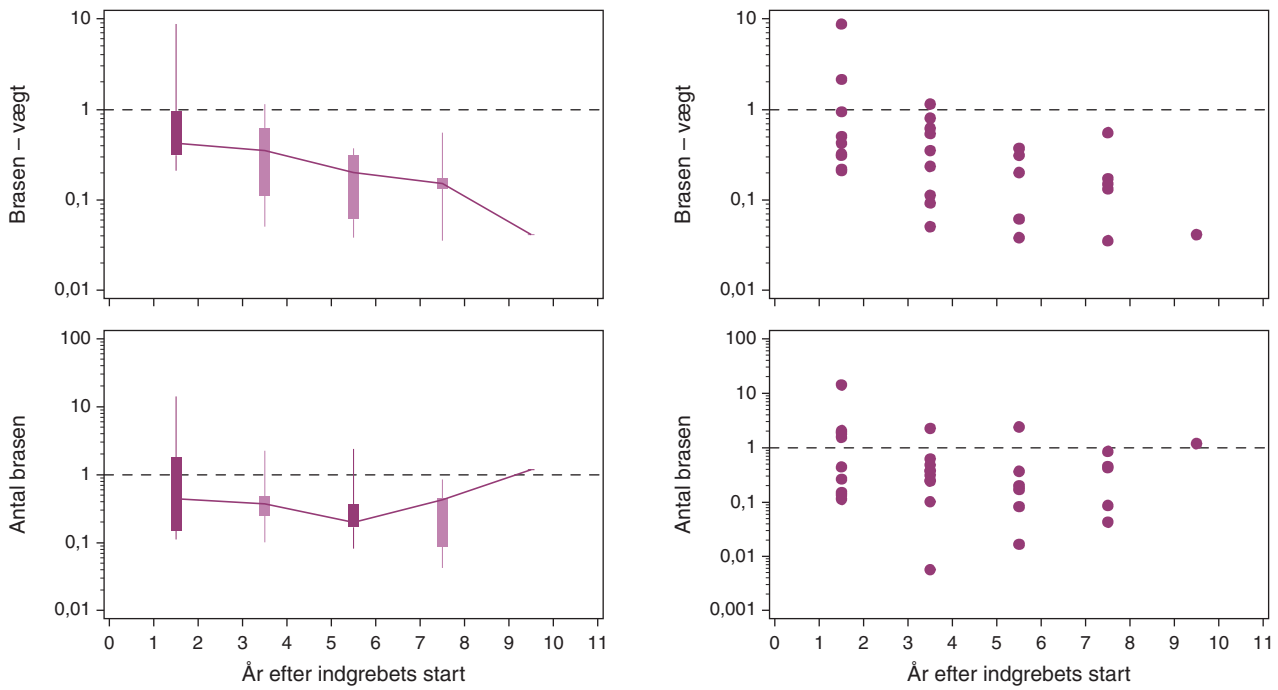
Hvad angår fiskebestanden som helhed, er der intet, der tyder på, at hverken det totale antal af fisk eller den total biomasse af fisk ændres ved indgrebet, når data er korrigeret for den generelle udvikling i søer uden indgreb. Både antalsmæssigt og på vægtbasis viser resultaterne ingen entydige ændringer i CPUE (catch per unit effort) (figur 4.9). Dog er der måske tegn på et mindre fald i antallet af fisk. Rovfiskenes andel af fangsten på vægtbasis stiger derimod i de fleste af søerne, men viser dog et fald efter 9-10 år (dog kun få søer med her). Ingen af ændringerne er statistisk signifikante.



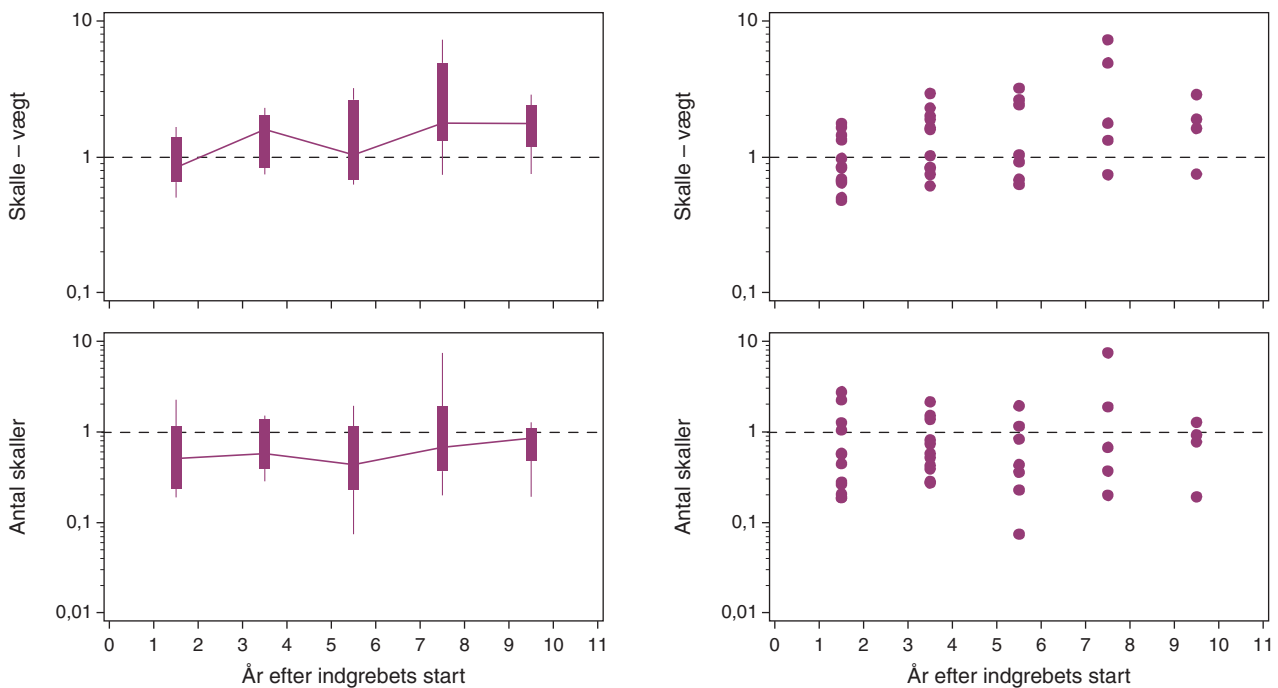
Figur 4.9 Den relative ændring af søens totale CPUE på vægt- (kg fisk per net) og antalsbasis (antal fisk per net) samt af rovfishenes procentvise vægtandel efter indgreb i fiskebestanden. Søer, hvor >200 kg fisk er fjernet per ha. Ingen af datasættene er signifikant forskellige fra før tilstanden.



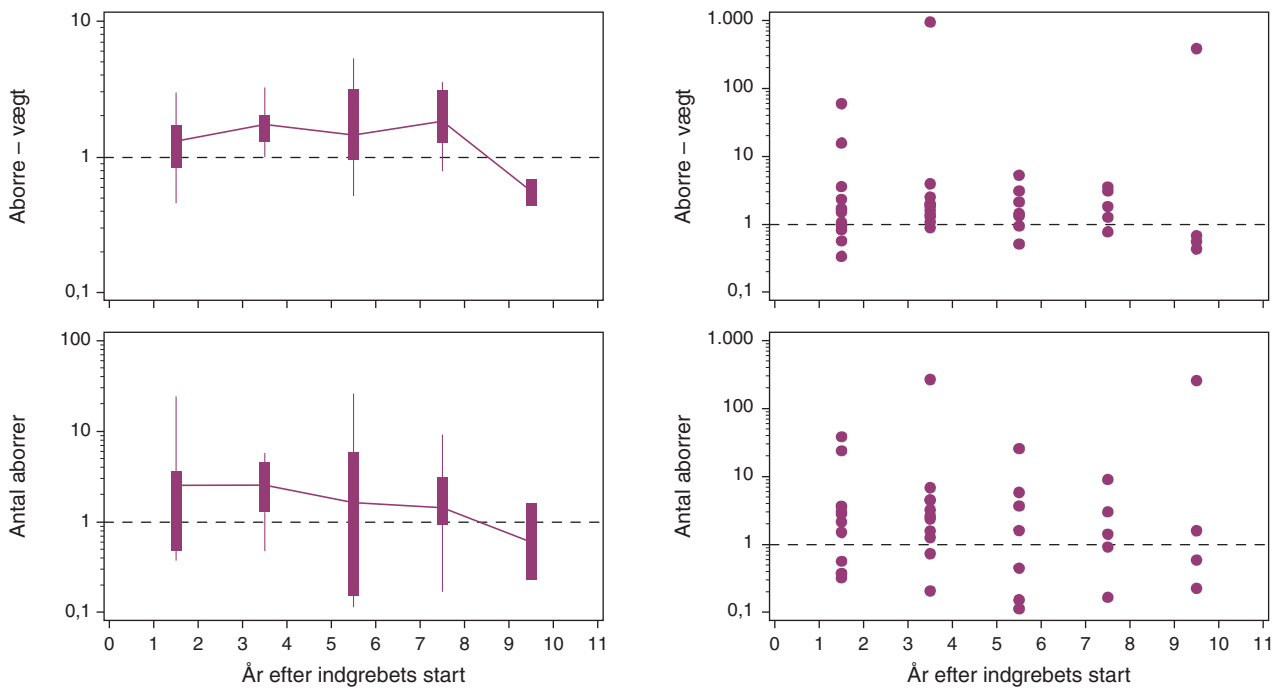
Stor brasen fjernet ved opfiskning i Engelsholm Sø. Foto: Simon Grünfeld.



Figur 4.10 Den relative ændring i brasenbestands CPUE på vægt- (kg fisk per net) og antalsbasis (antal fisk per net) efter opfiskning af >200 kg fisk per ha. Lyse bokse: signifikant forskellige fra før tilstanden.



Figur 4.11 Ændringer i CPUE på vægt- og antalsbasis for skallebestanden efter opfiskning af >200 kg fisk per ha. Ingen af datasættene er signifikant forskellige fra før tilstanden.



Figur 4.12 Den relative effekt af opfiskning på aborrebestanden udtrykt ved CPUE på hhv. vægt- og antalsbasis. Søer, hvor der er fjernet >200 kg fisk per ha. Ingen af datasættene er signifikant forskellige fra før tilstanden.

Artsmæssigt sker der til gengæld en del ændringer efter opfiskningen. Brasen synes at blive hårdest påvirket af indgrebene på lang sigt (figur 4.10). Allerede ved de første fiskeundersøgelser efter indgrebets start ses et markant fald i biomassen af brasen, som tilsyneladende fastholdes. Det er også tilfældet for antallet i starten, men antallet viser dog en stigende tendens efter 7-8 år, uden at det påvirker faldet på vægtbasis. De store brasen påvirkes således markant af indgrebet, og faldet er meget mere markant end i søer uden indgreb. At store brasen reagerer markant på opfiskning på lang sigt kan forklare, hvorfor suspenderet stof forbliver lav i de fleste søer, og at sigtbarheden er bedre end før indgrebet, det sidste på trods af en stigning i klorofyl *a*.

Antallet af skalle viser tegn på et svagt fald i de første år, men herefter er der en stigende tendens. På vægtbasis er der en klar stigning for skalle i årene efter indgrebets start (figur 4.11). At skallen vender tilbage er sikkert en væsentlig grund til, at effekten på dyreplankton ikke er langtidsholdbar og dermed, at effekten på klorofyl *a* er begrænset på længere sigt.

Antallet af aborre viser en stigende tendens i de første år efter indgrebene for så siden at falde igen i mange af søerne (figur 4.12). Biomassen af aborre øges i årene efter indgrebets start (dog ikke signifikant) og forbliver høj i de fleste søer, også efter at antallet er faldet igen efter 5-6 år. Dog er der tegn på et fald igen efter 9-10 år.

Rudskalle går frem både i antal og på vægtbasis i årene efter indgrebets start, men viser et fald igen i flere af søerne efter 6-7 år, hvilket kan tilskrives både øget fødekonekurrence fra skalle og aborre og måske, at

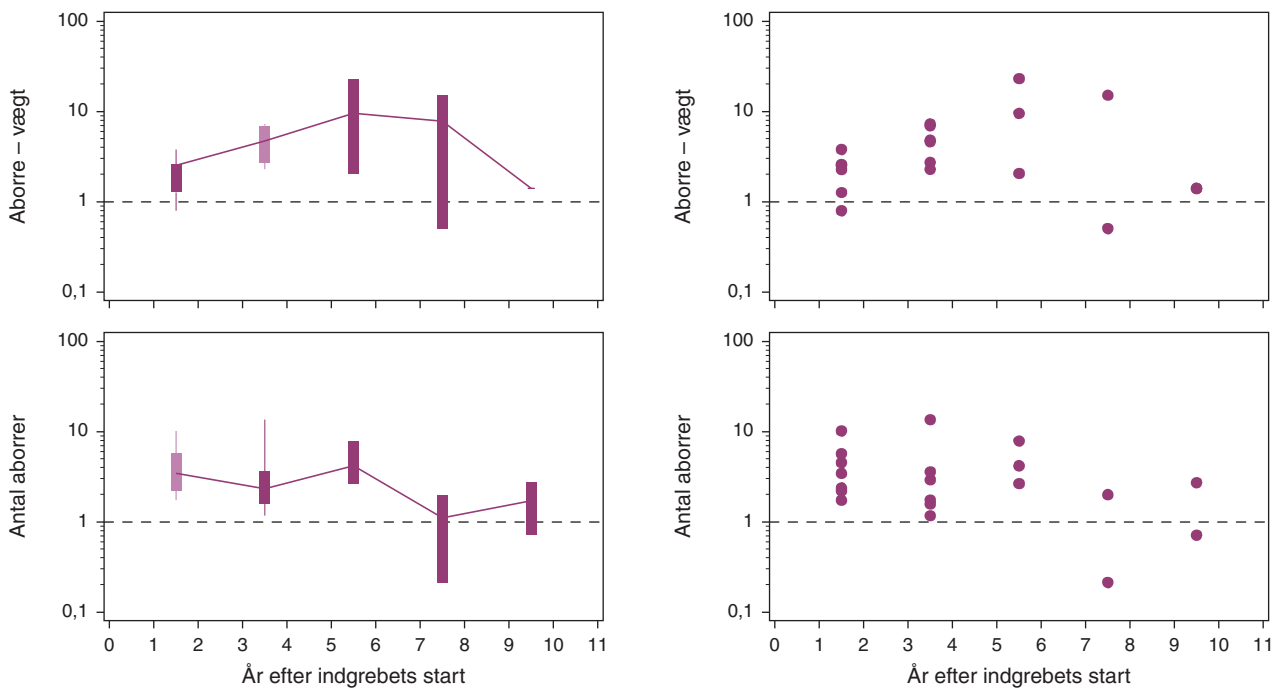
søerne igen bliver mere pelagisk dominerede, efter at vandet igen er blevet lidt mere uklart (figur 4.13).

Hork viser tendens til en initial stigning i både antal og vægt i mange søer efter indgrebene (figur 4.14). Dette kan sandsynligvis tilskrives en reduktion i de bentivore fisk, især brasen, men også skalle, hvorfor der åbnes en niche for hork. Aborre konkurrerer dog også med hork om bentiske invertebrater, og en stigning i antallet af aborre betyder en ny konkurrent, hvilket kan forklare, at hork viser en vigende tendens efter 4-5 år.

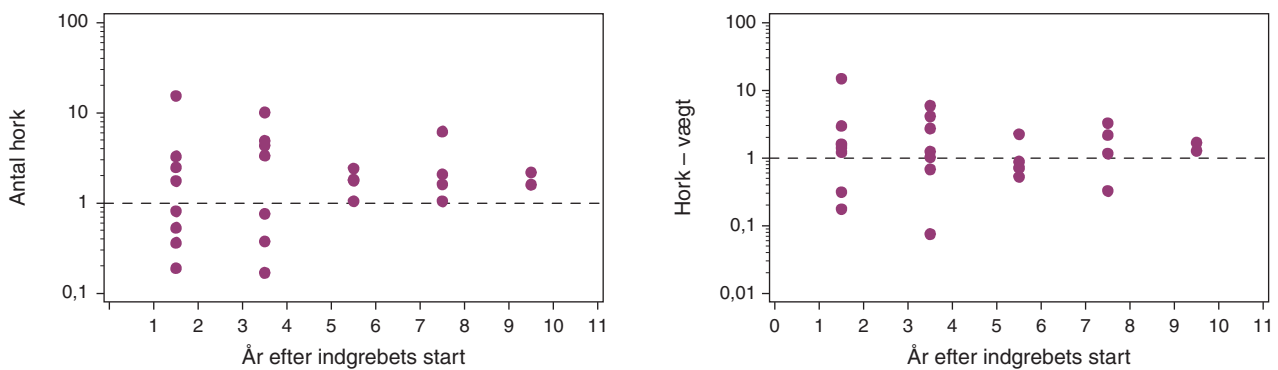
På vægtbasis viser sandart tilbagegang 3-5 år efter opfiskningen, hvilket måske kan tilskrives de forbedrede lysforhold, der fremmer andre rovfisk som aborre på bekostning af sandart (figur 4.15). Talmaterialet er dog beskedent, da sandart kun forekommer i få af søerne.

Gedde viser ikke nogen entydige ændringer, hverken i antal eller på vægtbasis (figur 4.16).

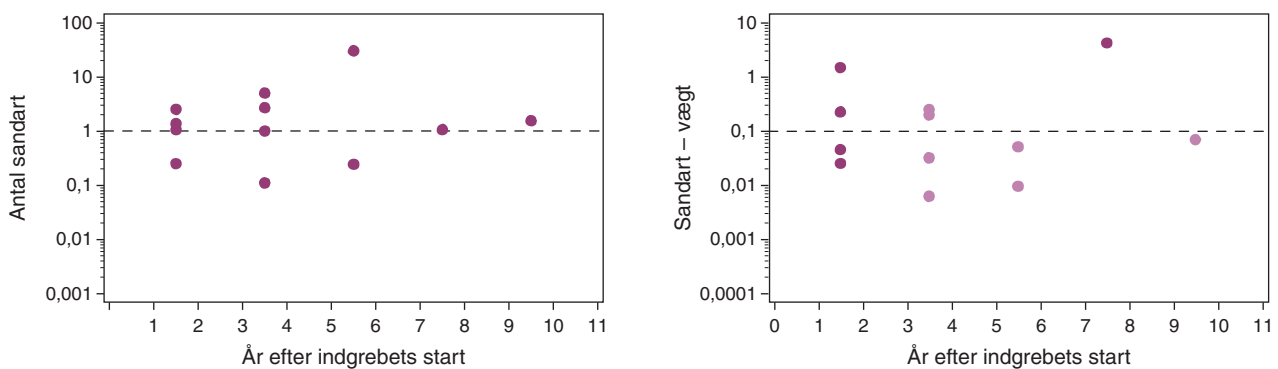
Opfiskningerne fører til ændringer i fiskenes størrelse (målt som gennemsnitlig individvægt) (figur 4.17). Generelt er der en svag tendens til en stigning i gennemsnitsvægten af den totale fangst. Det kan tilskrives en stigning i gennemsnitsvægten af de potentielle rovfisk (især aborre), da der ikke ses ændringer i gennemsnitsvægten af de øvrige fisk set under et. Der er dog betydelige forskelle arterne imellem. Gennemsnitsstørrelsen af både aborre, skalle og hork viser en stigende tendens, mens det modsatte gør sig gældende for gedde og især meget markant for brasen. I flere tilfælde er der dog ikke tale om statistisk signifikante ændringer.



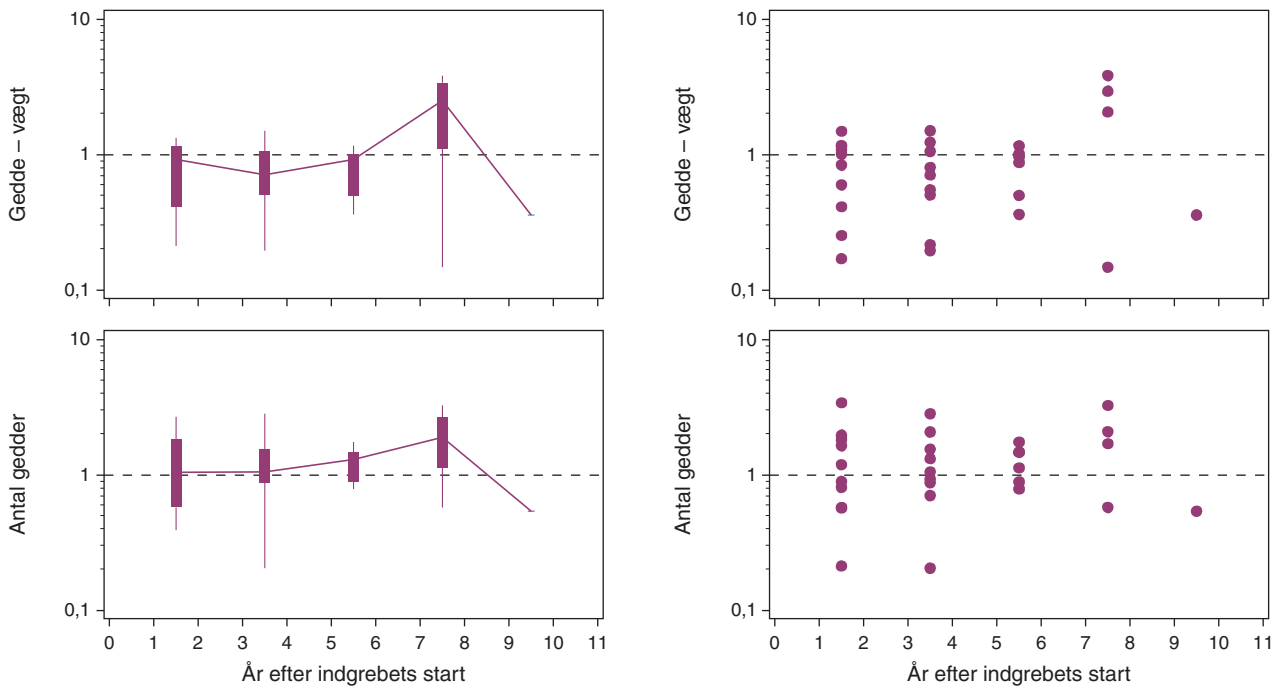
Figur 4.13 Den relative effekt af opfiskning på bestanden af rudskalle udtrykt ved CPUE på hhv. vægt- og antalsbasis. Søger, hvor der er fjernet >200 kg fisk per ha. Lyse bokse: signifikant forskellige fra før tilstanden.



Figur 4.14 Den relative effekt af opfiskning på horkbestanden udtrykt ved CPUE på hhv. vægt- og antalsbasis i søer, hvor der er fjernet >200 kg fisk per ha.



Figur 4.15 Den relative effekt i CPUE på hhv. vægt- og antalsbasis for sandartbestanden i søer, hvor der er fjernet >200 kg fisk per ha. Lyse datasæt: signifikant forskellige fra før tilstanden.



Figur 4.16 Den relative effekt i CPUE på hhv. vægt- og antalsbasis for geddebestanden i søer, hvor der er fjernet >200 kg fisk per ha. Ingen af datasættene er signifikant forskellige fra før tilstanden.

