



VEJLEDNING FOR GENNEMFØRELSE AF SØRESTAURERING

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 149

2015



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

VEJLEDNING FOR GENNEMFØRELSE AF SØRESTAURERING

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 149

2015

Martin Søndergaard¹

Torben L. Lauridsen¹

Henning Jensen²

Sara Egemose²

Kasper Reitzel²

¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

² Syddansk Universitet, Biologisk Institut



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 149
Titel:	Vejledning for gennemførelse af sørestaurering
Forfattere:	Martin Søndergaard ¹ , Torben L. Lauridsen ¹ , Henning Jensen ² , Sara Egemose ² & Kasper Reitzel ²
Institutioner:	¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience & ² Syddansk Universitet, Biologisk Institut
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	April 2015
Redaktion afsluttet:	Februar 2015
Faglig kommentering:	Naturstyrelsen
Kvalitetssikring, DCE:	Poul Nordemann Jensen
Finansiel støtte:	Naturstyrelsen
Bedes citeret:	Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Jensen, H., Egemose, S. & Reitzel, K. 2015. Vejledning for gennemførelse af sørestaurering. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 42 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 149 http://dce2.au.dk/pub/SR149.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Sørestaurering er et af virkemidlerne til at opnå en tilstrækkelig god økologisk kvalitet i de danske søer omfattet af vandplanerne. I denne rapport gennemgås de forskellige mulige metoder og deres anvendelighed, og der gives en vejledning i hvilke forhold der skal vurderes forud for, under og efter en restaurering.
Emneord:	Søer, sørestaurering, aluminiumsbehandling, Phoslock, iltning, sedimentfjernelse, biomanipulation.
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Iltningskeglen anvendt ved iltningen af Torup Sø (foto: Martin Søndergaard)
ISBN:	978-87-7156-139-5
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	42
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR149.pdf

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
1 Sørestaurering	8
1.1 Indledning	8
1.2 Baggrund og formål med sørestaurering	8
2 Forundersøgelsen	9
2.1 Verificering og eventuel opdatering af vandområdeplanens vurdering	9
3 Valg af restaureringsmetode	12
4 Kemisk fældning af P med aluminium eller Phoslock	13
4.1 Baggrund og erfaringer	13
4.2 Kriterier for kemisk fældning af P med Al eller Phoslock	14
4.3 Beregning af dosering	16
4.4 Beskrivelse af behandlingens forløb	16
4.5 Monitoringsprogram før, under og efter behandling	17
4.6 Ansøgning om tilladelse til kemisk fældning med Al eller Phoslock	18
4.7 Valg af produkt og omkostninger ved behandling	19
5 Sedimentfjernelse	20
5.1 Baggrund og erfaringer	20
5.2 Kriterier for sedimentfjernelse	20
5.3 Økonomi	21
6 Iltning	22
6.1 Baggrund og erfaringer	22
6.2 Økonomi	23
7 Biomanipulation	24
7.1 Baggrund og erfaringer	24
7.2 Kriterier for biomanipulation	24
7.3 Opfiskningsmetoder	25
7.4 Tidspunkt for opfiskning	26
7.5 Opfiskningsmængder	26
7.6 Typer af fisk, der fjernes	27
7.7 Monitoring efter opfiskning	27
7.8 Eksemplet Væng Sø.	27
7.9 Økonomi	28
8 Andre metoder og kombination af flere metoder	29
8.1 Udplantning/beskyttelse af undervandsvegetation	29
8.2 Introduktion af vandremusling	29
8.3 Kombineret af metoder	29
9 Myndighedsbehandling	31

10 Opsummering/anbefalinger	32
11 Litteraturliste	34
Bilag	38

Forord

Denne rapport giver en vejledning til, hvordan restaurering af søer i Danmark gribes an. Vejledningen er en revideret udgave af en vejledning udgivet i 2013 (Naturstyrelsen, 2013) og har sin baggrund i vandplanerne udarbejdet for de danske søer i forbindelse med Vandrammedirektivets implementering.

Sammenfatning

Vandkvaliteten og den økologiske tilstand i de danske søer er især bestemt af mængden af tilførte næringsstoffer, hvoraf fosfor spiller den vigtigste rolle. Der er dog en del situationer, hvor det viser sig, at søerne ikke forbedres tilstrækkeligt, selvom tilførslen er reduceret til et tilstrækkeligt lavt niveau. Årsagen kan være, at der i søerne er en kemisk træghed, som skyldes, at der frigives fosfor fra en pulje ophobet i bunden af søen, eller en biologisk træghed, der bl.a. kan skyldes en fiskebestand domineret af skaller og brasen.