4.6 Effekter på sæsonvariationen af vandkemiske variable

De foregående afsnit har alle behandlet ændringer fra år til år, men effekterne slår ikke nødvendigvis lige meget igennem i løbet af sæsonen. I dette afsnit ser vi på variationen af effekterne over året på de vandkemiske variable.

I analysen af sæsonvariationen har vi kun medtaget data fra søer, hvor der er opfisket mere end 200 kg ha⁻¹ over en 3-årig periode, og hvor klorofyl *a* inden for de første 1-5 år efter opfiskningens start hovedsagelig er reduceret.

I alt 20 søer havde generelt lavere klorofyl efter indgrebet end før, men for halvdelen af disse søer fandtes der dog ikke målinger nok til at beskrive variationen over året. De 10 søer, som anvendes i analysen, har alle mindst en måling per måned i perioden 1-3 år før indgrebet og mindst 10 måneders målinger per år fra perioden 1-5 år efter opfiskningens start. For hver sø er de enkelte måneders gennemsnit udregnet for det enkelte år og dernæst for perioden 1-5 år efter indgrebet, således at hver sø kun indgår i analysen med en værdi per måned før og efter opfiskningen. Eftersom der højst er kigget på de første 5 år efter indgrebet, er dataene ikke korrigeret for den almindelige indsvingning efter reduceret ekstern og intern næringsstofbelastning. Sæsonvariationen for sigtddybden er ikke præsenteret, fordi der kun findes data fra 5 søer.

Søerne er grupperet i søer med fosforindhold ved starten af indgrebet på over eller under 0,2 mg P l⁻¹, hvor hver fosforgruppe indeholder data fra i alt 5 søer.

Sæsondataene er vist både som relative værdier set i forhold til udgangsniveauet på samme måde som i afsnit 4.1 og som absolutte værdier før og efter indgrebet.

Relative ændringer

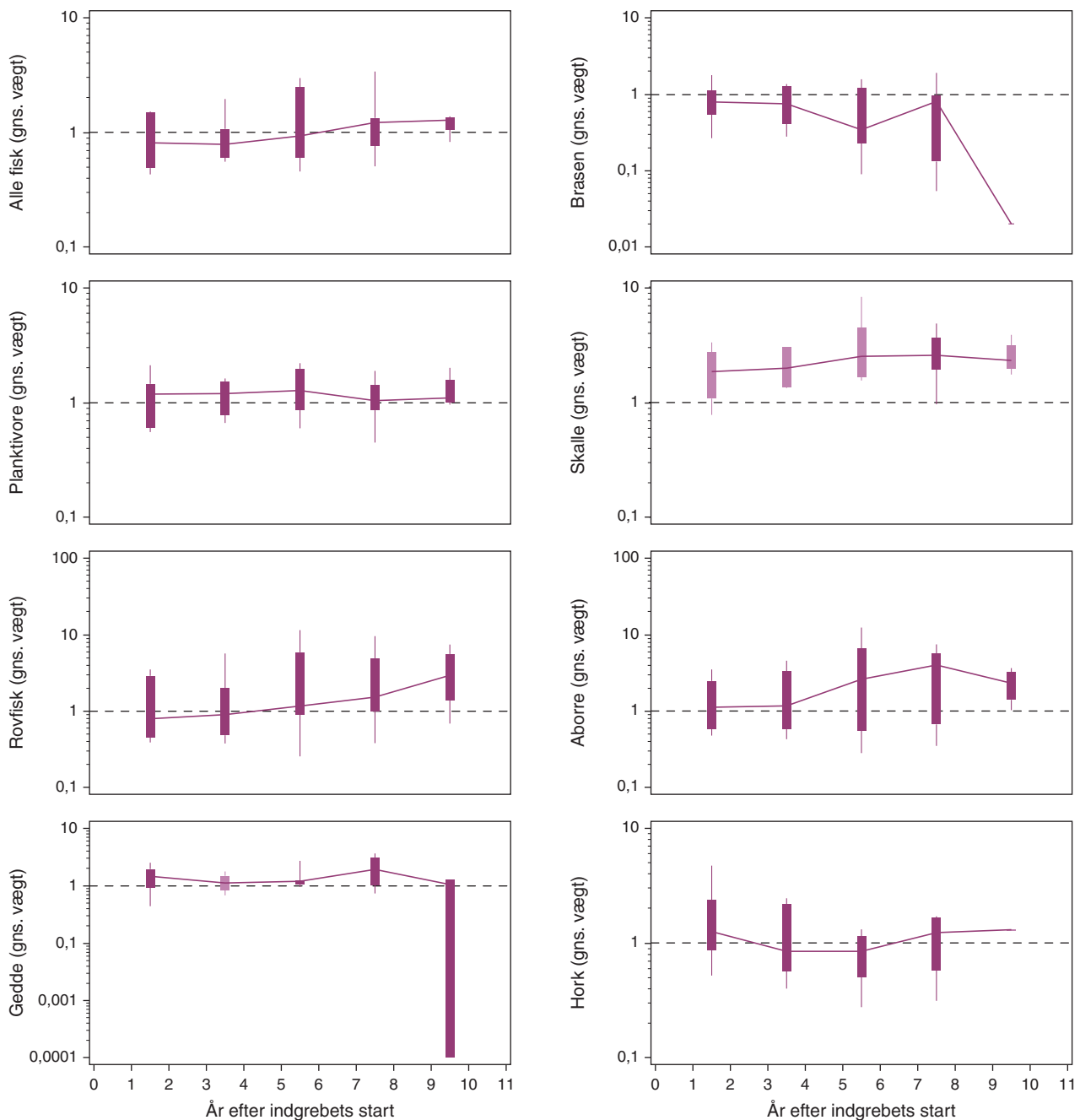
De relative effekter gennem året er generelt mest markante for suspenderet stof og i de mest næringsrige søer også for totalfosfor. Effekten ses gennem hele året med en tendens til mest markante effekter i perioden maj-juli, hvor koncentrationerne reduceres til omkring 50 %. De mindste relative effekter af opfiskningen ses på indholdet af totalkvælstof, men her er der til gengæld en signifikant effekt gennem næsten hele året både i søer med totalfosfor over og under 0,2 mg P l⁻¹ (figur 4.18).

Grupperet i forhold til forskelligt fosforindhold ses den mest markante relative effekt i søerne med fosforindhold over 0,2 mg P l⁻¹. Dette gælder især for totalfosfor, men i forårs- og sommerperioden også for indholdet af klorofyl. Derimod ser fosforniveauet ikke ud til at have væsentlig betydning for effekten på totalkvælstof og indholdet af suspenderet stof i maj.

Absolutte ændringer

De absolutte værdier viser naturligvis de samme generelle sæsonmæssige effekter som de relative værdier. Effekten af opfiskningen slår ikke lige meget igennem over sæsonen, og også her er effekten størst for søer med TP > 0,2 mg P l⁻¹ (figur 4.19).

Suspenderet stof reduceres mest markant i forårs- og sommerperioden, mens der fra september til februar ikke synes at ske ændringer. Klorofylindholdet viser



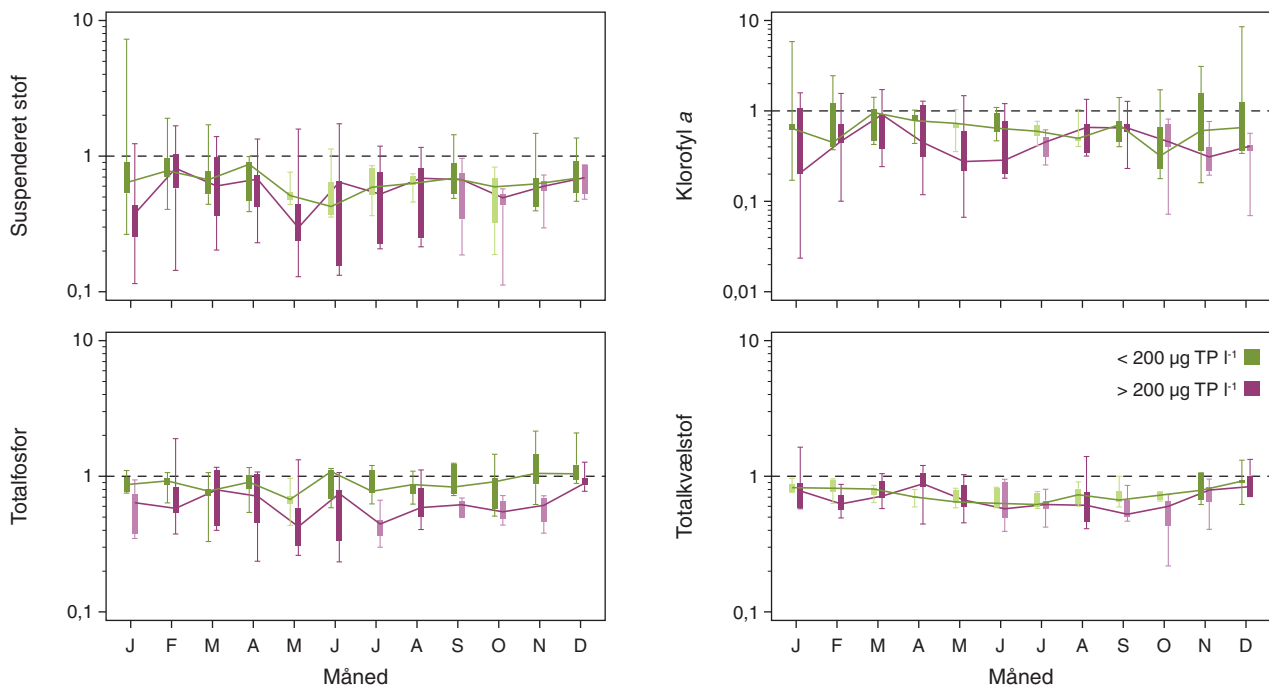
Figur 4.17 Den relative ændring i fiskenes størrelse efter indgreb i fiskebestanden. Angivet for den totale fiskebestand, de planktivore fisk, rovfiskene, gedde, brasen, skalle, aborre og hork. Sør, hvor der er fjernet >200 kg per ha. Lyse bokse: signifikant forskellige fra før tilstanden.

et lignende mønster, men her sker der i vinterperioden også en markant reduktion i søerne med $TP > 0,2 \text{ mg P l}^{-1}$, hvilket antyder øget græsningskontrol af planteplankton også ved de lavere temperaturer. Derimod er efterårsværdierne også for klorofyl *a* uændrede efter opfiskningen. I søer med $TP < 0,2 \text{ mg P l}^{-1}$ ses den mest markante reduktion i juli-september, mens effekten i resten af året er begrænset. Dog spores en effekt også i det tidlige forår, svarende til et mindre forårsmaksimum af kiselalger efter opfiskningen. Det er en effekt, der også er bemærket i flere af eksemplerne (del II).

Indholdet af totalfosfor reduceres kun i sommerperioden, dog for søerne med totalfosfor $> 0,2 \text{ mg P l}^{-1}$ også i forårsperioden. Effekten på indholdet af totalkvælstof slår nogenlunde ligeligt igennem over hele året og synes dermed ikke kun at være et udtryk for reduceret indhold af suspenderet stof.

Intern fosforbelastning ved tilbagevenden til uklar tilstand

Som illustreret i afsnit 4.1 og 4.6 påvirkes næringsstofindholdet i de restaurerede søer ved indgreb i fiskebestanden, hvor der skabes klarvandede forhold.



Figur 4.18 Den relative sæsonmæssige effekt af opfiskning fordelt på søer med totalfosforindhold $>0,2 \text{ mg P l}^{-1}$ (lilla bokse, $n=5$) og $<0,2 \text{ mg TP l}^{-1}$ (grønne bokse, $n=5$). Lyse bokse: signifikant forskellige fra før tilstanden.

Denne effekt hænger formentlig sammen med, at tilbageholdelsen af både fosfor og kvælstof øges, når sigtddybden øges, og mere lys når ned til bunden i de lavvandede søer. Dette giver mulighed for en øget bentisk produktion, der også påvirker tilbageholdelsen. Mekanismerne er dog ikke fuldt afklarede, så andre mekanismer kan også være involverede, for kvælstofs vedkommende f.eks. en øget denitrifikation.

Den øgede tilbageholdelse af både fosfor og kvælstof er vigtig for tilstanden i søerne via potentielt øget næringsstofbegrænsning og mindsker også samtidigt næringsstofbelastningen af nedstrømsbeliggende vandområder. Det indebærer dog en øget risiko for, at det blot udskyder den interne belastning med fosfor, hvis den klarvandede tilstand ikke kan fastholdes. At det faktisk kan forholde sig sådan viser resultaterne fra Væng Sø, der efter en periode med ca. 10 års klart vand igen vendte tilbage til en uklar tilstand (figur 4.20, se også del II). Her steg fosforindholdet om sommeren fra omkring $0,07$ til $0,1-0,15 \text{ mg P l}^{-1}$. En tiårsperiode med klarvandet tilstand har i dette tilfælde ikke været tilstrækkelig til at immobilisere hele den ophobede fosforpulje i sedimentet.

En tilsvarende effekt ses i Arreskov Sø, efter at planterne igen var gået kraftigt tilbage og sigtddybden mindsket. Her var forøgelsen i fosforindholdet endnu mere markant, hvor totalfosfor nåede op over $0,2 \text{ mg P l}^{-1}$ i sommerperioden, da søen blev uklar, mod under $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$ i den klarvandede tilstand (figur 4.20).

Det kan ikke afgøres, hvorvidt dette er et generelt problem, fordi datamaterialet er begrænset, men det illustrerer, at en stor mobil fosforpulje potentielt kan gøre det vanskeligt at fastholde en klarvandet tilstand.

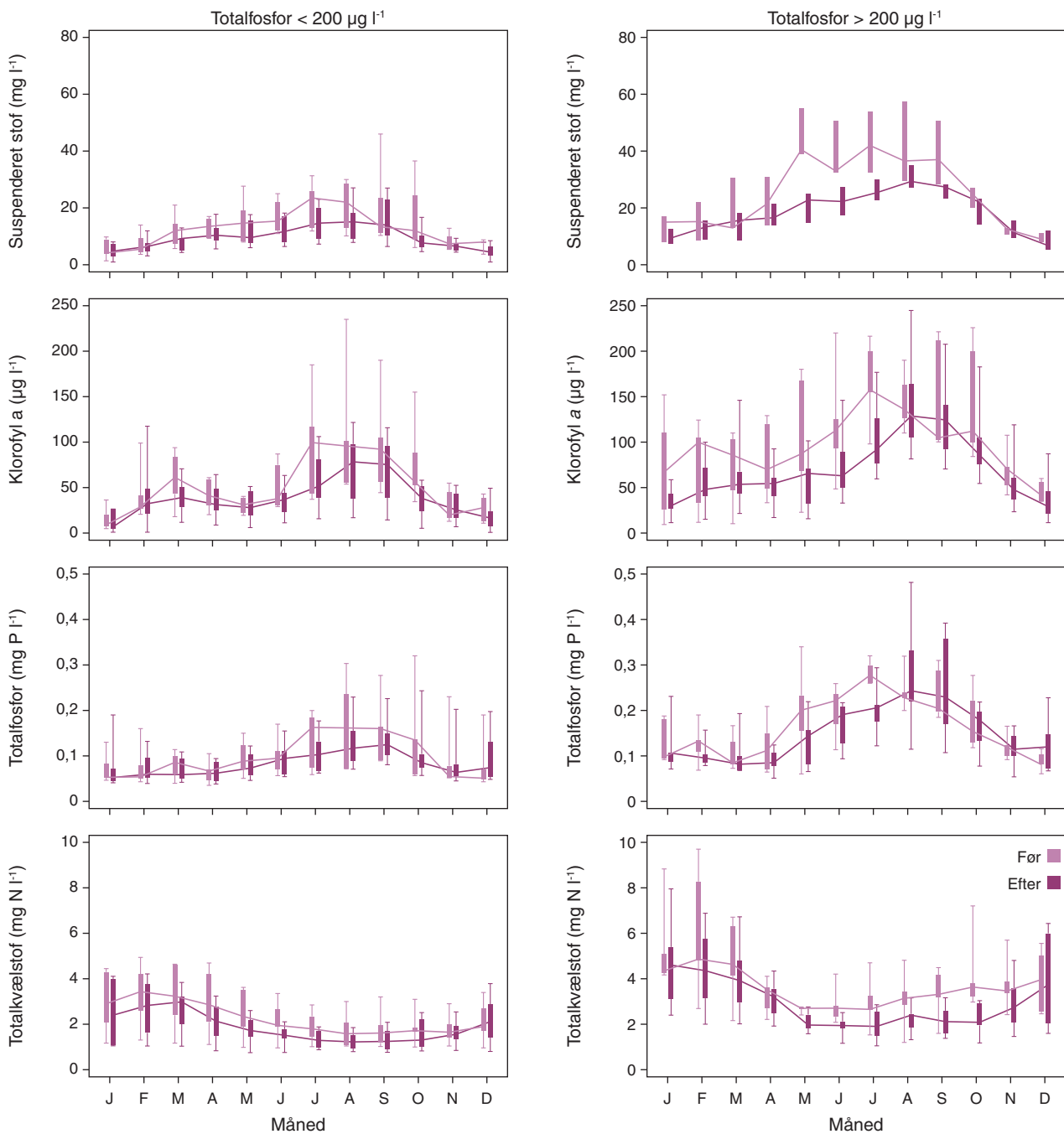
4.7 Effekter på sæsonvariation på planteplankton

I afsnit 4.3 blev det beskrevet, hvordan opfiskning generelt fører til en lavere sommergennemsnitlig totalalgebio-masse, og hvordan den relative andel af de forskellige algegrupper ændres i forbindelse med indgrebet. For i alt 5 søer kan der også foretages en vurdering af den sæsonmæssige variation i den totale algebio-masse samt bio-massen af de forskellige algegrupper. Kriterierne for de søer og datasæt, som er anvendt til sæsonbeskrivelserne, er ligesom udregningsmetoden beskrevet i afsnit 4.6.

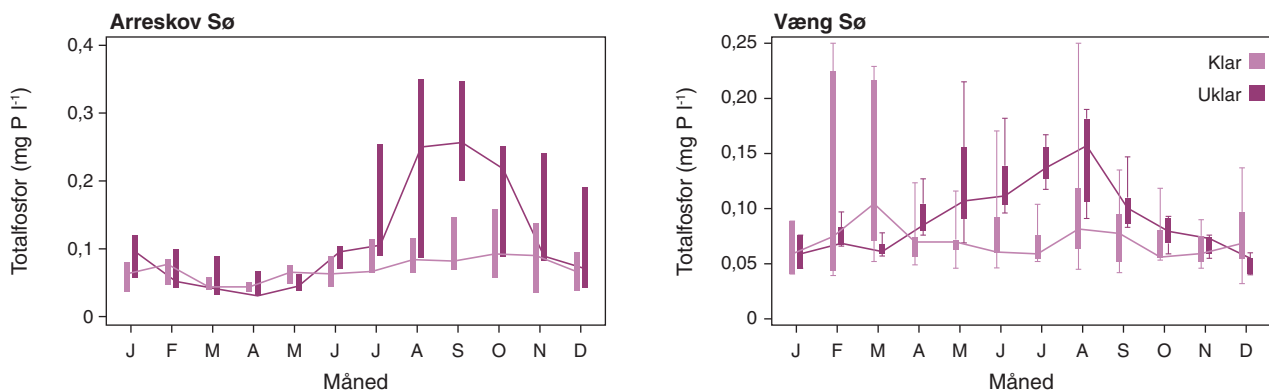
Efter opfiskningen var den totale algebio-masse lavere gennem hele året, men effekten var mest markant fra maj til oktober (figur 4.21). Blandt algeklasserne var der ligeledes en effekt gennem det meste af året, med de mest markante effekter på blågrøn- og grønalgerne. Effekten var mest udtalt i forårs- og de tidlige sommermåneder og kunne også registreres i sensommeren, men ikke om vinteren, hvor biomassen i forvejen var meget ringe.

Som medianværdi blev blågrønalgernes biomasse i sommerperioden reduceret fra $10-20 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ før indgrebet til under $5 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$, mens grønalgerne blev reduceret fra omkring $1 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ til omkring $0,2 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$. Kiselalgernes vinterbiomasse og deres forårsopblomstring blev også markant reduceret af opfiskning, mens der i august-september ikke sås nogen effekt. For rekylalgerne var biomassen højere efter indgrebet det meste af året, dog sås der fra september og året ud ingen eller en svag negativ effekt.

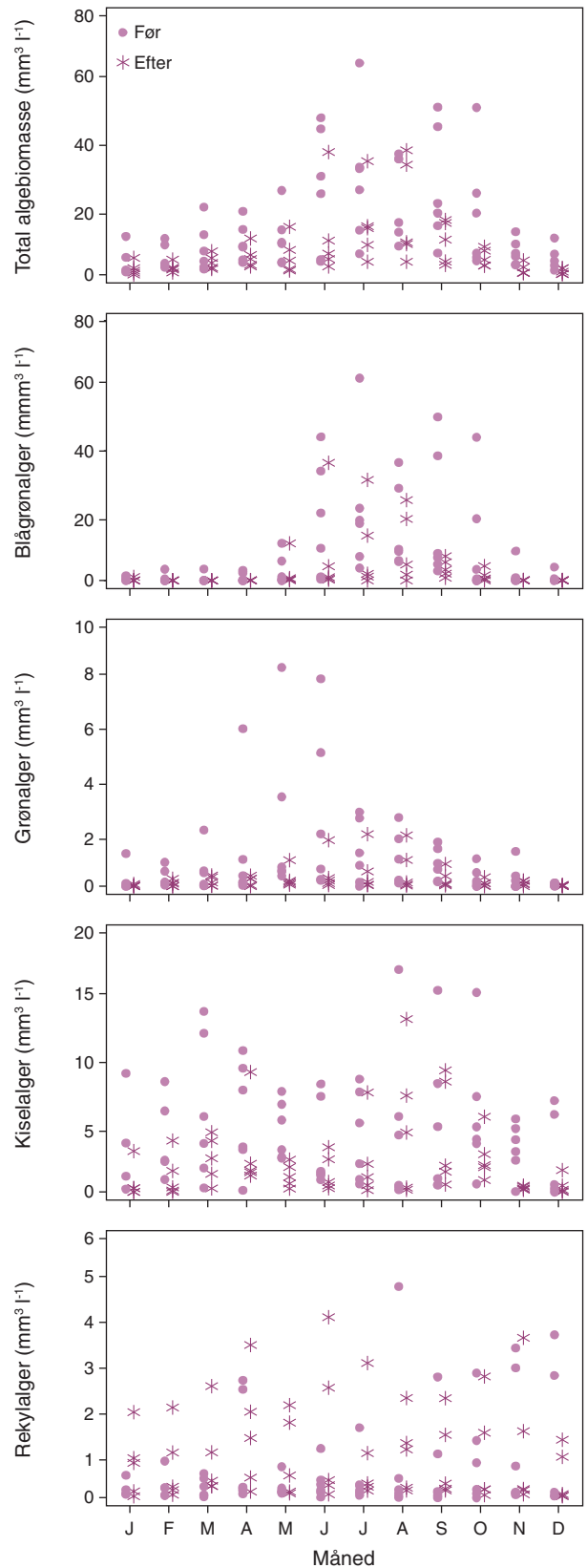
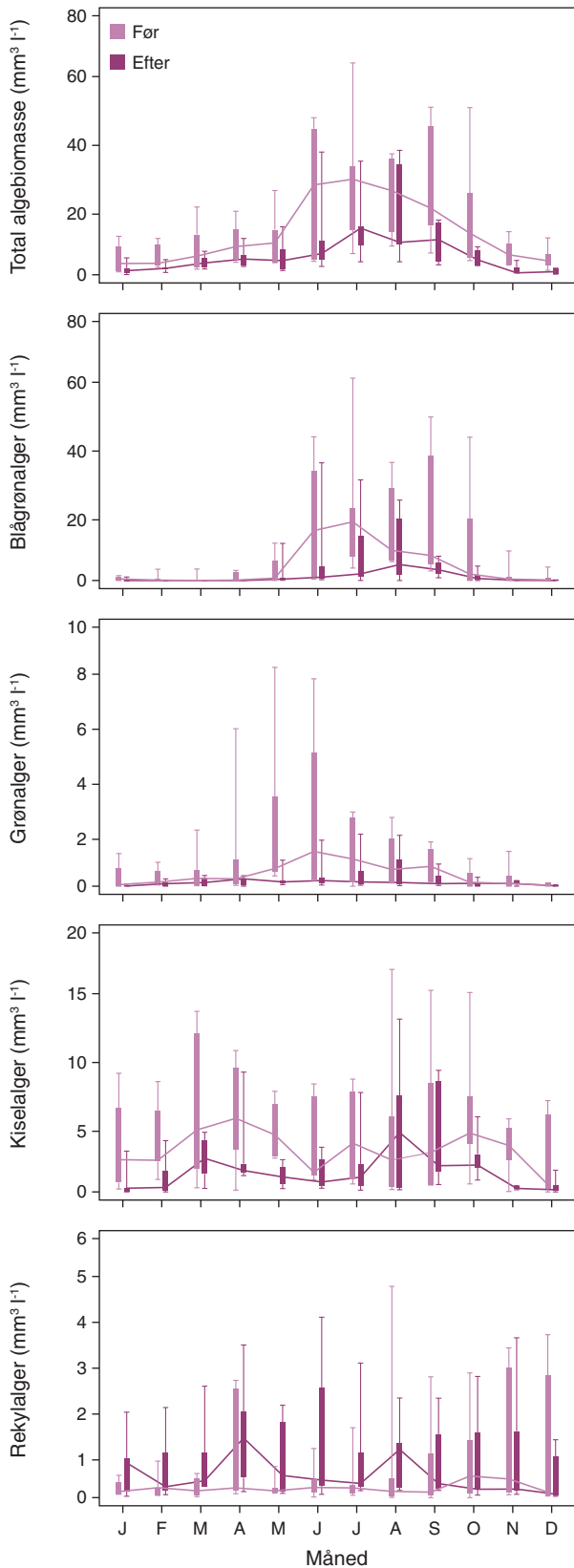
Det er specielt interessant, at blågrønalgerne reduceres markant i årene efter indgrebet. Det kan skyldes øget græsning fra det nu større dyreplankton. Det er



Figur 4.19 Sæsonmæssige ændringer i søer med TP < 0,2 mg P l⁻¹ (venstre kolonne) og med TP > 0,2 mg P l⁻¹ (højre kolonne): absolutte værdier. Før = før indgrebets start, Efter = 1-5 år efter indgrebets start (n=5).



Figur 4.20 Den sæsonmæssige variation i indholdet af totalfosfor i Væng Sø og Arreskov Sø under den klarvandede fase (lyse bokse, omfatter i Væng Sø årene 1989-1995 og i Arreskov Sø årene 1996-1998), og efter at søerne igen blev uklare (mørke bokse, omfatter i Væng Sø årene 1997-2004 og i Arreskov Sø årene 1999-2001).



Figur 4.21 Sæsonmæssig variation for den totale planteplanktonbiomasse samt biomassen af blågrønalger, grønalger, kiselalger og rekytalger 1-3 år før (Før) og 1-5 år efter (Efter) opfiskningen. Der indgår data fra i alt 5 søer.

Tabel 4.1 Resumé af resultater opnået ved opfiskning.

Område	Effekter
Vandkemi	<ul style="list-style-type: none">– Markante effekter. Klorofyl, totalfosfor, totalkvælstof og suspenderet stof reduceres til 50-70% af før indgrebet. Størst effekt ses på suspenderet stof. Efter 8-10 år ses tilbagefald for flere variable.– "Overlevelsesanalyser" viser størst sandsynlighed for lang varighed af indgreb på sigtdybden og indholdet af suspenderet stof og kortest varighed på koncentrationen af klorofyl <i>a</i>. Dette er formodentlig koblet til opfiskningernes forskellige effektivitet over for henholdsvis brasen og skalle, og hvor hurtigt bestanden genetableres. Efter 10 år er sandsynligheden for en effekt på sigtdybde og suspenderet stof over 90% og for klorofyl <i>a</i> omkring 50%.– I søer med mindre end 200 kg fisk fjernet per ha er effekten på vandkvaliteten ringe.– Sæsonmæssigt ses de største effekter i forårssommerperioden i søer med TP over 0,2 mg P l⁻¹.– Ved tilbagefald fra en klarvandet til en uklar tilstand er der eksempler på, at den interne fosforbelastning om sommeren igen øges.
Planteplankton	<ul style="list-style-type: none">– Den totale algebiomasse reduceres generelt.– Blågrønalgandelen reduceres markant.– Andelen af rekylalger øges markant.– Øvrige klasser viser kun ringe ændringer i den relative andel.– Sæsonmæssigt reduceres den totale algebiomasse hele året. Grøn- og blågrønalgernes biomasse reduceres om sommeren, kiselalger specielt om foråret, mens rekylalgerne øges specielt om sommeren.
Dyreplankton	<ul style="list-style-type: none">– Kun få ændringer i dominerende grupper.– Tendens til flere store dafnier og færre af de små cladoceer i de første år efter indgreb, men senere tilbagefald.– Dyreplankton:planteplankton ratio øges, men viser også tilbagefald.
Fisk	<ul style="list-style-type: none">– Biomasse uændret, men skift mod større rovfiskeandel, hovedsagelig pga. flere aborrer, dog med tilbagefald på længere sigt.– Biomassen af brasen reduceres og forbliver lavere.– Biomassen af skalle reduceres, men øges igen i mange søer efter en årrække.

ellers tit hævdet, at de større cladoceer ikke trives, når blågrønalger er til stede (ikke spiselige og kan være giftige), men opfiskningsresultaterne viser klart, at det ikke er tilfældet, når prædationstrykket fra fisk mindskes markant. Blågrønalger er langsomt voksende, mens rekylalgerne, som får stor betydning efter fiskeindgrebet, er hurtigt voksende og derfor bedre tåler et højt prædationstryk fra dyreplankton. Også mindsket ophvirvling af bundmateriale og dermed næringsstoffer kan spille ind, da en reduktion i blågrønalgernes biomasse også er set i finske undersøgelser uden en samtidig stor ændring i græsningstrykket fra dyreplankton (*Hansson et al., 1998*).

4.8 Resumé af resultater fra opfiskning

Som beskrevet i dette kapitel kan opfiskningen af planktivore og bentivore fisk skabe en række effekter, der gennemgående er med til at forbedre vandkvaliteten i søerne. De vigtigste effekter er opsummeret i tabel 4.1 Mere gennemgående konklusioner og anbefalinger er omtalt i afsnit 7.



Opfiskning af fredfisk i Engelsholm Sø. Foto: Simon Grünfeld.

[Tom side]

5

Effekter af andre metoder end opfiskning

Isdannelse ved ilttank ved Torup Sø. Foto: Martin Søndergaard.



Andre restaureringsmetoder end opfiskning omfatter en række metoder: i) udsætning af geddeyngel, hvor resultaterne har været beskedne, ii) iltning af bundvand, der mindsker ophobningen af næringsstoffer i bundvandet og må gennemføres over mange år for at fastholde effekter, og iii) tilsætning af aluminium, der giver markante effekter, men hvor langtidseffekterne endnu er usikre. Dertil kommer en række andre metoder, som kun har været anvendt i få søer og ofte i lille skala.

5.1 Udsætning af gedder

Grundtanken bag brugen af gedder i sørestauration er, at gedder, selv som meget spæd yngel, er glubske rovfisk. Ved at udsætte små gedder i meget stor tæthed kan man derfor medvirke til at nedbringe mængden af yngel fra de planktonædende karpfisk (f.eks. skalle, brasen og flire) i søerne og dermed via et øget græsningstryk fra dyreplankton indirekte forøge vandets klarhed. Udsætninger sker således under antagelse af, at store tætheder af årsyngel af karpfisk medfører en lav tæthed af dyreplankton i løbet af sommeren (se f.eks. Cryer m.fl., 1986; Townsend & Perrow, 1989; Mehner & Thiel, 1999).

De udsatte gedder forventes altså at medføre, at tætheden af karpfiskenes yngel reduceres, og at vandet herigennem bliver mere klart (se f.eks. Berg m.fl., 1997; Søndergård m.fl., 1997). For samtidig at få en mere gennemgribende reduktion af bestandene af karpfisk har det samtidig været praksis at gentage udsætningerne flere år i træk, idet de voksne karpfisk lever længe og dermed bevarer et stort gydepotentiale i en årrække, efter at reduktion af yngeltæthed er indledt.

Geddeudsætninger er ofte blevet brugt sammen med massive opfiskninger af karpfisk, idet de to metoder med fordel kan supplere hinanden. Opfiskningerne er rettet mod de ældre karpfisk, mens geddeudsætningerne er rettet mod karpfiskenes yngel. Det er nemlig rapporteret, at tætheden af karpfiskenes yngel stiger markant i årene efter opfiskning af ældre fisk (f.eks. Romare & Bergman, 1999), fordi deres vækst og derigennem overlevelse øges, når fødekonkurrencen fra de ældre (og nu opfiskede) karpfisk mindskes. Det har dog ikke været ualmindeligt, at geddeudsætninger er blevet brugt som eneste værktøj i et restaureringsprojekt, og under sådanne forhold er det ideen, at en flerårig udsætning af geddeyngel vil medføre, at vandet bliver mere klart i de år, udsætningerne finder sted. Klart vand i en årrække muliggør indvandring af vandplanter og derigennem en blivende ændring af fiskesammensætningen i søen. Begge disse forhold vil øge chancerne for, at søen forbliver klarvand, når geddeudsætningerne ophører.

Fra 1993 og frem til 2004 er der årligt udsat mellem 146.000 (1993) og 843.000 (1997) stykker geddeyngel, finansieret af fiskeplejemidlerne (Skov m.fl., 2006a), som i hele perioden har været den største økonomiske bidragsyder til disse udsætninger (Jacobsen m.fl., 2004). Hertil skal lægges et mindre antal udsætninger betalt af amter eller kommuner.

Effektvurdering af geddeudsætning i 47 søer

Danmarks Fiskeriundersøgelser (DFU) har evalueret effekten af udsætninger af geddeyngel i Danmark, således som den er foregået i de sidste 10-15 år (Skov m.fl., 2006a, tabel 5.1). En del af evalueringen er baseret på data fra daværende amter og kommuners tilsyn og overvågning af en række danske søer, som DFU har samlet og foretaget en tværgående analyse på. Det indsamlede datamateriale stammer fra amtslige eller kommunale tilstandsrapporter over søer, hvor geddeudsætninger har

fundet sted, eller fra amter/kommuners rådata for søers vandkvalitet både før, under og efter udsætninger af gedde. Søer, hvor udsætningerne blev indledt efter 2002, er ikke inkluderet i evalueringen.

Ud fra de indsamlede data blev det for 47 søer blandt andet forsøgt at besvare følgende spørgsmål:

- er der i perioden omkring udsætningerne sket en tydelig forbedring i søens vandkvalitet, målt som en generel forbedring af søens sigtddybde eller en generel reduktion i klorofyl *a* indhold? og
- er der noget, der peger på, at en eventuel forbedring af søens vandkvalitet skyldes, at udsatte gedder har reduceret rekrutteringen af fredfiskeyngel?

Konklusionen fra disse svar var, at det er svært at finde klare eksempler på, at udsætning af geddeyngel har ført til en forbedring af vandmiljøet. Kun i fem af de 47 søer bidrog gedderne muligvis til en forbedret vandkvalitet (tabel 5.1), men beviserne herfor er ikke helt entydige.

I Hals Sø bidrog geddeynglen muligvis til en betydelig reduktion i mængden af hundestjler, hvilket kan have resulteret i en forbedret sigtddybde. I Lyngsø, Kastelgraven og Oldenor er det muligt, men kun direkte dokumenteret i Lyngsø, at geddeudsætningerne havde en positiv effekt på søernes vandkvalitet gennem reduktion af karpfiskeynglen. Fælles for disse fire søer er, at der ikke var gedder i søen, før udsætningerne blev indledt.

Den femte sø er Hvidkilde Sø på Fyn. Her blev der fra 1996 og frem til og med 2001 udsat gedder, og i årene efter at udsætningerne stoppede, blev der observeret usædvanligt store årgange af skallelyngel. Om end det er et indirekte bevis, så kunne disse observationer forklares med, at tætheden af skallelynglen blev holdt nede, så længe der blev udsat gedder. Dog er det uvist, hvorvidt denne reduktion af skallelynglen var tilstrækkelig til at spille en rolle i den forbedrede miljøtilstand, som Hvidkilde Sø opnåede i årene efter restaureringstiltagene.

I ni af de 47 søer medførte kombinationen af geddeudsætning og andre miljøfremmende tiltag en forbedring i vandkvaliteten, men det var ikke muligt at skelne geddeynglens specifikke effekt (angivet som vides ikke i tabel 5.1). I de resterende 33 af de 47 evaluerede søer (70%) bidrog de udsatte gedder sandsynligvis ikke til en forbedret vandkvalitet (tabel 5.1). I 19 af disse 33 søer kunne der således ikke konstateres en forbedring i vandkvaliteten i tiden under og efter udsætningerne. I de resterende 14 søer sås en forbedring i vandkvaliteten, men af forskellige konkrete årsager (f.eks. en lav udsætningstæthed, en observeret stor dødelighed af det udsatte geddeyngel) er det næppe sandsynligt, at de udsatte gedder har spillet en afgørende rolle for den forbedrede vandkvalitet (Skov m.fl., 2006a).

I langt de fleste af de 47 søer, som indgår i DFU's undersøgelse, var fosforniveauet generelt for højt til, at de evt. positive opnåede effekter kunne forventes at være blivende (se tabel 5.1). I forlængelse heraf er

Table 5.1 Oversigt over størrelse, udvikling i vandkvalitet (sigtdybde/klorofyl *a* indhold), udsætningstæthed, næringstilstand i årene, hvor udsætningerne foregik, hvorvidt der ud over geddeudsætningerne også blev lavet opfiskninger af voksne fredfisk samt DFU's vurdering af, hvorvidt de udsatte gedder havde en effekt på karpefiskenes yngel i 47 søer (efter Skov m.fl., 2006a).

Sø	Størrelse (ha)	Total P (mg l ⁻¹)	Opfiskning	Vandkvalitet forbedret	Udsætningstæthed (ha ⁻¹)	Tilstrækkelig reducerende effekt på karpefiskeynglen
Bastrup Sø	32	0,040-0,060	ja	ja	1.563	Vides ikke
Arreskov Sø	317	0,062-0,138	ja	ja	47-158	Vides ikke
Dallund Sø	15	0,088-0,108	ja	ja	1.500	Vides ikke
Søbo Sø	21	0,054-0,098	ja	ja	1.000-1.500	Vides ikke
Hvidkilde Sø	64	0,079-0,369	ja	ja	763-953	Muligvis
Søndersø (København)	134	0,060	ja	nej	223-522	Sandsynligvis ikke
Tueholm Sø	18	0,120-0,150	ja	ja	1.111	Vides ikke
Kastelgraven	–	–	nej	ja	–	Muligvis
Skt. Jørgens Sø, Syd	6,6	0,080	ja	ja	1.591	Sandsynligvis ikke
Skt. Jørgens Sø, Nord	6,1	0,150	ja	ja	738-1.639	Sandsynligvis ikke
Peblinge Sø	10,4	0,175	ja	ja	1.486	Sandsynligvis ikke
Sortedams Sø, Syd	9,2	0,210	ja	ja	1.500	Sandsynligvis ikke
Sortedams Sø, Nord	14,4	0,150	ja	ja	739-1.500	Sandsynligvis ikke
Skærsø	16	0,060-0,110	ja	nej	2.500-3.125	Sandsynligvis ikke
Borbjerg Møllesø	13	0,100-0,150	ja	ja	1.538	Vides ikke
Gødstrup Sø	44	0,360	ja	nej	909-1.136	Sandsynligvis ikke
Borup Sø	9	0,100-0,175	ja	ja	2.222-3.000	Sandsynligvis ikke
Dalby Sø	15	0,200	ja	nej	1.333	Sandsynligvis ikke
Maribo Sø	852	0,049-0,119	ja	ja	65-235	Sandsynligvis ikke
Huno Sø	6	0,100-0,200	nej	nej	1.500	Sandsynligvis ikke
Sakskøbing Sø	1,2	0,100-0,200	nej	ja	1.500	Vides ikke
Listrup Lyng	2	0,250-0,300	nej	nej	2.100	Sandsynligvis ikke
Hulemose	6,5	0,500	nej	nej	1.538	Sandsynligvis ikke
Glumsø Sø	25	0,250-0,320	nej	nej	1.500	Sandsynligvis ikke
Store Geddesø	2,4	0,090-0,100	nej	nej	1.625	Sandsynligvis ikke
Hejrede Sø	51	0,073-0,150	ja	ja	1.186	Sandsynligvis ikke
Gjorslev Møllesø	23	0,150-0,200	nej	nej	1.500	Sandsynligvis ikke
Liselund 2	0,3	0,150-0,200	nej	nej	1.667	Sandsynligvis ikke
Liselund 5	1,5	0,090-0,110	nej	nej	1.533-1.667	Sandsynligvis ikke
Vedbøl Sø	15	0,150	ja	nej	1.000	Sandsynligvis ikke
Haderslev Dam	285	0,200-0,300	ja	nej	52-175	Sandsynligvis ikke
Oldenor	35	0,130-0,220	nej	ja	1.714	Muligvis
Kolding Slotssø	13	–	ja	ja	1.538	Vides ikke
Torup Sø	19,5	0,088-0,100	nej	nej	1.461	Sandsynligvis ikke
Sorø Sø	214	0,080-0,100	nej	ja	47-235	Sandsynligvis ikke
Pedersborg Sø	16	0,070-0,100	nej	nej	1.563	Sandsynligvis ikke
Skarresø	194	0,150	(ja)	nej	258	Sandsynligvis ikke
Klejtrup Sø	132	0,060-0,130	ja	nej	208-417	Sandsynligvis ikke
Viborg Sø	146	0,100-0,150	ja	nej	411-514	Sandsynligvis ikke
Lyngsø	15	0,250-0,550	nej	ja	500-3.600	Ja
Udbyover Sø	18	0,200-0,400	nej	ja	833-1.111	Sandsynligvis ikke
Ramten Sø	29	0,100-0,110	ja	ja	931-1.000	Sandsynligvis ikke
Lading Sø	56	0,200	ja	ja	893	Sandsynligvis ikke
Tillerup Sø	7,5	0,110	ja	nej	1.000-3.200	Sandsynligvis ikke
Vallum Sø	18	0,100-0,150	ja	ja	556-1.000	Sandsynligvis ikke
Stubbe sø	404	0,067-0,082	ja	ja	124-248	Vides ikke
Hals Sø	42	0,320	nej	ja	952	Muligvis



Geddeyngel til udsætning. Foto: Søren Berg.

det en mulighed, at fosforniveauerne i nogle af de undersøgte søer har været for høje til, at en eventuel betydelig reduktion af karpeskeynglen vil medføre en forbedring i søernes vandkvalitet, således som det diskuteres ovenfor, og at effekten af geddeudsætningerne derfor underestimeres. Udsætningerne i Lyngsø (Berg *m.fl.*, 1997) taler dog imod dette argument. I Lyngsø var det nemlig muligt at afspejle en effekt af geddeudsætninger i søens vandkvalitet på trods af et fosforniveau langt over de 0,050-0,100 mg P l⁻¹, hvilket støtter validiteten af de data, som præsenteres i DFU's undersøgelse (Skov *m.fl.*, 2006a).

Udsætningsforsøg

I en anden undersøgelse, som blev udført i forbindelse med evalueringen (Skov *m.fl.*, 2006a), fulgte DFU mere detaljeret udsætningen af geddeyngel i otte søer. Fiske-sammensætningen, vandmiljøet generelt og især de faktorer, der påvirker overlevelse og vækst hos geddeyngel, blev undersøgt.

Undersøgelsen viste, at den udsatte geddeyngel havde en gennemsnitlig overlevelse efter de første 4-6 uger på ca. 16% og senere på sæsonen (juli/august) en overlevelse på bare 4%. Rapporten peger blandt andet på prædation fra ældre gedder eller aborrer som en mulig forklaring på den dårlige overlevelse af geddeynglen. Undersøgelserne i de otte søer viste også, at geddeynglen i de første uger efter udsætningen kun sjældent havde spist fiskeyngel. Dette forhold var overraskende og satte spørgsmålstegn ved en af grundtankerne bag brugen af geddeudsætninger i sørestaurering, nemlig at de små gedder er glubske rovfisk lige fra udsætningsstidspunktet. De fleste gedder blev således først rovfisk midt på sommeren, når de var ca. 10 cm lange, og havde derfor en mindre reducerende effekt på karpeskeynglen end forventet (Skov *m.fl.*, 2006a).

Observationerne fra udsætningsforsøgene gav oplysninger om karpeskeynglens vækst, geddeynglens vækst, geddeynglens overlevelse samt oplysninger om, hvor ofte geddeynglen spiste fiskeyngel. Disse data blev via en konsumptionsmodel brugt til at udregne hvor

mange karpeskeyngel, geddeynglen fra en typisk udsætning kan forventes at spise. I tråd med analysen af de 47 søer pegede konsumptionsmodellen på, at udsætning af geddeyngel, i den form som den i en årrække er foregået i Danmark, kun sjældent vil medføre en betydelig reduktion af karpeskeynglen. Modellen illustrerede blandt andet vigtigheden af at udsætte gedderne på det helt rigtige tidspunkt på året, dvs. lige omkring tidspunktet, hvor de fleste karpeskeyngel klækker, men samtidig inden søens naturlige gedder bliver så store, at de kan æde udsatte gedder.