I vandplanerne og forslagene til vandområdeplanerne 2015-2021 er der angivet en række søer, som planlægges restaureret for at opnå mindst en god økologisk tilstand. Restaurering er fastlagt, hvor fosforpåvirkning af en sø er reduceret tilstrækkeligt, men hvor det vil forudsætte en aktiv indsats, hvis søen inden for 1-2 vandområdeplanperioder skal opnå god økologisk tilstand. Denne rapport gennemgår de forskellige muligheder, der er for at restaurere søer og giver en vejledning i, hvordan restaureringsprocessen håndteres fra forundersøgelse til gennemførelse og monitoring.

Forundersøgelsen skal indeholde en verificering af de data, som ligger til grund for at gennemføre en restaurering. Dette omfatter typisk informationer om den eksterne fosfortilførsel, søens ligevægtstilstand og en vurdering af den interne fosforbelastning.

Restaurering ved indgreb over for den interne fosforbelastning kan foretages ved kemisk fosforfældning, som omfatter enten tilførsel af aluminiumsalte eller det modificerede lerprodukt Phoslock[®]. Phoslock har endnu ikke været anvendt i Danmark, mens aluminiumsbehandling har været anvendt i seks søer siden 2001. Ved begge metoder er det vigtigt med et godt kendskab til søens alkalinitet for at undgå toksiske effekter. Under forundersøgelsen skal det således godtgøres, at søens alkalinitet er højere end 1 meq/l, og hvis der anvendes aluminium må der ikke være risiko for, at pH overstiger 8,5 i de første år efter behandlingen. Doseringsmængden kan beregnes i forhold til den potentielt mobile fosforpulje i sedimentet. Den interne fosforbelastning kan også begrænses ved at fjerne det fosforholdige sediment, men det er en relativ dyr metode, som i større søer kun har været anvendt én gang i Danmark.

I dybe og lagdelte søer har iltning af bundvandet været anvendt som en metode til at mindske ophobningen af fosfor i bundvandet og forbedre livsvilkårene for en række organismer på det dybe vand. Metoden har været anvendt i seks danske søer og anvendes stadigvæk i et par søer. Det er en metode, som kræver en langvarig behandling, og der er risiko for, at den øgede fosforbinding, der opnås ved iltningen, ikke kan opretholdes, når iltningen stopper.

Biomanipulation ved opfiskning er en restaureringsmetode, som kan anvendes i søer, hvor de dyreplanktonædende fisk såsom skalle og brasen dominerer. Metoden har været anvendt i mange søer de sidste årtier med henblik på at øge dyreplanktonets græsning på planteplanktonet og mindske ophvirvlingen af sediment ved deres fødesøgning på bunden. Der findes en række forskellige opfiskningsmetoder.

Ved alle typer af restaurering skal der gennemføres en monitoring af tilstanden før, under og efter restaureringen for at kunne dokumentere og evt. tilpasse indgrebet. I rapporten er det også ud fra danske erfaringer anslået, hvad det koster at gennemføre de forskellige former for restaureringsindgreb.

1 Sørestaurering

1.1 Indledning

I forbindelse med Vandrammedirektivets implementering og udarbejdelse af de første vandplaner blev der i 2010 nedsat en arbejdsgruppe, som skulle udarbejde kriterier for anvendelse af sørestaurering i indsatsplanlægningen. Arbejdsgruppen havde repræsentanter fra Naturstyrelsen og Kommunernes Landsforening, og med ekspertbistand fra Syddansk Universitet og Aarhus Universitet blev der udarbejdet en vejledning i sørestaurering (Naturstyrelsen, 2013).

Forud for implementeringen af de næste vandområdeplaner 2015-2021 og for at inddrage de mest dækkende og nyeste erfaringer med restaurering af søer har Naturstyrelsen ønsket en opdatering af vejledningen fra 2013.

1.2 Baggrund og formål med sørestaurering

Den økologiske kvalitet i søer afhænger i høj grad af næringsstofftilførslen, og her især tilførslen af fosfor (P), der ofte er det primært begrænsende næringsstof for søernes vækst af planteplankton. Selvom næringsstofftilførslen til en sø er nedbragt, kan der imidlertid gå mange år, før der ses en forbedring af vandkvaliteten. Dette skyldes ofte en kemisk og/eller biologisk træghed, der betyder, at der ikke altid sker den forventede forbedring af vandkvaliteten, selvom tilførslen af næringsstoffer reduceres.

Den kemiske træghed skyldes intern P-belastning – dvs. frigivelse fra den pulje af P, som er blevet ophobet i bunden af søen i perioder med en høj ekstern belastning. Den biologiske træghed kan skyldes en u hensigtsmæssig fiske sammensætning (for stor bestand af fredfisk), som fastholder søen i en dårlig tilstand. Langsom eller manglende indvandring af undervandsplanter i lavvandede søer, selvom søen er blevet klarvandet, kan også forsinke etablering af stabile klarvandede forhold. Se mere om baggrundene for søers forsinkede respons i Liboriussen et al. (2007a).