Modellen pegede også på, at man kan forvente en større effekt ved at udsætte større geddeyngel. Ved de hidtidige udsætninger har størrelsen af de udsatte gedder sjældent været over 30 mm, men ved at øge udsætningsstørrelsen til f.eks. 50 mm vil en udsætning ifølge modellen resultere i en betydelig øget reduktion af karpeskeynglen. Hvorvidt den forøgede konsumtion er tilstrækkelig til, at den kan medføre en forbedring af vandkvaliteten, vil i høj grad afhænge af søens produktion af karpeskeyngel. I den forbindelse findes der i dag for lidt konkret viden om, hvor stor rekrutteringen af karpeskeyngel er i danske søer. Dette gør det svært at forudsige, hvorvidt det udsatte geddeyngel rent faktisk vil være i stand til at æde den nødvendige mængde karpeskeyngel og dermed reducere karpeskeynglens græsning på dyreplankton tilstrækkeligt (Skov *m.fl.*, 2006a).

Konklusioner og fremtidens geddeudsætninger

DFU har i 2006 anbefalet, at udsætninger af geddeyngel med det formål at reducere mængden af karpeskeyngel og derigennem forbedre søernes vandkvalitet indstilles. Dette er dels sket på baggrund af, at kun ganske få udsætninger har haft en dokumenteret positiv effekt, samt dels på baggrund af de udførte udsætningsforsøg og den heraf afledte konsumptionsmodel, som peger på, at geddernes konsumtion af karpeskeynglen kun sjældent er tilstrækkelig til at reducere tætheden af karpeskeyngel.

DFU ser det som en mulighed, at udsætninger af gedder kan genoptages, såfremt der i den enkelte sø først indsamles viden om søens fiske-sammensætning, herunder specielt geddernes og karpeskeynglens rekrutteringsmønstre og -antal. Det vil gøre det muligt først og fremmest at vurdere, om udsætningen kan have en effekt. Herefter vil det være muligt at optimere udsætningsstidspunktet og dermed forbedre chancerne for en effektiv geddeudsætning. Det bør også afprøves, om udsætning af større geddeyngel vil øge prædationen på karpeskeynglen tilstrækkeligt, som forudsagt i konsumptionsmodellen. Nye udsætninger bør naturligvis i første omgang udføres på forsøgsbasis.

Udsætninger af geddeyngel i nydannede søer uden større til- og afløb kan være et fornuftigt tiltag, som understøtter en god miljøtilstand. Sådanne udsætninger kan fremskynde, at der opbygges en balanceret fiskebestand med tilstrækkelig dominans af selvreproducerende rovfisk (Skov *m.fl.*, 2006a). På den måde kan det fra starten modvirkes, at nydannede søer ender i en ubalance domineret af fredfisk og uklart vand.

5.2 Iltning af bundvand

Iltning af bundvand har kun været anvendt i 6 søer i Danmark, og det begrænser mulighederne for at foretage egentlige generelle tværgående analyser og sammenligninger. Iltningen er på nær et tilfælde foretaget ved at tilføre ren ilt via diffusorer udlagt på et eller flere dybe steder i søen. I eksemplerne i del II findes der detaljerede beskrivelser af iltningen og dens effekter i Hald Sø, Furesøen, Torup Sø og Vedsted Sø.

Det ældste iltningsprojekt blev startet i sommeren 1985 i Hald Sø ved Viborg, og søen er siden da blevet iltet i hypolimnion hver sommer på nær i 1998 og 2006. Siden iltningens start er søens tilstand markant forbedret. Totalfosforkoncentrationen er faldet fra 0,15 mg l⁻¹ i 1984 til 0,019 mg l⁻¹ i 2006 (sommerrmiddel), og sigtddybden er i samme periode øget fra 2-3 m til knap 5 m. Samtidig med iltningen blev den eksterne fosforbelastning via især dambrug dog også reduceret betydeligt, så iltningens direkte effekter på vandkvaliteten kan ikke afgøres.

Iltning af Vedsted Sø og Viborg Nørresø begyndte i midten af 1990'erne, og også her er der god mulighed for at vurdere langtidseffekterne. I Vedsted Sø var der de første år efter iltningens start øget sigtddybde og reduceret klorofylindhold, men på længere sigt har der ikke været nogen entydig effekt af iltningen. Effekterne af iltning på vandkvaliteten i Viborg Nørresø har været begrænsede, formentlig fordi den eksterne fosforbelastning stadigvæk er relativ høj (se også Johansson m.fl., 2006). I Tjele Langsø blev der iltet på forsøgsbasis i 2002-2003, men iltningen gav ingen tydelig effekt (Projekttrapport, Aalborg Universitet, 2004).

I Torup Sø blev der først anvendt samme metode som i de øvrige søer, men på grund af problemer med opblanding er der de seneste år anvendt en teknik, hvor bundvandet pumpes op og iltes på land, før det ledes tilbage til bundvandet igen (se også del II).

I Furesøen begyndte iltningsprojektet samtidig med opfiskningen af i alt ca. 200 ton skidtfisk, så det er vanskeligt at adskille effekten af de to indgrebstyper på tilstanden i overfladevandet. Iltningen medførte et markant forbedret iltindhold under springlaget og også et markant mindsket indhold af fosfor, men der er endnu ikke sket mærkbare ændringer i overfladevandets totalfosforindhold (figur 5.1, del II).

En parallel til iltningsmetoden har været anvendt i Kollelev Mose. Her blev der i forbindelse med jernbehandling etableret et "beluftningsanlæg", hvor der blev udsendt luftbobler fra slanger i bunden af søen. Boblerne blev ikke opløst, men forøgede cirkulationen i vandet, så det iltfrie bundvand løbende blev udskiftet med vand fra overfladen. Beluftningen gav forbedrede iltforhold ved bunden og en forøget omsætning af sedimentets organiske stof, men iltindholdet i overfladevandet forblev dårligt.

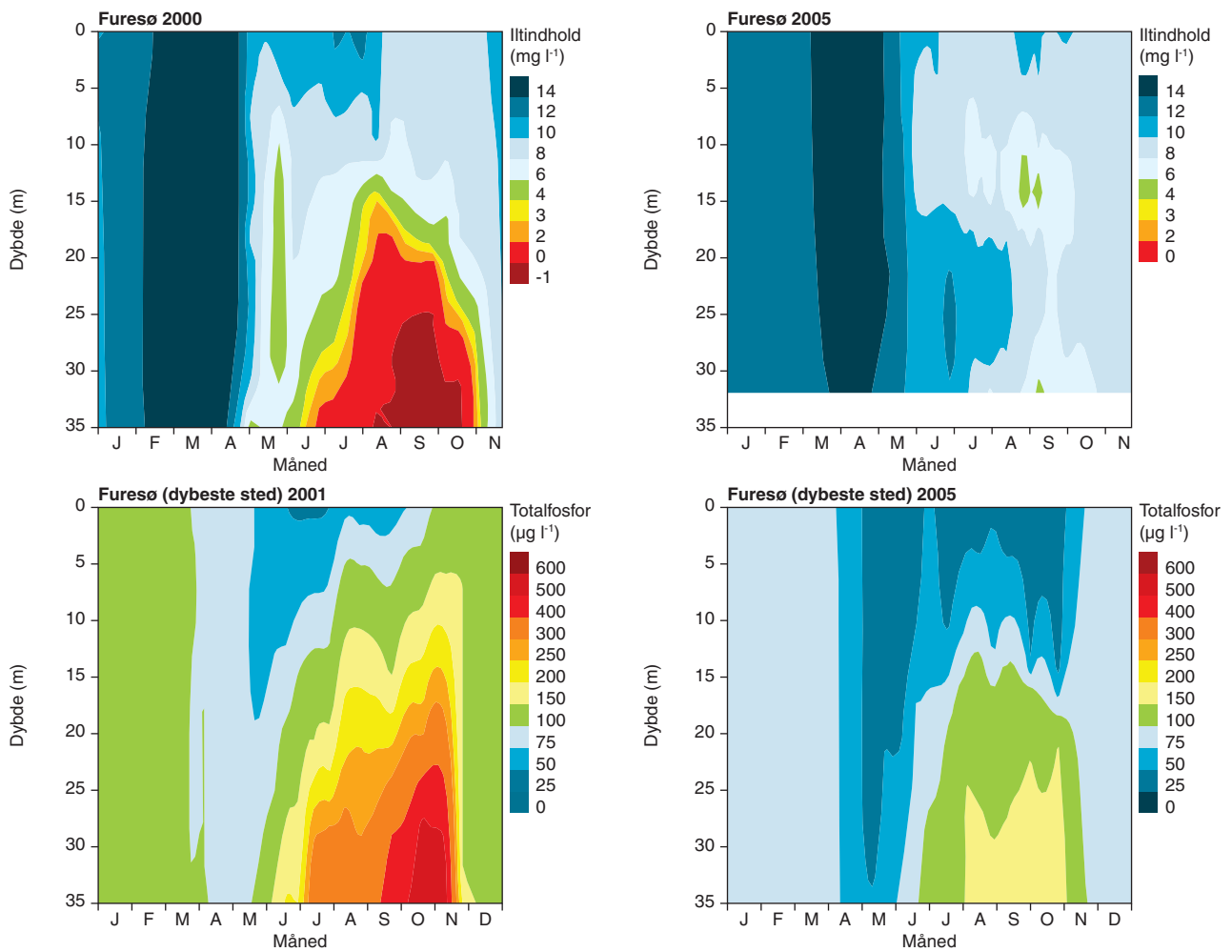
Effekter på iltindhold og temperatur

I Furesøen var der meget markante effekter af iltningen på bundvandets indhold af ilt (figur 5.1). Før iltningen var koncentrationen af ilt under 2 mg O₂ l⁻¹ i bundvandet store dele af sommeren, men under iltningen sås sjældent koncentrationer under 6 mg O₂ l⁻¹. Den oprindelige ilt dosering til Furesøen blev endda nedjusteret, fordi mængden af organisk stof ophobet på søbunden var mindre end forventet, og der blev nået koncentrationer på helt op til 10 mg O₂ l⁻¹ i bundvandet. Under iltningen blev de laveste iltkoncentrationer i Furesøen fundet på dybder lige over springlaget som følge af ophobningen af let omsætteligt organisk stof dér. Dette gav endda anledning til udvikling af store områder med "liglagen" i sommeren 2006 (se del II).

I de fire andre søer, hvor der vises resultater fra i det følgende, havde iltningen ingen eller kun mindre effekter på bundvandets indhold af ilt (figur 5.2). I Hald Sø sås et forøget iltindhold i juni-juli, men ellers



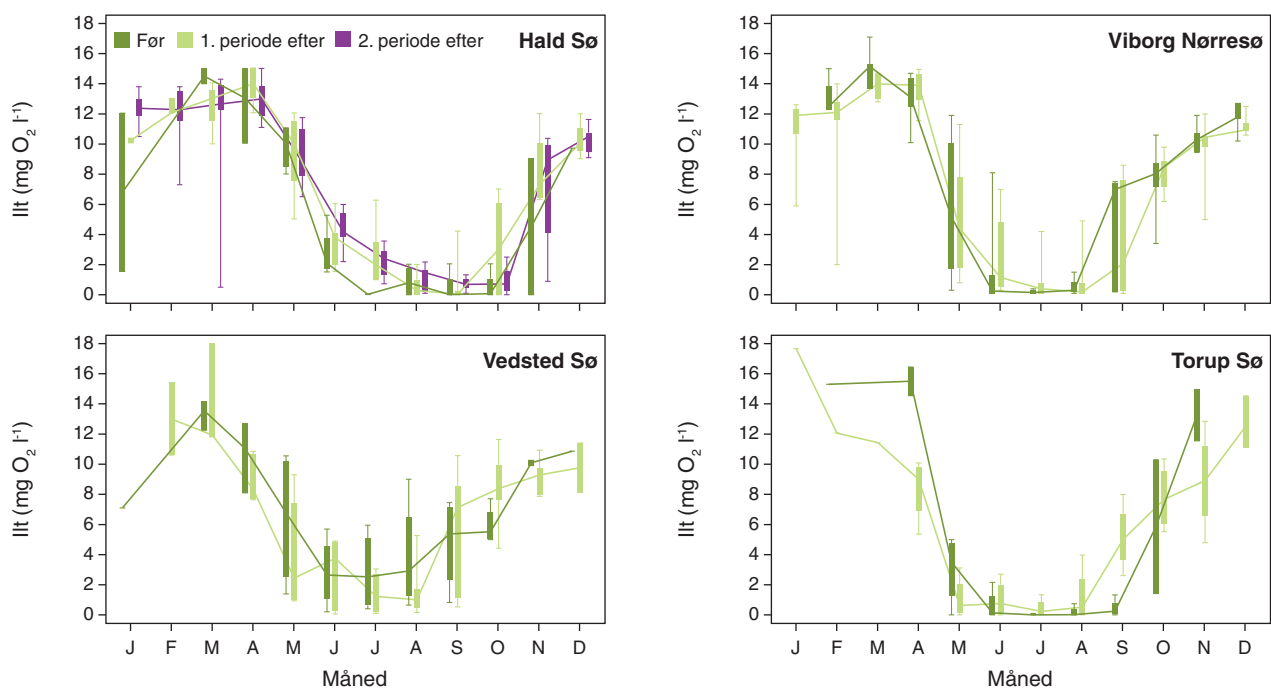
Demonstration af iltslanger og manifold ved Furesøen. Foto: Peer Skaarup.



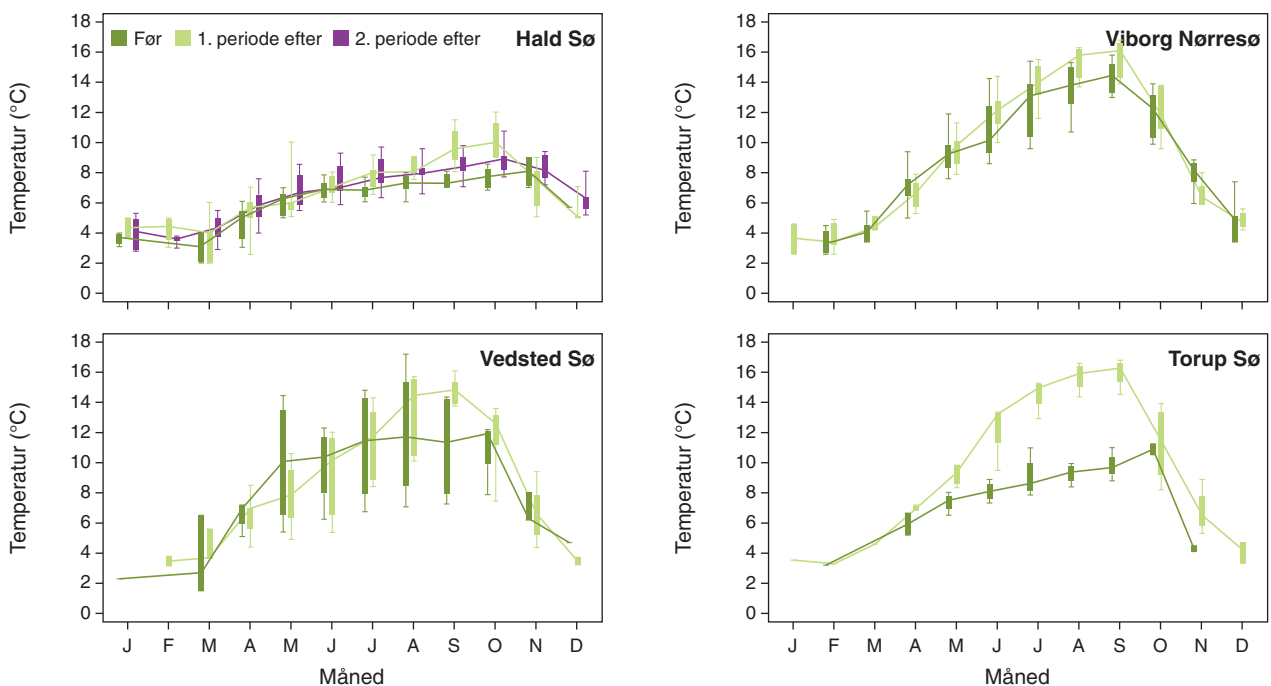
Figur 5.1 Iltindhold og totalfosforindhold i Furesøen på det dybeste sted før (2000/2001) og under iltning (2005). Fra del II.



Ilttank og landbaseret iltningkegle anvendt til iltning af Torup Sø i 2004-2006. Foto: Martin Søndergaard.



Figur 5.2 Sæsonudviklingen i bundvandets iltindhold før og under iltningen i Hald Sø (dybder > 25 m), Viborg Nørresø (dybder > 10 m), Vedsted Sø (dybder > 9 m) og Torup Sø (dybder > 7 m). Før iltning er i Hald Sø årene 1980-1984 (mørkegrønne bokse), mens første iltningsperiode er 1986-1994 (lysegrønne bokse) og anden iltningsperiode 1995-97 + 1999-2004 (lilla bokse). I første iltningsperiode blev der iltet med 8 diffusorer, mens der i anden iltningsperiode kun blev iltet med 4. Målingerne af bundvandet er dog alle fra det dybeste sted, hvor der i hele perioden blev iltet. I Viborg Nørresø er før iltning 1990-1995 (mørkegrønne bokse) og under iltning 1996-1998 + 2001-2006 (lysegrønne bokse). I Vedsted Sø er før iltning 1988-1990 + 1994 (mørkegrønne bokse) og iltning 1995-2001 + 2005 (lysegrønne bokse). For de kemiske variable er der dog kun før data fra 1990 og 1994. I Torup Sø er før iltning 1998-2001 (mørkegrønne bokse) og iltning 2002-2005 (lysegrønne bokse).



Figur 5.3 Sæsonudviklingen i bundvandets temperatur før og under iltningen i Hald Sø, Viborg Nørresø, Vedsted Sø og Torup Sø. For nærmere detaljer se også figur 5.2.

var der ikke effekter på indholdet af ilt. Dette er ikke et ukendt fænomen i næringsrige lagdelte søer, hvor der er en stor letomsættelig organisk pulje i sedimentet. Tilførsel af ilt fører her til øget omsætningshastighed, og den tilførte ilt forbruges stort set lige så hurtigt, som den tilføres.

Temperaturen i bundvandet blev påvirket i forskellig grad i de fire søer (figur 5.3). I den dybe Hald Sø var der en tendens til øget temperatur sidst på sommeren under iltningen, men ellers kun små ændringer. I de tre øvrige søer var der derimod gennem det meste af sommeren en højere temperatur under iltningen.

Mest markant var temperaturstigningen i Torup Sø, hvor mediantemperaturen i bundvandet gennem sommeren blev øget med 4-6 °C. Den store effekt i Torup Sø skal ses i forhold til, at springlaget blev mere eller mindre brudt i nogle af iltningens årene, samt at den anden metodik, hvor bundvandet iltes på land, før det føres tilbage, også kan føre til en højere temperaturforøgelse (foto og se del II). En højere temperatur i bundvandet kan påvirke stabiliteten af springlaget og dermed også udvekslingen med overfladevandet. Højere temperatur i bundvandet kan også føre til en højere mineraliseringsrate i sedimentet og dermed et større forbrug af oxiderende stoffer.

Effekter på næringsstoffer

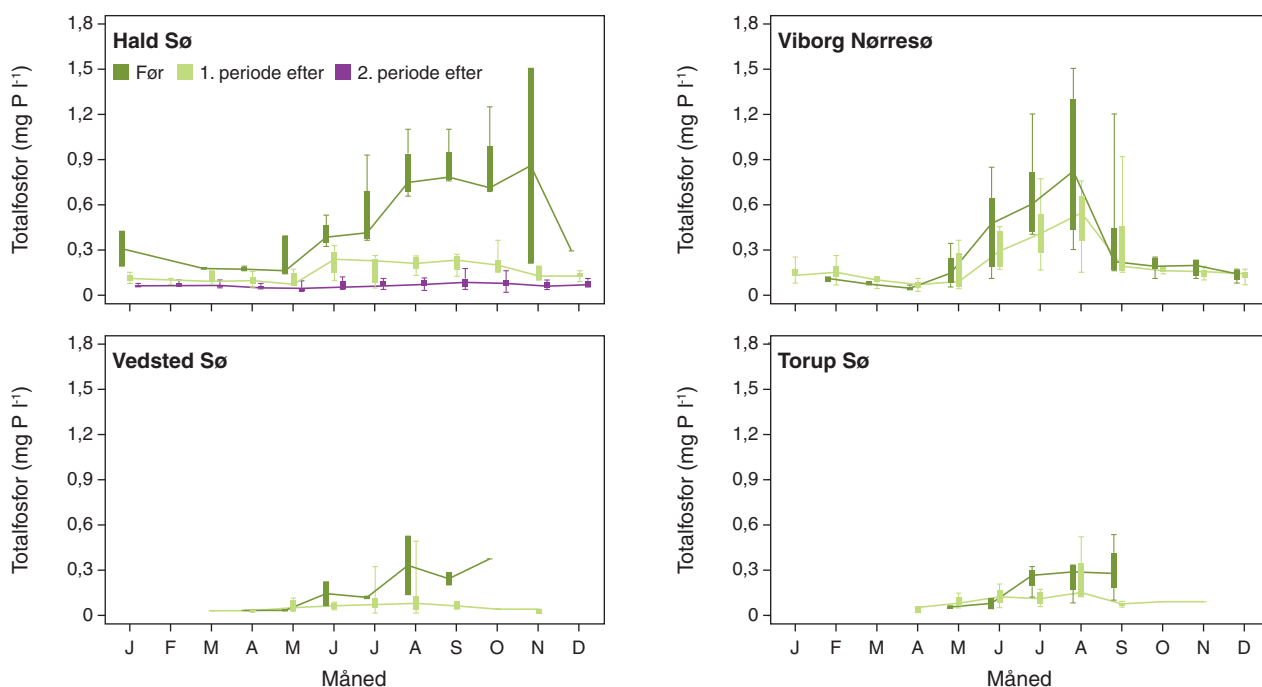
Ligesom i Furesøen førte iltningen til en betydelig mindre ophobning af fosfor i bundvandet i de fire søer (figur 5.4). Mest markant var effekten i Hald Sø, hvor fosforkoncentrationen blev reduceret fra et niveau omkring 0,8 mg P l⁻¹ før iltningen til omkring 0,2 mg P l⁻¹ i den første periode efter iltningen, men også i de tre

andre søer var ophobningen af fosfor mindre fra sommerens og lagdelingens start.

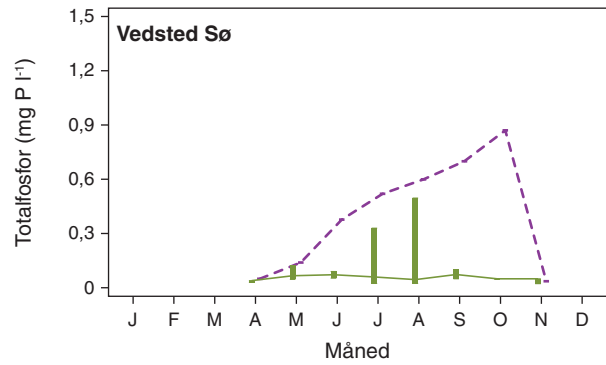
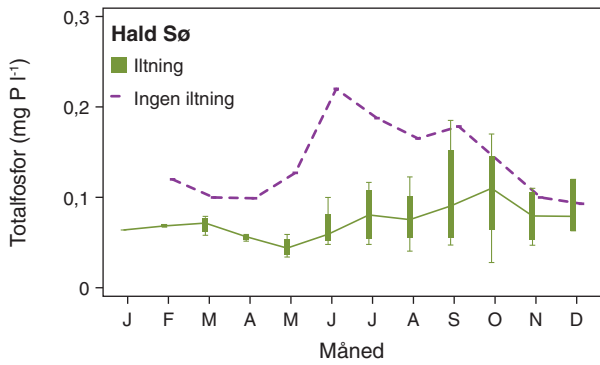
I Hald Sø ser der ud til at være en effekt af de to typer iltning, hvor den største effekt på indholdet af totalfosfor ses ved iltningen gennemført i 2. periode, dvs. fra 1995 til 2004, da der kun blev iltet med 4 diffusorer. At effekten her var størst skyldes dog sandsynligvis, at næringsstoffophobningen gennem tiden reduceres, når produktionen i søoverfladen bliver mindre, og sedimentationen af organisk materiale til søbunden mindskes. Ændringer fra første til anden iltningensperiode kan derfor også være et udtryk for, at puljen af letomsætteligt organisk materiale i sedimentet efterhånden er omsat.

I både Hald Sø og Vedsted Sø har der været år, hvor der ikke har været iltet. Her viser målinger af fosforindholdet i bundvandet, at den interne belastning med fosfor igen øges, når iltningen ophører (figur 5.5). I Hald Sø fordobles koncentrationen, mens forøgelsen var endnu større i Vedsted Sø. Disse resultater illustrerer klart virkningen af iltningen på ophobningen af fosfor, men også, at der ved ophør af iltning er risiko for, at ophobningen af fosfor i bundvandet igen tiltager. Den forøgede ophobning i Hald Sø var dog ikke lige så stor, som før iltningen startede, og indikerer, at iltningen også har mere vedvarende effekter, men dette kan også hænge sammen med den mindskede fosforbelastning af søen, der er sket i samme periode.

Indholdet af totalkvælstof i bundvandet blev også reduceret i forbindelse med iltningen, men ikke så markant som for fosfor (figur 5.6). I bundvandet sker der normalt en betydelig opbygning af ammonium i løbet af sommeren (se f.eks. Johansson m.fl., 2006), så størstedelen af den øgning, der ses i sommerindholdet af



Figur 5.4 Sæsonudviklingen i bundvandets indhold af totalfosfor før og under iltningen i Hald Sø, Viborg Nørresø, Vedsted Sø og Torup Sø. For nærmere detaljer se også figur 5.2.



Figur 5.5 Effekten på bundvandets indhold af totalfosfor ved ophør af iltning i Hald Sø (dybder > 25 m) og Vedsted Sø (dybder > 9 m). Iltningsår for Hald Sø er 1996-1997 + 1999-2000 og uden iltning (linjen) 1998. For Vedsted omfatter iltningsår 2000-2001 + 2005 og uden iltning (linjen) 2002.

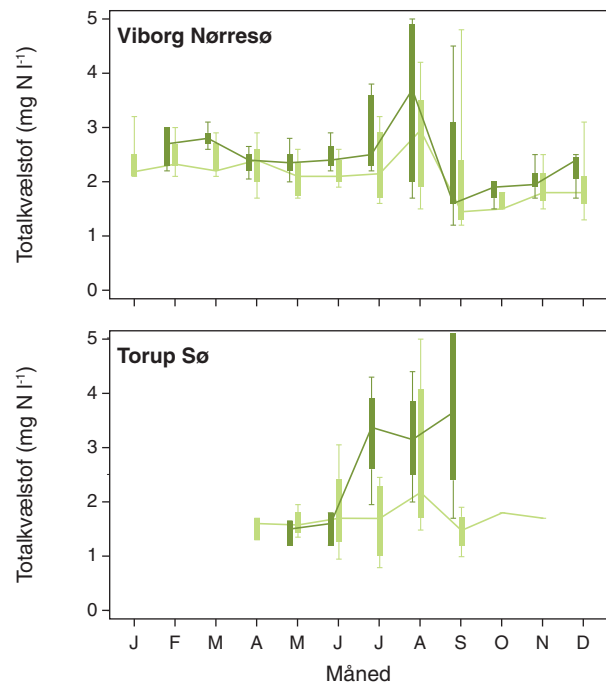
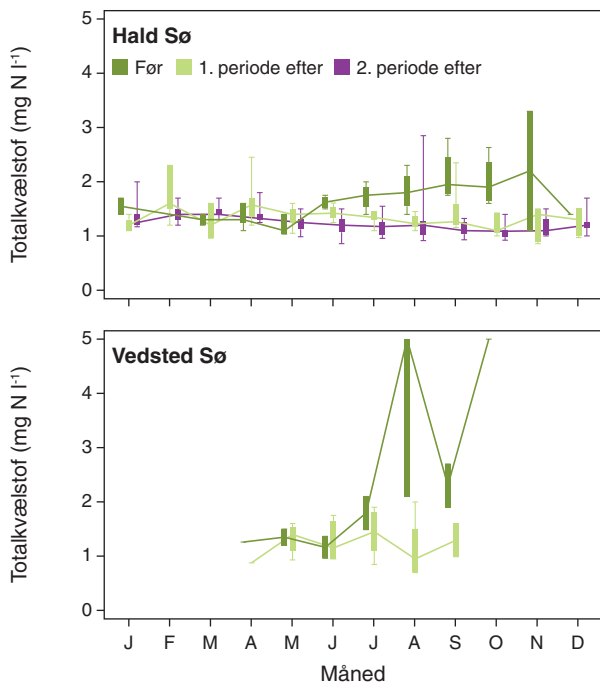
totalkvælstof, skyldes ammonium. Effekten af iltning- en slår klart igennem i alle de 4 søer, så ophobningen af ammonium og dermed totalkvælstof mindskes i forbindelse med iltningen. Til gengæld kan der ses et øget indhold af nitrat under iltningen, blandt andet registreret i Hald Sø (data ikke vist her), som følge af den mindskede omsætning via nitrat og/eller oxidation af frigivet ammonium.

Konklusioner

De hidtil gennemførte iltningsprojekter illustrerer, at iltningen har markante effekter på ophobningen af fosfor i bundvandet og derved som forventet påvirker den redox-følsomme binding af fosfor i sedimentet. Der er dog ikke umiddelbart noget, der tyder på, at effekterne af et reduceret fosforindhold slår igennem

på tilstanden i søerne, dog med undtagelse af Hald Sø, hvor det imidlertid er svært at skelne effekterne fra effekten af en reduceret ekstern fosforbelastning. Den manglende effekt i de øvrige søer kan skyldes, at den eksterne fosforbelastning stadigvæk er for høj, eller at effekterne af den mindskede fosforfrigivelse ikke i tilstrækkelig grad slår igennem på overfladevandets fosforindhold. Flere af de iltede søer er også forholdsvis lavvandede, og det betyder, at der er store arealer af søen, som ikke er lagdelt, og hvorfra der sker en frigivelse sommeren igennem direkte til overfladevandet.

Iltningen kan også påvirke andre forhold i bundvandet. Ophobningen af ammonium mindskes formentlig som følge af den større ilttilgængelighed, så ammonium, som frigives fra sedimentet, oxideres. Dette kan evt. føre til højere nitratkoncentrationer. I



Figur 5.6 Sæsonudviklingen i bundvandets indhold af totalkvælstof før og under iltningen i Hald Sø, Viborg Nørresø, Vedsted Sø og Torup Sø. For nærmere detaljer se også figur 5.2.

flere af de mindre dybe søer er der også tegn på, at iltningen øger temperaturen i bundvandet, hvilket øger mineraliseringen af organisk materiale og risikoen for opblanding af bundvand i overfladevand. Det kan derfor være problematisk at anvende iltning i forholdsvist lavvandede søer, hvor der kun er et lille vandlag, som ilten skal opløses i.

Bortset fra Furesøen førte iltningen af bundvandet ikke til væsentligt højere koncentrationer af ilt. Dette peger på, at det potentielle iltforbrug er meget stort i de søer, hvor man har iltet bundvandet, dvs., at omsætningsraten overstiger den rate, hvormed ilt kan tilsættes bundvandet. En øget omsætningsrate som følge af iltningen øger potentielt også puljen af frigiveligt fosfor fra sedimentet. Hvis den organisk bundne fosfor, der frigives ved mineralisering, ikke kan bindes til uorganiske forbindelser, er der fare for, at der skabes en øget mobil fosforpulje, som evt. kan komme i spil den dag, iltningen stoppes.

Det er derfor usikkert, i hvor høj grad iltning faktisk kan anvendes til at skabe permanente effekter. Under alle omstændigheder er restaurering ved iltning et meget langvarigt projekt, hvis effekten skal opretholdes. I Hald Sø førte ophør med iltning efter 13 års iltning stadigvæk til øget fosforkoncentration i bundvandet, og nu, mere end 20 år efter at iltningen startede, tilføres der forsat ilt til bundvandet i nogle måneder hver sommer.

5.3 Aluminiumtilsætning

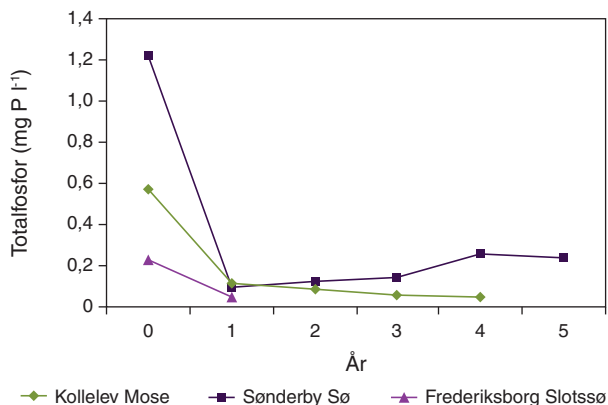
Der er i nyere tid kun tilført aluminium til 6 danske søer, heraf er de tre (Sønderby Sø, Kollelev Mose og Frederiksborg Slotssø) omtalt i del II. Det betyder, at de danske erfaringer med tilsætning af aluminium endnu er meget begrænsede, og det er vanskeligt at drage klare konklusioner – ikke mindst hvad angår langtids-effekterne.

Tilførslen af aluminium har i alle tilfælde haft en øjeblikkelig effekt. Partikler og fosfor bundfældes, og vandet klarer op. I Kollelev Mose blev fosforindholdet

reduceret fra 0,25 mg P l⁻¹ til 0,03 mg P l⁻¹ og sigtddybden øget fra 0,5 m til > 1,8 m umiddelbart i forbindelse med behandlingen i april. I løbet af sommeren steg fosforindholdet dog til over 0,1 mg P l⁻¹, og sigtddyben faldt. De følgende tre somre har fosforindholdet som gennemsnit ligget mellem 0,05 og 0,1 mg P l⁻¹, dvs. stadigvæk betydeligt under indholdet før tilsætningen (figur 5.7).

Også i de to øvrige søer var der umiddelbare, store effekter. I Sønderby Sø faldt indholdet af totalfosfor med 97%, og i Frederiksborg Slotssø faldt fosforkoncentrationen fra 0,33 til 0,07 mg P l⁻¹ i forbindelse med tilsætningen. Fra Frederiksborg Slotssø er der indtil videre kun data fra det første år efter indgrebet, men i Sønderby Sø er der nu fem års data efter tilsætningen. Disse viser, at efter en meget markant reduktion i fosforindholdet det første år efter indgrebet er den sommergennemsnitlige koncentration langsomt øget igen og nåede i 2006 op på 0,24 mg P l⁻¹ (figur 5.7). Det høje udgangspunkt i Sønderby Sø taget i betragtning betyder dog stadigvæk, at fosforkoncentrationen om sommeren er nede på omkring 20% af niveauet før tilsætningen. Det er også usikkert, i hvor høj grad Sønderby Sø stadigvæk belastes eksternt med fosfor.

Et potentielt problem ved tilsætning af aluminium er eventuelle negative effekter på dyr i vand og søbund ved det øgede indhold af aluminium og andre tungmetaller, der måtte følge med fældningsmidlet. Både i Frederiksborg Slotssø og Sønderby Sø blev der målt forhøjede koncentrationer af opløst aluminium de første par måneder efter tilsætningen, men indholdet faldt løbende. I Frederiksborg Slotssø, men ikke i Sønderby Sø, blev der samtidigt også målt forhøjede koncentrationer i søvandet af en række andre tungmetaller efter tilsætningen, herunder bly. Denne stigning kunne dog ikke umiddelbart forklares fra det deklarede tungmetalindhold i fældningsmidlet. Der var ikke nogen forøgelse i sedimentets indhold af tungmetaller i hverken Frederiksborg Slotssø eller Sønderby Sø efter tilsætningen af aluminium. I Sønderby Sø blev der også foretaget undersøgelser af eventuel ophobning af



Figur 5.7 Sommergennemsnit af totalfosfor i tre søer med aluminiumtilsætning. År 0 er tilsætningsår og år 1 første effektår. Data fra år 1 i Frederiksborg Slotssø baserer sig kun på data frem til juni 2006.



"Plov" anvendt til spredning af den doserede aluminium i Sønderby Sø i 2001.

Foto: SDU.

aluminium i dansemyggelarver og aborrer i forbindelse med aluminiumstilsætningen, men der blev ikke fundet signifikante ændringer i forhold til før tilsætningen. Der er altså generelt ikke noget, der tyder på, at den mængde, der er tilsat i disse restaureringer, har uhensigtsmæssige bivirkninger.

Mens der ikke hersker tvivl om de umiddelbare effekter opnået på vandkvaliteten ved tilsætningen af aluminium, er de langsigtede perspektiver mere uklare. I Kollelev Mose var det tilsyneladende muligt at fastholde lave fosforkoncentrationer også 3 år efter tilsætningen, mens erfaringerne fra Sønderby Sø er mindre optimistiske. Her blev det 5 år efter aluminiumstilsætningen konkluderet, at de positive ændringer, der blev set på sigtdybde, indhold af klorofyl *a* og undervandsplanterne året efter tilsætningen, ikke har været vedvarende, og at tilstanden i dag stort set er uændret i forhold til situationen før tilsætning af aluminium. Det er dog usikkert, i hvor høj grad Sønderby Sø stadigvæk påvirkes af en ekstern næringsstofforforsel og dermed også svært at vurdere aluminiumstilsætningsens varighed.

5.4 Sedimentfjernelse

Der er ikke foretaget sedimentfjernelse i større søer siden indgrebet i Brabrand Sø i 1988-1995. Resultaterne herfra er omtalt i Jørgensen (1998). Den overordnede konklusion var, at opgravningen af omkring 500.000 m³ sediment ud over at føre til større vanddybde også mindskede den interne fosforbelastning. Dog blev vandkvaliteten i søen ikke forbedret væsentligt, fordi den eksterne fosfortilførsel stadigvæk var for høj. Sidenhen er der i 2003 lavet en 100 hektar stor sø (Årslev Eng sø) opstrøms, hvor formålet blandt andet har været at mindske næringsstofforbelastningen til den nedstrøms beliggende Brabrand Sø. Effekten heraf på Brabrand Sø er ikke undersøgt.

Der er endvidere fjernet sediment fra en række mindre søer, herunder 6 småsøer mellem 2 og 13 hektar ved Oksbøl i Sydvestjylland. Formålet var her at mindske den interne fosforbelastning og i nogle søer også sedimentkvaliteten ved at fjerne dyndlaget og blotlægge store sandflader, så grundskudsplanterne kunne få bedre vækstbetingelser. Resultaterne herfra er beskrevet i *Ejbye-Ernst m.fl. (2001)*. I fem ud af de seks søer havde indgrebene en gunstig effekt på vandkvaliteten. I den 2,3 hektar store Sortesø førte blotlæggelsen af sandbunden til store sammenhængende bestande af strandbo, og en lignende effekt sås i den 11,2 hektar store Ål Præstesø, da et 4 hektar stort vækstlag blev skrabet væk hele vejen rundt om søen og vandstanden hævet.

Opgravning af sediment kan medføre et deponeringsproblem. Dels skal der findes egnede arealer til afvanding og evt. senere udbringning, og dels skal der nogle gange stilles specielle deponeringskrav, hvis indholdet af tungmetaller er for højt. Typisk kan indholdet af cadmium være for højt til at tillade anvendelse til jordbrugsformål.

5.5 Øvrige metoder

Tilsætning af jern

Jern har i sin oxiderede form en god evne til at binde fosfor, og tilsætning af jern kan derfor ses som et middel til at øge sedimentets bindingskapacitet i søer.

Der er kun et enkelt eksempel fra Danmark, hvor jern har været brugt i restaureringssammenhæng. I Kollelev Mose blev jern (FeCl₃) tilsat vandfasen i 1997-1998. Tilsætningen førte som forventet til en kraftig reduktion af vandets fosforkoncentration, men pga. et højt iltforbrug ved bunden kom der okkerudfældninger, og vandet blev farvet kraftigt rødt (se eksempel Kollelev Mose, del II).

Udlægning/udplantning af skjul til rovfisk

Rovfisk som gedde og aborre er til dels afhængige af passende skjulesteder og kan derved principielt fremmes ved at øge antallet af skjulesteder. Danske erfaringer med at udlægge skjul til rovfisk peger dog på, at skjulenes effekt ikke har været tilstrækkelig til at øge overlevelsen af f.eks. de udsatte gedder, og dermed har man ikke opnået den ønskede effekt af gedderne på tætheden af karpfiskenes yngel (*Skov & Berg, 1999; Skov, 2002; Skov & Berg, 2003; Skov m.fl. 2006b*).

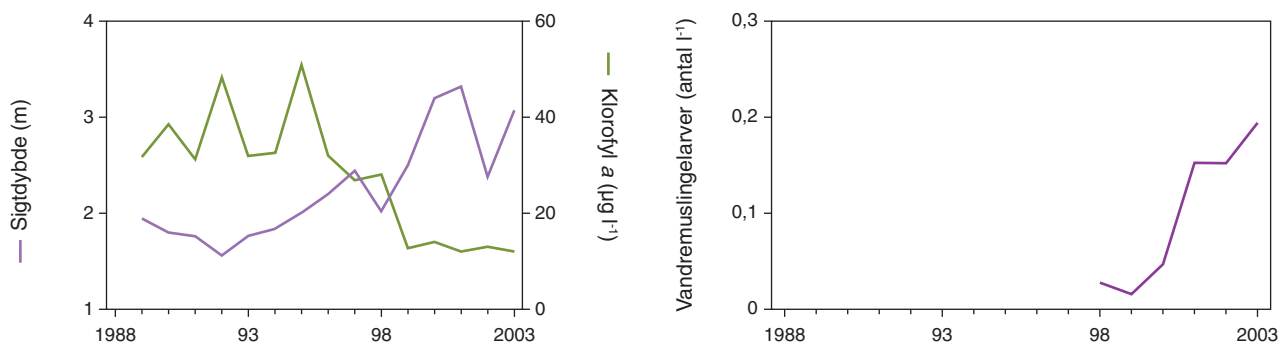
I De Indre Søer i København, hvor der er lavet forsøg med at bygge kunstige gyde- og opvækstområder med henblik på at skabe grundlag for en selvreproducerende geddebestand, viser resultaterne, at gedderne har gydt på det første områder, der blev etableret i 2005, samt at geddeyngel tager ophold på området efterfølgende. Det er for tidligt at afgøre hvor store arealer med kunstige gydeområder, der er nødvendige for at opretholde en selvreproducerende geddebestand i søerne (*Skov m.fl., 2006b*).

Gydereder

Gydereder af grene og småkviste er anvendt som en metode til at fjerne æg fra skalle og brasen i Viborg Sønder sø. I perioden 2003-2006 blev der hvert år i foråret udlagt ca. 500 kunstige gydereder af lærkegrene, lyng og gyvel. Rederne blev efterfølgende taget op i maj og juni og æggene, der var afsat i grenene, brændt af. Hver gyderede kan fjerne mange hundrede æg, men der findes ingen opgørelse over den samlede destruktion af æg eller de effekter, det har haft på den samlede yngelbestand og søens vandkvalitet.

Udsætning af karper

Sølvkarpe har været anvendt i forsøg på at restaurere søer. Sølvkarpe æder blandt andet det større planteplankton såsom blågrønalger (*f.eks. Peimien, 2005*), men desværre har de også en forkærlighed for dyreplankton. Udsætning i tilstrækkeligt høje tætheder til en delvis kontrol af blågrønalger fører derfor let til en øget algebiomasse i søerne – eller i bedste fald til uændrede forhold, fordi andre algegrupper, som f.eks. grønne alger, dukker op i fraværet af større dyreplankton og som følge af en øget næringsstoffrigivelse fra fiskene både direkte via affaldsstoffer og ved fødesøgning i bunden.



Figur 5.8 Udviklingen i sigtdybde, klorofyl a og fritsvømmende veligerlarver fra vandremuslingen i Fårup Sø. Larver blev ikke observeret før 1998 (Søndergaard m.fl., 2006a).

Der er ingen veldokumenterede eksempler fra litteraturen på en positiv virkning på vandets klarhed af udsætning af sølvkarpe, selvom det ofte hævdes af dem, der har anvendt metoden (f.eks. Peimen, 2005, Lazaro, 2005 & Starling, 2005). Da arten endvidere ikke er naturligt forekommende i danske søer, kan udsætninger ikke anbefales.

Andre karper har også været udsat af hensyn til medefiskeri eller for at fjerne uønsket tæt dække af undervandsplanter (Cooke m.fl., 2005), men kan absolut ikke anbefales af hensyn til søens vandkvalitet, idet karper via blandt andet deres fødesøgning fører til uklart vand, ligesom de ved at fjerne planterne forringer søernes muligheder for at blive klarvandede. Udsætning af fisk kræver tilladelse jf. ferskvandsfiskeriloven eller naturbeskyttelsesloven (Skov- og Naturstyrelsen, 1997).

Udsætning af vandremusling

Vandremuslingen (*Dreissena polymorpha*) eller zebra-muslingen, som den også kaldes, har efterhånden spredt sig til en del danske søer, hvor den kan optræde i meget store mængder (se f.eks. Søndergaard m.fl., 2006a). Et eksempel er Fårup Sø ved Jelling, hvor vandremuslingen først blev registreret i starten af 1990'erne, men hurtigt øgedes i antal med registreringer på helt op til 94.000 individer per m². Et så stort antal betyder en meget stor filtreringskapacitet, og i Fårup Sø øgedes sigtdybden samtidigt fra mindre end 2 m til op imod 3,5 m (figur 5.8).

Vandremuslingen er ikke naturligt forekommende i danske søer, men stammer fra området omkring Det Kaspiske Hav, hvorfra den siden forrige århundrede har bredt sig. I søer, hvor den breder sig, påvirkes den naturlige flora og fauna. Den naturlige bestand af andre muslinger påvirkes som følge deraf negativt, ligesom vandremuslingens afhængighed af substrat til at sidde på kan påvirke undervandsplanter negativt. Udsætning af vandremusling kan derfor ikke anbefales som et restaureringsindgreb. Udsætning af bløddyr kræver tilladelse jf. ferskvandsfiskeriloven eller naturbeskyttelsesloven (Skov- og Naturstyrelsen, 1997).

Udplantning af undervandsplanter/frø/kunstige planter

Undervandsplanter spiller en vigtig rolle for at stabilisere den klarvandede tilstand i lavvandede søer (Jepesen m.fl., 1998). Derfor er der i flere sammenhænge eksperimenteret med effekterne af undervandsplanter og mulighederne for at sikre en god udbredelse. Udplantning og beskyttelse af undervandsplanter har tidligere været beskrevet i Søndergaard m.fl. (1998). Heri blev det blandt andet vist, at knopsvaner og blishøns ganske effektivt kan holde små områder med undervandsplanter nede.

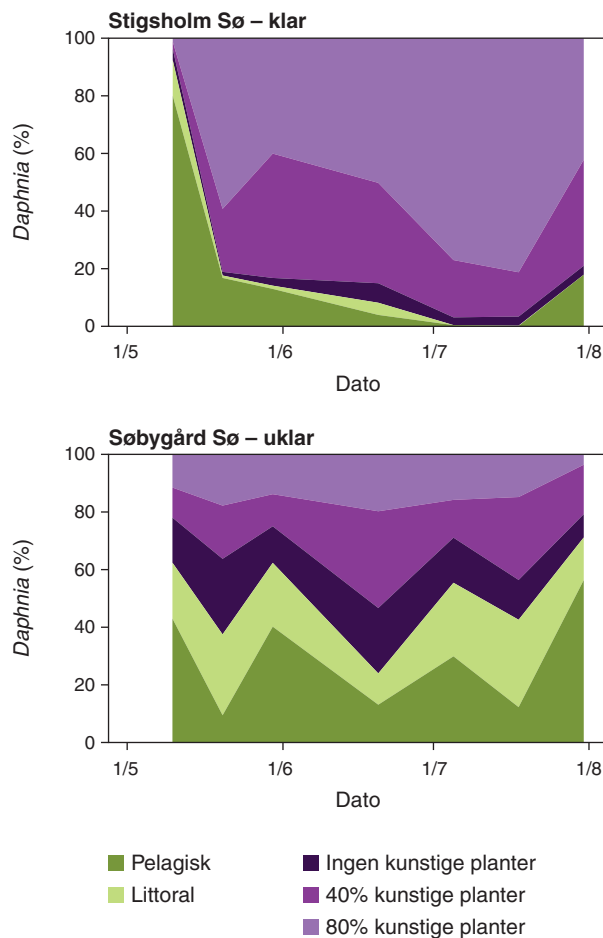
Nyere forskningsresultater med kunstige planter tyder dog på, at de positive effekter af planter som skjulested for dyreplankton først optræder, når vandet bliver klart (Overgård m.fl., under udarbejdelse, figur 5.9). Når vandet er uklart som i Søbygård sø, var der ingen forskel i antallet af dyreplankton ude på åbent vand eller i vegetationen om dagen, mens de blev anvendt som skjul i den klarvandede Stigsholm Sø fra midt i maj til mindst august.

5.6 Konklusioner vedr. andre metoder end opfiskning

De vigtigste resultater opnået i forbindelse med andre metoder end opfiskning er opsummeret i tabel 5.2.

Table 5.2 Resumé af danske resultater opnået ved andre restaureringsmetoder end opfiskning.

Metode	Resultater
Udsætning af gedde	<ul style="list-style-type: none"> – Kun få eksempler tyder på, at geddeudsætning har nogen effekt på vandkvaliteten. – Udsætning anbefales ikke længere som et restaureringsindgreb, men kan evt. bruges i nye søer til bestandsudvikling.
Iltning af bundvand	<ul style="list-style-type: none"> – Mindsker ophobningen af fosfor i bundvandet. – Forbedrer levevilkårene for bunddyr. – Reducerer ophobningen af ammonium i bundvandet. – Vanskeligt at dokumentere effekter på søernes generelle vandkvalitet. – Langvarig iltning nødvendig for at bevare effekt. – Risiko for svækket lagdeling i de mindre dybe søer. – Risiko for øget mobil fosforpulje ved øget mineralisering.
Aluminiums-tilsætning	<ul style="list-style-type: none"> – Markant umiddelbar effekt på sigtbarhed og indhold af fosfor. – Reduceret fosforindhold gennem flere år. – Langtidseffekter dårligt kendte, men risiko for begrænset varighed af reduceret fosforindhold. – Ingen umiddelbare toksiske effekter af aluminiums-tilsætning eller øget ophobning i fisk og bunddyr.
Sediment-fjernelse	<ul style="list-style-type: none"> – Mindsker den interne fosforbelastning. – Øger muligheden for retablering af grundskudsplanter i søer, hvor disse er forsvundet.
Udsætning af kunstige planter	<ul style="list-style-type: none"> – Kan virke som effektive skjul for dyreplankton, når vandet er klaret op efter andre indgreb, men virker ikke i uklare søer.
Øvrige metoder	<ul style="list-style-type: none"> – En række øvrige restaureringstyper er afprøvet, men ingen med klare, entydige resultater.



Figur 5.9 Fordelingen af dafnier i dagtimerne i forskellige habitater fra midt i maj til først i august i den klarvandede Stigsholm Sø og den uklare Søbygård Sø. Tre tætheder af kunstige planter – høj (80%), lav (40%) og ingen, samt åben bredzone og ude på åbent vand. Dafnierne befinder sig især i høj og lav tæthed i Stigsholm Sø i det meste af perioden, mens der ingen tydelige forskelle er mellem habitater i Søbygård Sø (*Overgård m.fl., under udarbejdelse*).

[Tom side]

6

Effekter på undervandplanter, bunddyr og fugle

Svaner ved De Indre Søer i København. Foto: Martin Søndergaard.



Effekterne på de øvrige biologiske variable er kun beskrevet i få søer. I mange tilfælde synes effekterne på vandkvaliteten dog også at slå igennem på de biologiske forhold. I lidt over halvdelen af de søer, hvor sigtddybden øges, øges også mængden af undervandsplanter. Her stiger antallet af fugle også ofte markant.



Tæt undervandsvegetation domineret af vandpest. Foto: Martin Søndergaard.

I dette kapitel gennemgås nogle af de øvrige effekter, der er set af de forskellige restaureringsindgreb. Gennemgangen er baseret på beskrivelsen af eksemplerne i del II, idet der gennemgående kun er informationer fra få søer.

6.1 Undervandsplanter

Der er stor forskel på, hvordan undervandsvegetationen er blevet undersøgt og registreret. For nogle søer er der lavet omfattende undersøgelser med registrering af hver enkelt arts udbredelse, dækningsgrad og dybdegrænse, mens der i andre tilfælde kun er lavet artslistor eller registreret de mest dominerende arter samt vegetationens maksimale dybdegrænse. Kvaliteten og omfanget af vegetationsdataene umuliggør derfor en særskilt tværgående analyse af planternes respons i forbindelse med indgreb i fiskebestanden eller andre indgrebstyper. Den efterfølgende vurdering er derfor primært vurderet på baggrund af eksemplerne beskrevet i del II. Resultaterne herfra er opsummeret i tabel 6.1.

Den generelle tendens er, at der kan spores en fremgang i udbredelsen af undervandsplanter i en del af søerne, mens der i andre ikke ses nogen ændringer (tabel 6.1, figur 6.1). I de lidt dybere søer kan en øget udbredelse være begrænset til de mest lavvandede områder og udgør derfor for søen som helhed ikke nogen væsentlig forøgelse. I alt er der registreret en fremgang i 12-13 søer, men kun tilbagegang i 2 søer. I 8-10 søer er der ikke registreret ændringer. Ligesom med de øvrige variable

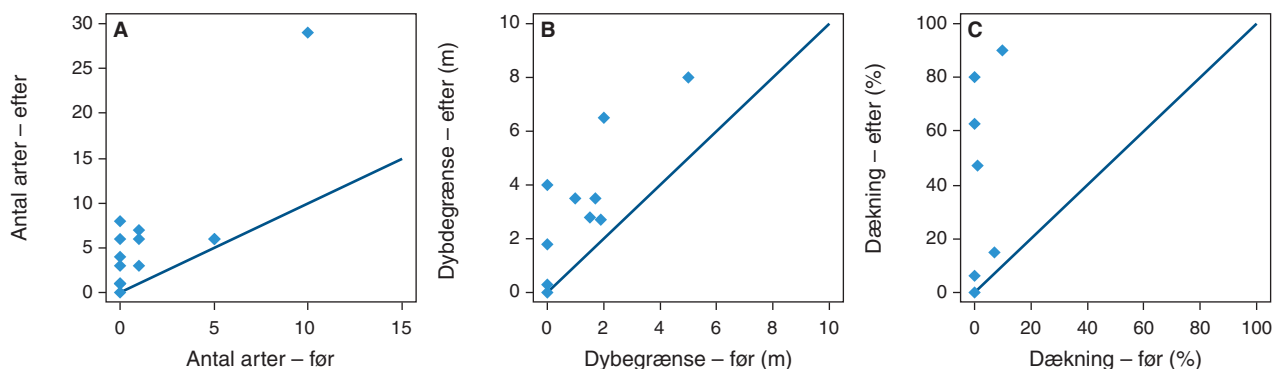
kan man ikke nødvendigvis direkte relatere ændringer til effekter af restaureringsindgrebene, fordi en positiv udvikling allerede kan være igangsat i forbindelse med en reduceret næringsstofbelastning. Dette bemærkes f.eks. for Furesøen, hvor der bortset fra 2006 har været en markant fremgang i både artsantal og udbredelse (se del II) i perioden forud for indgrebene.

For flere af søerne beskrives græsning fra fugle (blishøns og svaner) samt evt. fisk at have negativ indflydelse på planternes mulighed for at vende tilbage. Dette er blandt andet vurderet på baggrund af forsøg med planter beskyttet med tråd, hvor der blev observeret en god vækst under beskyttede forhold (f.eks. Engelsholm Sø og Ramten Sø). Lignende resultater er fundet i andre forsøg (Lauridsen *m.fl.*, 1993; Søndergaard *m.fl.*, 1996), men det kan ikke vurderes, hvor ofte græsning har været en begrænsende faktor for undervandsplanternes evne til kolonisere søen. Eksemplerne, hvor undervandsplanterne er i stand til hurtigt at kolonisere store arealer, viser dog, at fugle ikke altid virker begrænsende.

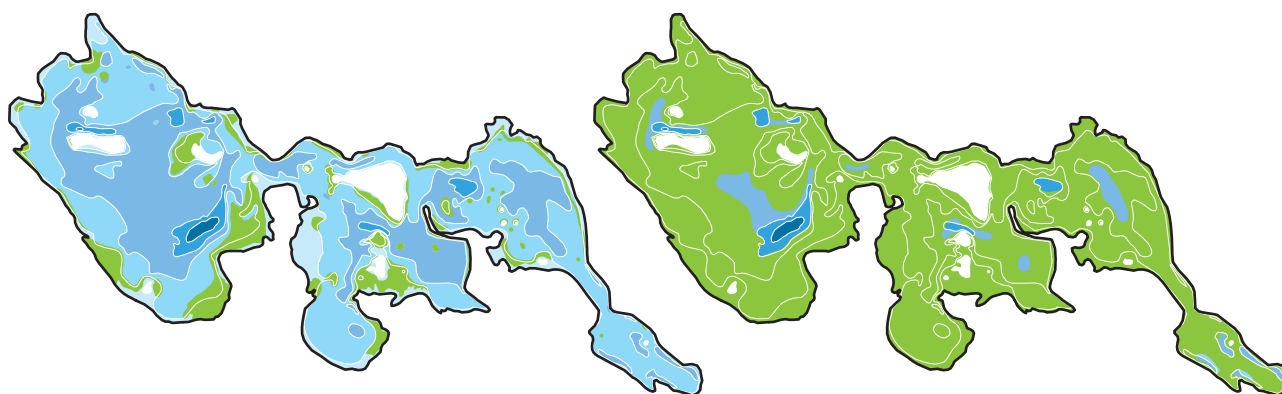
Det er noget sporadisk, hvad der findes af informationer om antal arter, dybdegrænse og dækningsgrad. I næsten alle tilfælde, hvor oplysninger foreligger, er der enten ikke sket ændringer i planternes udbredelse eller i antallet af arter, eller også er der sket forbedringer (figur 6.1, tabel 6.1). I flere søer er der tale om meget markante ændringer som eksempelvis i Maribo Søndersø og De Indre søer i København, hvor både antal arter og deres udbredelse er gået stærkt frem i løbet af få år. I Maribo Søndersø øgedes dækningsgraden fra omkring

Tabel 6.1 Ændringer i sigtdybden og udbredelsen af undervandsplanter i de restaurerede søer sammenfattet på grundlag af eksemplerne beskrevet i del II. 0: uændret, -: tilbagegang, +: fremgang, (+): fremgang – men senere tilbagefald. Antal er antal registrerede arter af undervandsplanter. Dybde er dybdegrænse for planternes udbredelse (m) og dækning af planternes samlede dækningsgrad i søen (%). Antal arter, dækningsgrad og dybdegrænse efter indgreb kan både være maksimalobservationer inden for en periode eller observationer fra enkelte år. "Før" er observationer før indgrebet, og "efter" er observationer efter indgrebet. Før og efter er defineret i forhold til start af indgrebet. Græsning betyder, at det vurderes, at græsning fra fugle og evt. fisk begrænser udbredelsen af undervandsplanter i betydelig grad.

Sø	Øget sigt		Ændringer			Antal arter		Dybde (m)		Dækning (%)		Græsning
	0	-	+	(+)	før	efter	før	efter	før	efter		
Arreskov Sø		×			0	6	1,5	2,8	1	47		
Bastrup Sø		×			-	-	1,7	3,5	-	-		
Borbjerg Møllesø		×			1	7	-	-	-	33		
Borup Sø		×			0	1	-	-	-	-		
Dystrup Sø			×		-	-	-	-	-	-		
Engelsholm Sø	×	×			0	0	0	0	0	0	×	
Ejstrup Sø	×	×			0	1	0	0,3	0	0		
Frederiksborg Slotssø	×	?			1	-	1	-	-	-		
Furesøen					-	-	5	8	7	15		
Hald Sø	(x)				-	14	2	6,5	-	1		
Hale Sø		?			5	6	-	-	-	-		
Indre søer, København	×				0	8	-	-	0	63	×	
Kleitrup Sø	(x)	×			-	-	-	-	-	-		
Klokkeholm Møllesø	×	×			-	-	-	-	-	-		
Kollelev Mose	×	×			0	0	0	0	0	0	×	
Maribo Sønder sø	×				10	29	-	-	10	90		
Nydam	(x)				1	3	-	-	-	-		
Ramten Sø	×	×			-	-	-	-	-	-	×	
Rørbæk Sø	×				-	11	-	4	0	6		
Rugård Nørresø	×				0	1	-	-	-	-		
Skærsø			×		-	-	-	-	-	-		
Stubbe Sø	×				5	6	1	3,5	3	-		
Søbo Sø	×				0	4	0	4	0	6		
Sønderby Sø	×				1	6	-	-	-	-		
Torup Sø					-	-	1,9	2,7	-	-		
Vedsted Sø	×	×			-	-	-	-	-	-		
Væng Sø	×	×			0	3	0	1,8	0	80		
I alt	19-22	8	2	12-13	3						4	



Figur 6.1 Ændringer i antal arter, dybdegrænse og dækningsgrad af undervandsplanter i restaurerede søer. Baseret på tabel 6.1.



Figur 6.2 Ændringer i undervandsplanternes udbredelse i Maribo Sønder sø fra 1998 til 2003 (se også del II). Grøn angiver, hvor der er planter. Sigtdybden blev øget fra 0,5 m i 1998 til mellem 1,0 og 2,2 m i den efterfølgende periode. Fra del II.

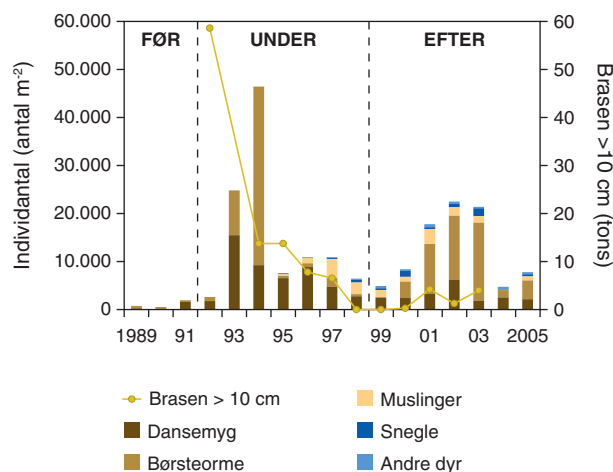
10 til 90 % i løbet af 5 år (figur 6.2), svarende til en øget dækning på næsten 700 hektar.

I mange af søerne, hvor undervandsplanterne spreder sig, er der store variationer fra år til år i dækningsgrad, og i enkelte af søerne ses en tilbagegang igen efter nogle år. Eksempelvis blev der i Ejstrup Sø til tider i opfiskningsperioden observeret stor forekomst af undervandsplanter (kruset vandaks og børstebladet vandaks), som senere stort set forsvandt igen. I søer med dominans af vandpest, som eksempelvis i Væng Sø, kan årsagen til tilbagegangen også være knyttet til artens livscyklus. Vandpest ses således ofte som en art, der hurtigt kan kolonisere store arealer, men som også typisk har en cyklus på nogle få år, hvorefter den helt eller delvist forsvinder igen (Søndergaard *m.fl.*, 1997).

De første arter til at indvandre, efter at vandet er klaret op, er typisk hurtigt voksende, opportunistiske arter som vandpest, tornfrøet hornblad og trådalger. I den sammenhæng spiller kvælstof formentlig en mere central rolle end hidtil antaget, idet undervandsplanter klarer sig dårligt ved høje kvælstofkoncentrationer (Jeppesen *m.fl.*, 2004). Mekanismerne bag er ikke fuldt afklarede, men kan skyldes øget algevækst på planternes overflader ved højt kvælstofindhold. I Skærsø, hvor grundskudsplanterne er gået kraftigt tilbage, angives epifytbevoksninger således som en stærkt medvirkende årsag til tilbagegangen.

Tablet 6.2 Effekter af restaureringsindgreb på bunddyr. Baseret på beskrivelser i del II.

Sø	Uændret	Tilbagegang	Fremgang
Hald Sø			×
Furesøen			×
Engelsholm Sø			×
Nydam			×
Rørbæk Sø			(×)
I alt	0	0	4-5



Figur 6.3 Udviklingen i antallet af bunddyr og brasenbestanden (> 10 cm) i Arreskov Sø før, under og efter en reduktion af fiskebestanden (fra del II).

6.2 Bunddyr

Der findes kun få data på udviklingen i bunddyrenes antal og artssammensætning i forbindelse med restaurering af søer, men i de tilfælde, hvor der er angivet noget om bunddyrene, er der registreret en fremgang (tabel 6.2).

Et eksempel på de markante ændringer i bunddyrene efter en reduktion af fiskebestanden og et skift til klarvandede forhold er Arreskov Sø på Fyn (se del II). Her skete der en meget kraftig fremgang i antallet af bunddyr, der efter reduktionen af fiskebestanden nåede op på 46.000 individer per m² (figur 6.3). Fremgangen blev tilskrevet et markant fald i prædationstrykket fra voksne brasen. Også antallet af taxa blev øget fra 5 før fiskereduktionen til 12 efter fiskereduktionen. Det forøgede antal taxa kan foruden nedsat prædation



Dansemyggelarver (*Chironomus*) og sedimentkerner fra Væng Sø. Bemærk de lyse iltede områder omkring larvernes gange i sedimentet. Foto: Thomas Boll Kristensen.

skyldes et mere varieret vandmiljø med flere levesteder, f.eks. i form af vandplanter.

Et eksempel fra de dybe søer er Furesøen, hvor iltningen af bundvandet medførte en markant fremgang i dansemyggen *Chironomus anthracinus*, der er karakterart for rene og dybe, sommerlagdelte søer (se del II). Denne art findes nu i signifikant højere tætheder end før restaureringen, og velnærede individer findes jævnt fordelt over søbunden. *C. anthracinus* når dog kun pletvis op på tætheder omkring 12.000 individer per m², som det kendes fra andre dybe søer med ideelle leveforhold, men dette tolkes som en effekt af, at det unaturligt høje iltindhold i bundvandet nu også

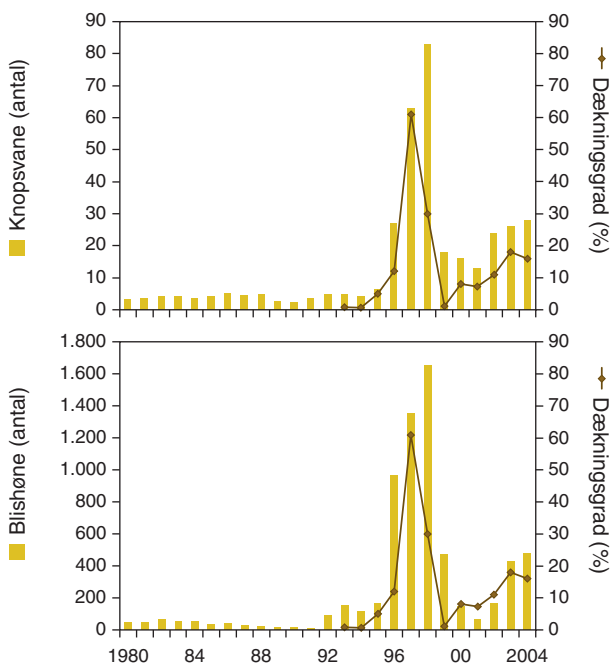
tillader aborren at fouragere på profundalozonen under sommerlagdeling. De forbedrede iltforhold har også øget antallet af en række andre mere iltfølsomme arter, der før eutrofieringen var almindelige i søen (se del II).

6.3 Fugle

Der findes kun få søer med informationer, der detaljeret beskriver, hvorledes fuglebestanden er blevet påvirket af opfiskningen. De to bedste eksempler er fra Maribo Sø og Arreskov Sø, og i begge søer er der registreret markante ændringer i både fuglebestandens størrelse og sammensætning.

I Maribo Sø er bestanden af ynglefugle fulgt regelmæssigt siden 1977, hvor den var domineret af grågæs, fiskehejre, taffeland og fjordterne. I alt blev der det år registreret 14 forskellige arter af ynglende vandfugle med et gennemsnit på under 40 ynglende par per art (Jørgensen, 2006). Antallet af ynglefugle er steget jævnt op gennem 1980'erne og 1990'erne, men efter undervandvegetationens voldsomme fremgang efter 1999 er der nærmest sket en eksplosiv udvikling i fuglebestanden. De seneste års forbedrede vandkvalitet og øgede fødemuligheder har ført til genindvandring af flere arter såsom rødhovedet and, lille, gråstrubet og sorthalset lappedykker, mens der samtidig har været en kraftig fremgang for arterne taffeland, troldand, blishøne, toppet lappedykker, knopsvane, knarand og skeand. I 2005 blev der således i alt registreret 23 forskellige arter af ynglende vandfugle med et gennemsnit på ca. 139 ynglende par per art (skarven er ikke medregnet) (Jørgensen, 2006).

I Arreskov Sø er ynglende og rastende fugle talt op regelmæssigt fra 1980 til 2004, og ændringerne i søens miljøtilstand som følge af fiskedød og opfiskning har i høj grad påvirket fuglebestanden. Før indgrebene blev der i gennemsnit observeret 71 ynglende par vandfugle per år i søen, mens antallet efter er steget til gennemsnitlig 109 par. Også den ikke-ynglende fuglebestand, der bruger søen som raste- og fourageringsplads, har



Figur 6.4 Årgennemsnit af antallet af hhv. knopsvaner og blishøns i Arreskov Sø sammenholdt med dækningsgraden af undervandsplanter i søen. Fra del II.

Tabel 6.3 Resumé af effekter på undervandsplanter, bunddyr og fugle opnået ved restaurering af søer.

Område	Effekter
Undervandsplanter	– I lidt over halvdelen af søerne ses en øget udbredelse af undervandsplanter. – Fuglegræsning begrænser udviklingen af undervandsplanter i nogle søer.
Bunddyr	– Kun få data, men markant øget antal bunddyr i søer, der skifter til den klarvandede tilstand.
Fugle	– Mængde og antal arter af fugle øget i søer med skift fra uklar til klarvandet tilstand.

6.4 Resumé af effekter på undervandsplanter, bunddyr og fugle

Effekterne set på undervandsplanter, bunddyr og fugle er summeret i tabel 6.3. Antallet af søer med informationer er begrænset på disse områder, og konklusioner må tages med forbehold.

været i voldsom fremgang under og efter indgrebet. For både de ynglende og ikke-ynglende fugle har fremgangen især været markant for de planteædende fugle som knopsvane og blishøns. For de fiskeædende fugle toppet lappedykker og stor skallesluger har tendensen derimod været modsatrettet, idet antallet af lappedykkere er fordoblet efter indgrebet, mens skalleslugerne er reduceret (se del II).

I begge søer var den store fremgang i fuglebestanden tæt knyttet til fremgangen i undervandsvegetationen. Dette gælder ikke mindst de overvejende planteædende arter knopsvane og blishøne, som illustreret fra Arreskov Sø (figur 6.4). Lignende relationer er også set i Væng Sø i forbindelse med varierende udbredelse af undervandsplanter (Søndergaard *m.fl.*, 1997).

Selvom datamaterialet er begrænset, er der således meget markante eksempler på, at indgreb i fiskebestanden, der påvirker vandkvaliteten, også i høj grad påvirker forekomsten af fugle i positiv retning både med hensyn til arter og bestandsstørrelser.



Knopsvaner i Væng Sø, da tætheden af undervandsplanter var høj. Foto: Martin Søndergaard.

7 Konklusioner og perspektiver

Vinterbillede fra Brassø, Silkeborg. Foto: Martin Søndergaard.



Flere af metoderne til restaurering af søer har vist sig effektive til at opnå en bedre vandkvalitet, selvom langtidseffekterne ofte er usikre. Mange typer af indgreb skal derfor gentages for at bevare effekten. Tilstrækkelig lav tilførsel af næringsstoffer er stadigvæk altafgørende for søernes fremtidige tilstand.

7.1 Konklusioner

Både metoderne, fremgangsmåden og monitoringsstrategien har varieret overordentlig meget i restaureringsforsøgene for søer i Danmark, hvilket giver problemer ved tværgående analyser af data. Eksempelvis er restaureringer foretaget med forskellig intensitet og varighed i forskellige søtyper med forskelligt og ofte forholdsvis højt næringsstofindhold. Typisk har for eksempel opfiskningen strakt sig over 2-5 år eller nogle gange længere, og det billede, der tegner sig af effekterne gennem den første årrække, er derfor i højere grad effekterne af et vedvarende indgreb end et engangsindgreb.

Uanset disse vanskeligheder er der fundet klare resultater, især i forbindelse med opfiskning af fredfisk.

Opfiskning af fredfisk

Resultaterne fra opfiskning af fredfisk viser klart, at man ved at fjerne en tilstrækkelig mængde kan påvirke vandkvaliteten i gunstig retning og skabe en væsentlig forbedret tilstand med øget sigtddybde og ændringer i en række af de øvrige biologiske forhold.

Der kan ikke sættes klare grænser for, hvor mange fisk der skal fjernes, men der ses sjældent effekter, hvis der fjernes mindre end 200 kg ha⁻¹ inden for få år. Resultater fra Maribo Sønder sø peger dog på, at et langt sejt træk med lave opfiskningsprocenter gennem mange år kan give positive effekter på lang sigt. Dog kan det være vanskeligt at vurdere, i hvor høj grad skiftet i den situation er hjulpet på vej af et gradvist reduceret næringsstofniveau, som i sig selv vil betyde et skift i sammensætningen af fiskebestanden og i søens tilstand.

I søer, hvor der er fjernet mindst 200 kg fisk per ha over en periode på maksimalt 3 år, ses typisk en fordobling af sigtddybden, mens indholdet af suspenderet stof, klorofyl *a*, totalfosfor og totalkvælstof reduceres til 50-70% eller derunder i en årrække. Mest markant er effekten generelt på indholdet af suspenderet stof, hvilket udlægges som en effekt af den mindskede bestand af fiskearter, der via deres fødesøgning roder op i bunden og øger resuspensionen. Ikke mindst brasen spiller en vigtig rolle her, og de største effekter på vandets klarhed ses også ofte i søer, hvor en stor brasenbestand er blevet reduceret.

Mens resultaterne i de første år er meget positive, ser det ud til at være vanskeligere at opnå længerevarende eller permanente effekter ved at fjerne fredfisk. I de fleste eksempler er der meget klare effekter i de første 2-6 år, mens der kun i få søer ses effekter længere end 8-10 år. Især indholdet af klorofyl *a* øges igen efter nogle år, hvilket mindsker muligheden for et permanent skift til en klarvandet tilstand. Stigningen skal nok tilskrives en forøgelse i mængden af skaller, som fører til færre dafnier og mindsket græsning på algerne efter år med mange dafnier og høj græsning. Antallet af søer med mere end 10 års data er dog beskedent, hvilket gør langtidsperspektiver mere usikre.

”Overlevelsesanalyser” viser samme tendenser til tilbagefald efter en årrække. Der er størst chance for at fastholde en lavere suspenderet stofmængde i vandet og

en øget sigtddybde, mens der er større risiko for, at koncentrationen af fosfor og mængden af alger, herunder de potentielt giftige blågrønner, igen øges. Der er ligeledes tendens til, at chancen for, at suspenderet stof bliver lavere på lang sigt, er størst i de mest lavvandede søer, sandsynligvis fordi effekten af brasen, som viser størst langtidseffekt af indgreb, er størst i disse søer.

Tilbagefaldet, som er set i de fleste søer, peger på, at der ofte vil være behov for gentagne indgreb, hvis en forbedring skal fastholdes. Det må dog forventes, at de efterfølgende indgreb kan være mere moderate, da brasenbestanden angivet på vægtbasis synes mærket på lang sigt, og andelen af rovfisk og størrelsen af både aborre og skalle øges efter et indgreb. Det skal her igen understreges, at de fleste restaureringsindgreb er gennemført i ret næringsrige søer og i langt de fleste tilfælde med søkoncentrationer over 0,1 mg P l⁻¹. Det vil sige i situationer, hvor der måske heller ikke i forvejen kunne forventes vedvarende effekter.

Varigheden af en positiv effekt af opfiskning afhænger sandsynligvis af flere forhold. Fosforkoncentrationen og den eksterne fosfortilførsel er tidligere og også i udenlandske undersøgelser vurderet til at være afgørende for, om der kan opnås mere permanente effekter. Sandsynligheden for positive effekter øges med mindsket fosforindhold, og det er blevet anbefalet, at ligevægtskoncentrationen i de lavvandede søer gerne skal ned under 0,05-0,1 mg P l⁻¹ (Jeppesen & Sammalkorpi, 2002). Det er imidlertid ikke muligt ud fra datamaterialet i denne rapport nærmere at fastsætte en grænse for, hvor langt man skal ned for at opnå længerevarende eller vedvarende effekter, idet indgrebene på nær to tilfælde er gennemført i søer med et fosforindhold mellem 0,07 og 0,27 mg P l⁻¹ og i ingen tilfælde med et fosforindhold under 0,06 mg P l⁻¹. Den mobile fosforpulje i sedimentet og sandsynligheden for, at den interne fosforbelastning kommer til at styre søkoncentrationen, er sandsynligvis også vigtig for hvor permanente effekter, der kan skabes.

En meget væsentlig sideeffekt ved indgreb i fiskebestanden er, at tilbageholdelsen af både fosfor og kvælstof øges betydeligt i de lavvandede søer, hvis det lykkes at skabe klarvandede forhold. Dette har ikke blot stor betydning for søen selv ved at skabe selvforstærkende effekter, men også for belastningen af eventuelt nedstrømsbeliggende vandområder. På den anden side udgør en høj tilbageholdelse af fosfor også en potentiel risiko for, at søen senere påvirkes internt med frigivelse af fosfor fra søbunden, hvis søen vender tilbage til uklare forhold. Dette er set i flere eksempler, hvor sommerkoncentrationen ca. fordobles ved skiftet tilbage til den uklare tilstand.

Endelig er der nødvendigheden af overhovedet at gennemføre opfiskninger, hvis den eksterne næringsstofbelastning reduceres tilstrækkeligt. Analyser af en række danske og udenlandske søers respons på reduceret fosforbelastning peger på, at fiskebestanden i søer forholdsvis hurtigt reagerer på en ny og lavere belastning (Jeppesen *et al.*, 2005a). Med mindre der ønskes hurtigere og mere markante effekter, bør behovet for indgreb i fiskebestanden derfor altid nøje vurderes.

Samlet set antyder resultaterne, at indgrebene ved opfiskning af fredfisk måske nærmere skal ses som en plejeforanstaltning, der bør gentages, end som et engangsindgreb – i hvert fald ved de næringsstofniveauer, som søerne i denne undersøgelse befinder sig på. Antallet af søer med tidsserier over 10 år efter indgrebet er som nævnt meget begrænset, så konklusioner omkring langtidseffekterne er stadigvæk usikre.

Udsætning af geddeyngel

De hidtidige udsætninger af geddeyngel har på nær enkelte tilfælde ikke ført til væsentlige forbedringer i søernes tilstand (*Skov m.fl., 2006a*). DFU har på den baggrund anbefalet, at udsætninger af geddeyngel som et værktøj til sørestaurering indstilles i den form, der indtil nu er praktiseret. Det er en mulighed, at metoden vil virke bedre, såfremt der udsættes geddeyngel af en større størrelse, end der hidtil typisk er anvendt. Der bør dog indledningsvis fokuseres på at indsamle viden om den enkelte søs fiskesammensætning og herunder specielt gedder og karpesammensætning og rekrutteringsmønstre. Det vil gøre det muligt at optimere udsætningstidspunktet og dermed forbedre chancerne for en effektiv geddeudsætning.

Øvrige metoder

En række øvrige metoder er anvendt til restaurering af søer i Danmark, men de er alle kun gennemført i få søer og flere af dem kun inden for de seneste år, så det er vanskeligt at drage generelle konklusioner.

Iltning er gennemført i 6 søer, og det har i alle tilfælde givet tydelige effekter i form af mindsket ophobning af fosfor i bundvandet og også mindre koncentrationer af ammonium. Bunddyrene er også i flere tilfælde gået betydeligt frem i forbindelse med iltningen. På nær et tilfælde, hvor det kan være vanskeligt at adskille effekten af øvrige tiltag, ses dog kun få eller ingen effekter på overfladevandets vandkvalitet. Ved ophør af iltning øges ophobningen af fosfor igen i bundvandet, og det understreger, at iltning må gennemføres gennem mange år. Ved iltningen kan der være risiko for, at den mobile fosforpulje øges i forbindelse med mineralisering af organisk materiale.

Tilsætning af aluminium som restaureringsmetode er først for nylig begyndt at blive anvendt i større stil i Danmark. Indtil videre er den dog kun anvendt i 6 søer, hvoraf der kun fra 2 søer er data fra mere end et år efter behandlingen. De umiddelbare resultater af aluminiumstilsætningen er meget markante i form af kraftigt mindsket indhold af fosfor og øget sigtddybde. Det er dog usikkert, i hvor lang tid effekten kan holdes, og i Sønderby Sø, hvor der nu er data 5 år efter indgrebet, er der klare tegn på tilbagefald, selvom fosforkoncentrationen stadigvæk er betydeligt lavere end før aluminiumstilsætningen. Årsagen til tilbagefald kan dog også skyldes en fortsat høj ekstern fosfortilførsel. Der er ikke sporet bivirkninger af aluminiumstilsætning i form af toksiske effekter eller øget ophobning af aluminium i fisk og bunddyr ved de danske forsøg.

Sedimentfjernelse er anvendt i flere småsøer, hvor det blandt andet er lykkedes at genskabe gode vækst-

vilkår for grundskudsplanter ved at fjerne det øverste organisk rige sedimentlag.

Økonomi

Omkostningerne ved de forskellige former for restaurering varierer fra sø til sø, men er billigst for opfiskning af fredfisk, der i gennemsnit koster 13.000 kr per ha søoverflade. De gennemsnitlige udgifter til iltning og aluminiumstilsætning er opgjort til henholdsvis 20.000 kr og 33.000 kr per ha søoverflade. Sedimentfjernelse er væsentligt dyrere. Disse beregninger indeholder ikke nogen former for cost-benefit analyser og vurderer således ikke hverken varigheden eller effekten af indgrebene og dermed ikke i hvilket omfang, nogle typer af indgreb evt. skal gentages for at fastholde en given effekt.

7.2 Perspektiver og anbefalinger

Perspektiverne omkring anvendelsen af sørestaurering er positive, men ingen af de hidtidigt anvendte metoder kan ses som nogen ultimativ løsning. Det er derfor stadigvæk helt centralt at fokusere på at begrænse den eksterne næringsstofftilførsel for på sigt at kunne skabe en bedre miljøtilstand i de danske søer.

I relation til EU's Vandrammedirektiv kan restaurering være et redskab til at opnå en god økologisk tilstand og dermed opfylde direktivets forpligtigelser. Men heller ikke her kan en restaurering med den viden, vi har i dag, ses som en varig løsning. Også her bør fokus stadig rettes mod at begrænse den eksterne næringsstofftilførsel for at skabe permanent forbedrede tilstande.

Klimaet er under ændring, og det kan få indflydelse på, hvordan restaurering af søer skal gribes an (*Søndergaard m.fl., 2006b; Jeppesen m.fl. 2007*). Klimaændringer kan påvirke en række biologiske forhold. Eksempelvis kan det forventes, at karpe hyppigere vil yngle i danske søer i et varmere klima. Hvis karpe bliver en mere almindelig fiskeart, kan det påvirke søernes tilstand negativt, idet karpe har særlig stor effekt på suspenderet stof, der ophvirvles ved fødesøgningen i søbunden (*Breukelaar m.fl., 1994*). Desuden må det antages, at brasen vil få bedre vækstbetingelser, da den er mere dominerende ved samme næringsstofkoncentrationer i Mitteleuropa (*Meijer m.fl., 1999; Mehner m.fl., 2007*). Også det vil modvirke forbedringer som følge af andre tiltag.

En anden effekt af klimaændringer er en øget mængde og evt. ændret fordeling af nedbør over året. Øget nedbør kan generelt føre til øget udvaskning af næringsstoffer og dermed en forværring af tilstanden i søerne. Dertil kommer, at næringsstoffrigivelsen fra søbunden må forventes at øges, når temperaturen stiger (*Jensen m.fl., 2006*), og planternes evne til at skabe klarvandede tilstande må forventes at blive svækket (*Jeppesen m.fl., 2006 og 2007*).

Som nævnt giver resultaterne fra søerne i denne rapport ikke mulighed for nærmere at fastsætte, hvor langt man skal ned i næringsstoffindhold, for at der kan opnås længerevarende effekter. Det anbefales dog, at fosforniveauet i en ligevægtssituation er $< 0,050 \text{ mg P l}^{-1}$ for

lavvandede søer og $< 0,025 \text{ mg P l}^{-1}$ for dybe søer, som tidligere er anbefalet som grænseværdier for en god økologisk tilstand i alkaliske ikke brunvandede søer i Danmark i forbindelse med forberedelsen til implementering af Vandrammedirektivet (*Søndergaard m.fl., 2003*).

Fremover er det måske også nødvendigt i højere grad at se søer som en mere integreret del af det opland, de ligger i. Dette gælder i forhold til næringsbelastningen, men også i forhold til den vandring af fisk, der ser ud til at finde sted mellem mange søer og vandområder i løbet af året (*Skov m.fl., under udarbejdelse*).

Indtil nu har næsten alle danske restaureringsprojekter været initieret og gennemført af amterne. Efter amternes nedlæggelse per 1. januar 2007 er det uvist, hvilken fremtid sørestaureringsprojekter fremover vil have i Danmark, og i hvilket omfang de nye kommuner vil anvende restaurering som et værktøj til at opnå en bedre vandkvalitet i søer. Denne rapport kan forhåbentlig sikre, at så meget som muligt af den viden, der er opsamlet gennem årene, kan anvendes fremover. De hidtidige restaureringsindgreb illustrerer, at det er vigtigt at have et godt forhåndskendskab til de søer, som ønskes restaureret. Hvis der f.eks. stadigvæk er en høj ekstern fosfortilførsel, kan det være en bedre langsigtet

løsning at nedbringe belastningen. Af hensyn til tolkningen af restaureringsindgrebet og det videre arbejde fremover er det også vigtigt, at effekterne af indgrebene følges systematisk. Kun ad denne vej kan grundlaget for forvaltningen af vore søer til stadighed forbedres.



Forsøgsanlæg i Lemming til vurdering af klimaeffekter i søer. Foto: Martin Søndergaard.

8

Referencer

- Berg, S., Jeppesen, E. & Søndergaard, M. 1997: Pike (*Esox lucius* L.) stocking as a biomanipulation tool. Effects on the fish population in Lake Lyng, Denmark. – *Hydrobiologia* 342/343: 311–318.
- Bramm, M. & Christensen, I. 2006: Management and restoration of lakes in Denmark, Lake Promo. 2006. County of North Jutland. 52 pp.
- Breukelaar, A.W., Lammens, E.H.R.R., Klein Breteler, J.P.G. & Tatrai, I. 1994: Effects of benthivorous bream (*Abramis brama* L.) and carp (*Cyprinus carpio* L.) on sediment resuspension and concentration of nutrients and chlorophyll *a*. – *Freshwater Biology* 32: 113–121.
- Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, A. & Nichols, S.A. 2005: Restoration and Management of Lakes and Reservoirs, 3rd ed. Boca Raton, Florida, USA: Taylor & Francis Group. 591 pp.
- Cryer, M., Peirson, G. & Townsend, C.R. 1986: Reciprocal interactions between roach, *Rutilus rutilus*, and zooplankton in a small lake: Prey dynamics and fish growth and recruitment. – *Limnology & Oceanography* 3: 1022–1038.
- Ejbye-Ernst, M., Jepsen, O. & Reschat, P. 2001: Sedimentfjernelse i søer. – *Vand og Jord* 8(2): 61–66.
- Franco-Dossar, F. & Marsbøll, S. 2000: Rørbæk Sø. Vejle Amt, Teknik og Miljø. 58 s.
- Frederiksborg Amt 2006: Restoration of Lake Fure – a nutrient rich lake near Copenhagen. LIFE02NAT/DK/8589. 65 pp.
- Jacobsen, L., Berg S. & Skov, C. 2004: Management of lake fish populations and lake fisheries in Denmark: history and current status. – *Fisheries Management and Ecology* 11: 219–224.
- Jeppesen, E., Kristensen, P., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Mortensen, E. & Lauridsen, T.L. 1991: Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow, eutrophic Danish lakes: duration, regulating factors and methods for overcoming resilience. – *Memorie dell' Istituto Italiano di Idrobiologia* 48: 127–148.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K. (eds.) 1998: The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. Springer. 423 pp. – *Ecological Studies* 131.
- Jeppesen, E. & Sammalkorpi, I. 2002: Lakes. In: Perrow, M.R. & Davy, A.J. (eds): *Handbook of Ecological Restoration*. Vol. 2: Restoration in Practice. Cambridge University Press. Pp. 297–324.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., González Sagrario, M.A. & Gomà, J. 2004: Spiller kvælstof en større rolle i lavvandede søer end hidtil antaget? – *Vand & Jord* 11(3): 98–101.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Havens, K., Anneville, O., Carvalho, L., Coveney, M.F., Deneke, R., Dokulil, M., Foy, B., Gerdeaux, D., Hampton, S.E., Kangur, K., Köhler, J., Körner, 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. 2005a: Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. – *Freshwater Biology* 50: 1747–1771.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M. & Lauridsen, T.L. 2005b: Response of fish and plankton to nutrient loading reduction in eight shallow Danish lakes with special emphasis on seasonal dynamics. – *Freshwater Biology* 50: 1616–1627.
- Jeppesen, E., Christoffersen, K., Kamp-Nielsen, L., Landkildehus, F., Lauridsen, T.L., Kristensen, T.B., Liboriussen, L., Meerhoff, M., Pedersen, A.R., Søndergaard, M. & Søndergaard, M. 2006: Klimaforandrings betydning for søer. I: Søndergaard, M., Kronvang, B., Pejrup, M. & Sand-Jensen, K. (red.): *Vand og vejir om 100 år. Klimaforandringer og det danske vandmiljø*. Hovedland. s. 74–89.
- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Jacobsen, B.A., Hansen, R.S., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Lauridsen, T.L., Mazzeo, N. & Branco, C. 2007: Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation – the successful strategy depends on lake size and climate. – *Hydrobiologia* 581: 569–285.

- Johansson, L.S., Søndergaard, M., Liboriussen, L. & Jakobsen, T.S. 2006: Miljøtilstand og udvikling i Viborgsøerne 1985-2005. Danmarks Miljøundersøgelser. 55 s. – Faglig rapport fra DMU 607.
- Jørgensen, H.E. 2006: Maribosøerne. Ynglefugle 2005, Status og udvikling siden 1977. Storstrøms Amt, Teknik- og Miljøforvaltningen. 113 s.
- Jørgensen, T.B. 1998: Sedimentfjernelse, Brabrand Sø. I: Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P., Lauridsen, T.L., Müller, J.P., Jensen, H.J., Berg, S. & Hvidt, C. (red.) 1998: Sørestaurering i Danmark, Metoder, erfaringer og anbefalinger. 283 s. – Miljønyt nr. 28.
- Kragh Andersen, P. & Væth, M. 1988: Statistisk analyse af overlevelsesdata ved lægevidenskabelige undersøgelser. 2. oplag. København: FADL's Forlag. 213 s.
- Lauridsen, T.L., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Strzelczak, A. & Sortkjær, L. 2005: Søer 2004. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. 62 s. – Faglig rapport fra DMU 553.
- Lauridsen, T.L., Jeppesen, E. & Andersen, F.Ø. 1993: Colonization of submerged macrophytes in shallow fish manipulated Lake Væng: Impact of sediment composition and birds grazing. – Aquatic Botany 46:1–15.
- Lauridsen, T.L., Jeppesen, E. & Søndergaard, M. 1994: Colonization and succession of submerged macrophytes in shallow Lake Væng during the first five years following fishmanipulation. – Hydrobiologia 275/276: 233–242.
- Lazarro, X. & Starling, F.L.R.M. 2005: Using biomani- pulation to control eutrophication in shallow tropical urban reservoirs (Lago Paranoá, Brazil). In: Reddy, M.V. (Ed.): Restoration and Management of Tropical Eutrophic Lakes. Enfield, N.H.: Science Publishers. Pp. 361–387.
- Mehner, T. & Thiel, R. 1999: A review of predation impact by 0⁺ fish on zooplankton in fresh and brackish waters of the temperate northern hemisphere. – Environmental Biology of Fishes 56: 169–181.
- Mehner, T., Holmgren, K., Lauridsen, T. L., Jeppesen E., & Diekmann, M. 2007: Lake depth and geographical position modify lake fish assemblages of the European "Central Plains" ecoregion. – Freshwater Biology 52(11): 2285–2297.
- Meijer, M.-L., de Boois, I., Scheffer, M., Portielje, R. & Hosper, H. 1999: Biomani- pulation in Netherlands: an evaluation of 18 case studies in shallow lakes. – Hydrobiologia 408/409: 13–30.
- Peimen, P. 2005: Dianchi Lake – A hypertropic lake in China. In: Reddy, M.V. (Ed.): Restoration and Management of Tropical Eutrophic Lakes. Enfield, N.H.: Science Publishers. Pp. 423–518.
- Projektrapport 2004: Tjele Langsø – Vurdering af miljø- tilstanden og restaureringsforsøg. Projektgruppe D119. Institut for Vand, Jord og Miljøteknik, Aal- borg Universitet.
- Reitzel, K., Hansen, J., Andersen, F.O., Hansen, K.S. & Jensen, H. 2005: Lake restoration by dosing aluminum relative to mobile phosphorus in the sediment. – Environmental Science & Technology 39: 4134-4140.
- Ripl, W. 1976: Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate – a new restoration method. – Ambio 5(3): 132–135.
- Romare, P. & Bergman, E. 1999: Juvenile fish expan- sion following biomanipulation and its effect on zooplankton. – Hydrobiologia 404: 89–97.
- Skov, C., Jacobsen, L., Berg, S., Olsen, J. & Bekkevold, D. 2006a: Udsætning af geddeyngel i danske søer: Ef- fektvurdering og perspektivering. Danmarks Fiske- riundersøgelser. – DFU-rapport 161-06.
- Skov, C., Berg, S. & Olsen, J. 2006b: Udsætning af geddeyngel og etablering af en geddebestand I Københavns Indre Søer 2002-2006, Slutrapport. Rapport til Københavns Kommune. Danmarks Fiskeriundersøgelser. 39 s.
- Skov, C. 2002: Stocking 0⁺ pike (*Esox lucius* L.) as a tool in the biomanipulation of shallow eutrophic lakes. PhD thesis. University of Copenhagen. 205 pp.
- Skov, C. & Berg, S. 1999: Utilization of natural and ar- tificial habitats by YOY pike in a biomanipulated lake. – Hydrobiologia 408/409: 115–122.
- Skov, C. & Berg, S. 2003: Udsætning af geddeyngel i Københavns Indre Søer 2002: Overlevelse, habitat- valg, vækst, fødevalg og afledte effekter. Rapport til Københavns Kommune. Danmarks Fiskeriun- dersøgelser. 15 s.
- Skov- og Naturstyrelsen 1997. Vejledning om regler for udsætning af fisk, krebsdyr og bløddyr i de ferske vande. Skov- og Naturstyrelsen. 32 s.
- Skovgaard, H. 2002: Restaurering af 5 søer ved indgreb i fiskebestanden. Århus Amt, Natur og Miljø. 84 s.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E. & Berg, S. 1997: Pike (*Esox lucius* L.) stocking as biomanipulation tool. 2. Effects on the lower trophic levels in Lake Lyng, Denmark. – Hydrobiologia 342/343: 319–325.

- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P., Lauridsen, T.L., Müller, J.P., Jensen, H.J., Berg, S. & Hvidt, C. (red.), 1998: Sørestaurering i Danmark, Metoder, erfaringer og anbefalinger. 289 s. – Miljønyt nr. 28.
- Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. 2003: Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. – *Hydrobiologia* 506/509: 135–145.
- Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Jeppesen, E. & Bruun, L. 1997: Macrophyte-waterfowl interactions: tracking a variable resource and the impact of herbivory on plant growth. In: Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K. (red.): The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Springer Verlag. Pp. 298–306. – *Ecological Studies* 131.
- Søndergaard, M., Olufsen, 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. – *Aquatic Botany* 53: 73–84.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P. (redaktører), Bradshaw, E., Skovgaard, H. & Grünfeld, S. 2003: Vandrammedirektivet og danske søer. Del I: Søtyper, referencetilstand og økologiske kvalitetsklasser. Danmarks Miljøundersøgelser. 140 s. – Faglig rapport fra DMU 475.
- Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. 2005: Seasonal response of nutrients to reduced phosphorus loading in 12 Danish lakes. – *Freshwater Biology* 50: 1605–1615.
- Søndergaard, M., Skriver, J. & Henriksen, P. (red.) 2006a: Vandmiljø – biologisk tilstand. Forlaget Hovedland. 104 s. – MiljøBiblioteket 10.
- Søndergaard, M., Kronvang, B., Pejrup, M. & Sand-Jensen, K. 2006b: Vand og vejr om 100 år: klimaforandringer og det danske vandmiljø. Forlaget Hovedland. 144 s.
- Townsend, C. R. & Perrow, M.R. 1989: Eutrophication may produce population-cycles in roach, *Rutilus rutilus*, by 2 contrasting mechanisms. – *Journal of Fish Biology* 34: 161–164.

[Tom side]

Vodtræk efter fisk i Furesøen. Foto: Peter Fabricius.



Bilag 9.1 Oversigt over restaurerede søer og de anvendte metoder.

Bilag 9.2 Oversigt over søer med opfiskning og mængden af fisk fjernet.

Bilag 9.3 Oversigt over koncentrationen af klorofyl *a*, totalkvælstof, totalfosfor og suspenderet stof i de 40 søer, hvor der er fjernet fisk.

Bilag 9.4 Oversigt over indholdet i Del II.

Bilag 9.1 Oversigt over restaurerede søer og de anvendte metoder.

Sø	areal (ha)	Amt	Opfisk	Rovfisk	Udplant	Sediment	Aluminium	Nitrat/Jern	Iltning
Arreskov Sø	317	Fyn	x	x					
Bastrup Sø	32	Frederiksborg	x	x					
Borup Sø	9	Roskilde	x	x					
Borbjerg Møllesø	13	Ringkjøbing	x	x	x				
Brabrand Sø	153	Århus				x			
Bønstrup Sø	10	Vejle				x			
Dalby Sø	15	Roskilde	x	x					
Dallund Sø	15	Fyn	x	x					
Ejstrup Sø	42	Vejle	x						
Engelsholm Sø	44	Vejle	x		x				
Ferring Sø	320	Ringkjøbing		x					
Furesøen	941	Frederiksborg	x	x					x
Frederiksborg Slotssø	21	Frederiksborg	x	x			x		
Gjorslev Møllesø	23	Storstrøm		x					
Grindsted Engsø	30	Ribe	x						
Guldager Møledam	2,5	Ribe	x	x		x			
Gurre Sø	210	Frederiksborg	x						
Gødstrup Sø	44	Ringkjøbing	x	x					
Haderslev Dam	285	Sønderjylland	x	x					
Hald Sø	340	Viborg							x
Hale Sø	10	Viborg	x						
Hals Sø	42	Århus		x					
Hejrede Sø	51	Storstrøm	x	x					
Hulemose	6,5	Storstrøm		x					
Huno Sø	6	Storstrøm		x					
Kastelgraven		Kbh. kom.		x					
Knold Sø		Ribe				x			
Hvidkilde Sø	64	Fyn	x	x					
Kleitrup Sø	132	Viborg	x	x					
Klokkeholm Møllesø	7	Nordjylland	x						
Kolding Slotssø	13	Vejle	x	x					
Kollelev Mose	5	Kbh. Amt	x				x	jern	(x)
Lading Sø	56	Århus	x	x					
Liselund 2	0,3	Storstrøm		x					
Liselund 5	1,5	Storstrøm		x					
Listrup Lyng	2	Storstrøm		x					
Loldrup Sø	39	Viborg	x						
Louns Sø	40	Nordjylland		x					
Lyng Sø	10	Århus		x				nitrat	
Marebækssøer	21	Ribe	x	x		x			
Maribo Sønderø	852	Storstrøm	x	x					
Nordborg Sø	56	Sønderjylland					x		
Nydam	2	Kbh. Amt	x						
Nørresø	122	Ringkjøbing	x						
Nørresø	69	Fyn	x						
Oldenor	35	Sønderjylland		x					
Peblinge Sø	10,4	Kbh. kom.	x	x					

Sø	areal (ha)	Amt	Opfisk	Rovfisk	Udplant	Sediment	Aluminium	Nitrat/Jern	Iltning
Pedersborg Sø	16	Vestsjælland		x					
Poulstrup	1	Nordjylland	x	x					
Ramten Sø	29	Århus	x	x					
Rugård Nørresø	32	Århus	x	x					
Rødding Sø	21	Viborg		x					
Rørbæk Sø	84	Vejle	x						
Sakskøbing sø	1,2	Storstrøm		x					
Skarre Sø	194	Vestsjælland	x	x					
Skt. Jørgens Sø, Syd	6,6	Kbh. kom.	x	x					
Skt. Jørgens Sø, Nord	6,1	Kbh. kom.	x	x					
Skærsø	16	Vejle	x	x					
Sortedams Sø, Nord	14,4	Kbh. kom.	x	x					
Sortedams Sø, Syd	9,2	Kbh. kom.	x	x					
Sortesø		Ribe				x			
Sorø Sø	214	Vestsjælland		x					
St. Geddesø	2,4	Storstrøm		x					
St. Sjørup Sø		Århus				x			
Stubbergård Sø	150	Viborg	x						
Stubbe Sø	404	Århus	x	x					
Søbo Sø	21	Fyn	x	x					
Sønderby Sø		Fyn					x		
Sønderskov Mølledam		Ribe				x			
Søndersø	134	Kbh. Amt	x	x					
Tillerup Sø	7,5	Århus	x	x					
Tjele Langsø	472	Viborg							x
Torup Sø	18	Vejle	x	x					x
Tueholm Sø	18	Kbh. Amt	x	x					
Udbyovre Sø	18	Århus		x					
Vallum Sø	18	Århus	x	x					
Vandkraftsøen		Ringkjøbing				x			
Vedbøl Sø	15	Sønderjylland	x	x	x				
Vedsted Sø	8	Sønderjylland							x
Viborg Nørresø	123	Viborg		x					x
Viborg Søndersø	146	Viborg	x	x					
Væng Sø	16	Vejle	x						
Ål Præstesø	11	Ribe		x		x			

Bilag 9.2 Oversigt over søer med opfiskning og mængden af fisk fjernet.

Sø	Opfisket i alt		Antal år med opfiskning
	tons i alt	kg ha ⁻¹	
Arreskov Sø	–	–	
Bastrup Sø	6,8	213	3
Borbjerg Sø	15	1.133	7
Borup Sø	10	1.003	8
Dalby Sø	4,6	307	3
Dallund Sø	3,3	220	3
Ejstrup Sø	26,8	638	4
Engelsholm Sø	33,7	766	4
Frederiksborg Slotssø	13,9	623	3
Furesøen	177,2	188	3
Grindsted Engsø	4,8	160	3
Guldager Møledam	0,75	300	1
Haderslev Dam	248	922	6
Hale Sø	1,5	150	1
Hvidkilde Sø	11,4	190	2
Kleitrup Sø	48	378	9
Klokkerholm Møllesø	3	429	1
Kollelev Mose	4,7	940	3
Lading Sø	33,5	713	4
Loldrup Sø	24,1	618	5
Marbæk Søerne	13	619	2
Maribo Søndersø	133	156	15
Nydam	0,7	350	3
Nørresø, Fyns Amt	4,2	61	3
Nørresø, Ringkøbing Amt	8,4	74	2
Ramten Sø	10,4	359	4
Rugård Nørresø	9,3	258	2
Rørbæk Sø	74,9	892	12
Skarresø	–	–	
Skærsø	4,5	281	5
Stubbe Sø	131	348	4
Stubbergård Sø	131,1	851	4
Søbo Sø	8,3	395	4
Tillerup Sø	4,2	700	4
Torup Sø	1,8	100	3
Tueholm Sø	14,3	800	5
Vallum Sø	3,8	345	2
Vedbøl Sø	0,6	41	2
Viborg Søndersø	198,2	1.356	19
Væng Sø	4	255	3

Bilag 9.3 Oversigt over koncentrationen af klorofyl a, totalkvælstof (TN), totalfosfor (TP) og suspenderet stof (SS) i de 40 søer, hvor der er fjernet fisk med angivelse af sommergennemsnit før (1-3 år) og efter (1-3 år) indgreb.

	Klorofyl a (mg l ⁻¹)		TN (mg l ⁻¹)		TP (mg l ⁻¹)		SS (mg l ⁻¹)	
	1-3 år før	1-3 år efter	1-3 år før	1-3 år efter	1-3 år før	1-3 år efter	1-3 år før	1-3 år efter
Arreskov Sø	0,144	0,048	2,91	1,57	0,235	0,125	55,3	12,4
Bastrup Sø	0,038	0,021	1,01	0,87	0,075	0,062	11,1	6,3
Borbjerg Møllesø	0,194	0,096	2,08	1,68	0,269	0,162	39,8	23,6
Borup Sø	0,121	0,070	3,17	2,31	0,224	0,155	32,5	20,6
Dalby Sø	0,197	0,093	3,93	2,58	0,272	0,220	68,0	28,3
Dallund Sø	0,090	0,048	2,02	1,23	0,152	0,082	24,4	12,2
Ejstrup Sø	0,098	0,033	1,51	0,78	0,159	0,066	16,2	
Engelsholm Sø	0,086	0,066	1,88	1,28	0,136	0,105	23,8	14,9
Frederiksborg Slotssø	0,128*		1,20*		0,437*			
Furesøen	0,017	0,017	0,69	0,74	0,066	0,058	3,2	3,8
Grindsted Engsø	0,056	0,013	1,35	2,08	0,061	0,027	15,0	5,2
Guldager Møledam		0,061		6,83		0,093		17,6
Haderslev Dam	0,208	0,134	2,01	1,98	0,334	0,274	40,2	33,3
Hale Sø	0,048	0,046	2,05	3,11	0,233	0,911	8,4	12,9
Hvidkilde Sø	0,094	0,039	1,34	1,12	0,204	0,177	15,6	8,2
Klejtrup Sø	0,089	0,091	2,65	2,20	0,202	0,136	19,1	25,6
Klokkerholm Møllesø	0,142*	0,129	2,44*	2,18	0,214*	0,098		
Kollelev Mose	0,033	0,085		1,40		0,303		
Lading Sø	0,059	0,050	2,09	1,28	0,145	0,146	29,3	17,0
Loldrup Sø	0,138	0,101	3,21	1,97	0,170	0,144	31,0	27,2
Marbæk Sø		0,183		3,10		0,329		51,3
Maribo Sønder sø	0,082	0,124	1,89	2,59	0,094	0,099	32,3	49,2
Nydam	0,027	0,030	1,48	1,22	0,166	0,108		8,1
Nørresø, Fyns Amt	0,052	0,062	1,93	1,26	0,077	0,075	27,2	8,6
Nørresø, Ringkøbing Amt	0,026	0,019	1,84	1,18	0,076	0,058	15,5	14,5
Ramten Sø	0,133	0,049	4,09	2,03	0,218	0,078	57,5	15,4
Rugård Nørresø	0,136	0,031	1,68	1,26	0,238	0,418	19,1	7,2
Rørbæk Sø	0,056	0,041	1,48	1,04	0,078	0,066	16,2	
Skarresø	0,033	0,019	1,50	1,11	0,136	0,257		
Skær Sø	0,049	0,030	1,59	1,33	0,099	0,077	5,3*	11,4
Stubbe Sø	0,047	0,041	1,27	1,11	0,081	0,070	18,4	16,3
Stubbergård Sø	0,142	0,083	2,74	1,49	0,238	0,260	39,6	18,0
Søbo Sø	0,042	0,034	2,04	1,40	0,068	0,072	11,3	8,1
Tillerup Sø	0,038	0,027	1,62	1,49	0,129	0,099	17,4	12,3
Torup Sø	0,044	0,023	1,76	1,09	0,077	0,046		
Tueholm Sø		0,080		1,40		0,139		
Vallum Sø	0,093	0,067	2,31	1,24	0,141	0,080	25,2	10,9
Vedbøl Sø	0,098*	0,052	2,02*	3,41	0,246*	0,224		12,9
Viborg Sønder sø	0,066	0,050	1,96	1,47	0,200	0,236	16,3	19,4
Væng Sø	0,075	0,029	0,97	0,77	0,154	0,088	18,8	7,3

*4-5 år før indgrebets start

Bilag 9.4 Oversigt over eksempelsamlingen i Del II.

Sørestauring i Danmark. Del II: eksempelsamling. – Faglig rapport fra DMU nr. 636.

Rapporten findes kun i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside: http://www.dmu.dk/Pub/FR636_Del2.pdf

1	Arreskov Sø	s. 9
2	Bastrup Sø	s. 23
3	Borbjerg Møllesø	s. 30
4	Borup Sø	s. 42
5	Ejstrup Sø	s. 51
6	Engelsholm Sø	s. 58
7	Frederiksborg Slotssø	s. 70
8	Furesø	s. 84
9	Hald Sø	s. 99
10	Hale Sø	s. 110
11	De Indre Søer – Skt. Jørgens Sø, Peblinge Sø og Sortedams Sø	s. 116
12	Klejtrup Sø	s. 139
13	Klokkeholm Møllesø	s. 152
14	Kollelev Mose	s. 162
15	Maribo Søundersø	s. 173
16	Nydam	s. 195
17	Ramten og Dystrup Sø	s. 202
18	Rugård Nørresø	s. 214
19	Rørbæk Sø	s. 223
20	Skærsø	s. 236
21	Stubbe Sø	s. 247
22	Søbo Sø	s. 258
23	Sønderby Sø	s. 265
24	Torup Sø - Iltning af bundvand	s. 275
25	Vedsted Sø	s. 292
26	Væng Sø	s. 301

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 publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. 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 Miljøkemi og Mikrobiologi
Afdeling for Arktisk Miljø

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejløvej 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

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

- Nr./No. 2007**
- 630 Control of Pesticides 2005. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 24 pp.
 - 629 A chemical and biological study of the impact of a suspected oil seep at the coast of Marraat, Nuussuaq, Greenland. With a summary of other environmental studies of hydrocarbons in Greenland. By Mosbech, A. et al. 55 pp.
 - 628 Danish Emission Inventories for Stationary Combustion Plants. Inventories until year 2004. By Nielsen, O.-K., Nielsen, M. & Illerup, J.B. 176 pp.
 - 627 Verification of the Danish emission inventory data by national and international data comparisons. By Fauser, P. et al. 51 pp.
 - 626 Trafikdræbte større dyr i Danmark – kortlægning og analyse af påkørselsforhold. Af Andersen, P.N. & Madsen, A.B. 58 s.
 - 625 Virkemidler til realisering af målene i EU's Vandrammedirektiv. Udredning for udvalg nedsat af Finansministeriet og Miljøministeriet: Langsigtet indsats for bedre vandmiljø. Af Schou, J.S. et al. 128 s.
 - 624 Økologisk Risikovurdering af Genmodificerede Planter i 2006. Rapport over behandlede forsøgsudsætninger og markedsføringssager. Af Kjellsson, G. et al. 24 s.
 - 623 The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2006. By Kemp, K. et al. 41 pp.
 - 622 Interkalibrering af marine målemetoder 2006. Hjorth, M. et al. 65 s.
 - 621 Evaluering af langtransportmodeller i NOVANA. Af Frohn, L.M. et al. 30 s.
 - 620 Vurdering af anvendelse af SCR-katalysatorer på tunge køretøjer som virkemiddel til nedbringelse af NO₂ forureningen i de største danske byer. Af Palmgren, F., Berkowicz, R., Ketzl, M. & Winther, M. 39 s.
 - 619 DEVANO. Decentral Vand- og Naturovervågning. Af Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Jensen, P.N. 35 s.
 - 618 Strategic Environmental Impact Assessment of hydrocarbon activities in the Disko West area. By Mosbech, A., Boertmann, D. & Jespersen, M. 187 pp.
 - 617 Elg i Danmark. Af Sunde, P. & Olesen, C.R. 49 s.
 - 615 NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse 2007-09. Del II. Af Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Jensen, P.N. 119 s.
 - 614 Environmental monitoring at the Nalunaq Gold Mine, South Greenland 2006. By Glahder, C.M. & Asmund, G. 26 pp.
 - 613 PAH i muslinger fra indre danske farvande, 1998-2005. Niveauer, udvikling over tid og vurdering af mulige kilder. Af Hansen, A.B. 70 s.
 - 612 Recipientundersøgelse ved grønlandske lossepladser. Af Asmun, G. 110 s.
 - 611 Projection of Greenhouse Gas Emissions – 2005-2030. By Illerup, J.B. et al. 187 pp.
 - 610 Modellering af fordampning af pesticider fra jord og planter efter sprøjtning. Af Sørensen, P.B. et al. 41 s.
 - 609 OML : Review of a model formulation. By Rørdam, H., Berkowicz, R. & Løfstrøm, P. 128 pp.
 - 608 PFAS og organotinforbindelser i punktkilder og det akvatiske miljø. NOVANA screeningsundersøgelse. Af Strand, J. et al. 49 s.
- Nr./No. 2006**
- 607 Miljøtilstand og udvikling i Viborgsøerne 1985-2005. Af Johansson, L.S. et al. 55 s.
 - 606 Landsdækkende optælling af vandfugle, januar og februar 2004. Af Petersen, I.K. et al. 75 s.
 - 605 Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2005. Af Johansen, P. et al. 101 s.
 - 604 Annual Danish Emission Inventory Report to UNECE. Inventories from the base year of the protocols to year 2004. By Illerup, J.B. et al. 715 pp.
 - 603 Analysing and synthesising European legislation in relation to water. A watersketch Report under WP1. By Frederiksen, P. & Maenpaa, M. 96 pp.

Vandkvaliteten i de danske søer er i mange tilfælde utilfredsstillende på trods af store investeringer i forbedret spildevandsrensning. I forsøg på at forbedre kvaliteten er der gennem de sidste 20 år gennemført restaureringsindgreb i omkring 80 danske søer. De mest almindelige indgrebstyper har været udsætning af geddeyngel og opfiskning af fredfisk, men hertil kommer også iltning af bundvand, tilsætning af aluminium, opgravning af sediment samt flere andre metoder. Effekterne af indgrebene har været meget forskellige. Effekterne af geddeudsætning har været meget begrænsede, mens opfiskning af fredfisk i de fleste tilfælde har haft markante positive effekter på vandkvaliteten. Der er dog en klar tendens til, at effekten fortager sig efter 8-10 år, hvilket antyder at opfiskning mest skal ses som en plejeforanstaltning.