Kemisk og biologisk træghed i søerne kan derfor være skyld i, at målet om "god økologisk tilstand" ikke kan opnås uden indgreb i selve søen (sørestaurering) inden for en tilstrækkelig tidshorisont til trods for, at den eksterne næringsstofftilførsel er reduceret tilstrækkeligt. I udkast til vandområdeplanerne (Naturstyrelsen, 2014) er det vurderet, hvilke søer der har behov for sørestaurering som et virkemiddel til at forbedre den økologiske tilstand.

Gennemførelsen af en sørestaurering kan inddeles i tre faser: 1) forundersøgelsen, 2) selve restaureringsindgrebet og 3) monitorering af søtilstanden (før, under og efter indgrebet). Formålet med forundersøgelsen er dels at optimere beslutningsgrundlaget forud for indgrebet og den praktiske gennemførelse og dels endeligt at vurdere, om søen er egnet til sørestaurering. Selve restaureringsindgrebet kan omfatte flere metoder, som det er beskrevet i denne rapport. Monitoreringen gennemføres med henblik på at optimere indgrebet og dokumentere dets effekter.

2 Forundersøgelsen

Forundersøgelsen skal indeholde en verificering og evt. opdatering af vandområdeplanens vurdering mht. til behovet for sørestaurering. Det skal vurderes, om den eksterne belastning er lav nok til at sikre målopfyldelse efter restaurering. Ud fra viden om søens fosformassebalance (årlig tilførsel og fraførsel) samt størrelsen af den interne P-belastning vurderes det, om søen af sig selv kan opnå målopfyldelse i løbet 1-2 planperioder.

Derudover skal forundersøgelsen godtgøre, at kriterierne for anvendelsen af det valgte virkemiddel er opfyldt, og endelig skal forundersøgelsen dokumentere, hvordan det påtænkte virkemiddel tænkes anvendt – herunder beskrivelse af metoden, behandlingens forløb og monitoringsprogram før, under og efter restaureringens gennemførelse.

2.1 Verificering og eventuel opdatering af vandområdeplanens vurdering

Forslagene til vandområdeplanerne har identificeret et behov for at iværksætte sørestaurering i en række søer, hvor målsætningen ikke er opfyldt (Naturstyrelsen, 2014). I disse søer er det vurderet, at det ikke er tilstrækkeligt alene at reducere næringsstofftilførslen fra oplandet, da søernes vandkvalitet fortsat i længere tid vil blive påvirket negativt af en intern P-belastning fra søsedimentet og/eller af en u hensigtsmæssig biologisk struktur. Danske erfaringer viser, at sørestaurering har en positiv effekt på vandkvaliteten, når forudsætningerne for at anvende de respektive metoder er opfyldt (se mere i Liboriussen et al., 2007a&b samt Egemose et al., 2011).

I de fleste tilfælde vil grundlaget for vandområdeplanernes vurdering af søernes egnethed til restaurering være tilstrækkelig til, at restaurering kan gennemføres. Derfor anbefales det at tage kontakt til den relevante enhed i Naturstyrelsen med henblik på at få klarlagt datagrundlaget og vurderingerne i vandområdeplanen. I de tilfælde, hvor der foreligger nye eller supplerende data, kan der være behov for at foretage en fornyet vurdering. Desuden kan det være relevant at foretage supplerende målinger i tilløb til søen for at forbedre sikkerheden på belastningsopgørelsen. Naturstyrelsen anbefaler således, at kommunen eller dennes konsulent er i dialog med den relevante enhed i Naturstyrelsen, når forundersøgelsen udarbejdes. Herved kan den viden, som Naturstyrelsen besidder vedr. søen, anvendes bedst muligt. Som en del af denne dialog drøftes resultatet af forundersøgelsen med Naturstyrelsen.

Første skridt i forundersøgelsen forud for en evt. sørestaurering er derfor at vurdere, om forudsætningerne for anvendelsen af sørestaurering stadig er opfyldt. Dette gøres på baggrund af oplysninger i vandområdeplanen og, om nødvendigt, suppleret med nye oplysninger/data. Målet er desuden at få verificeret, om det udpegede virkemiddel vil føre til målopfyldelse i den pågældende sø. Dette indbefatter nedenstående punkter, som gennemgås mere detaljeret i de efterfølgende afsnit.

1. Indsatsen over for den eksterne belastning for at opnå fuld målopfyldelse skal være gennemført i første planperiode, og inden en sørestaurering iværksættes.
2. Det skal vurderes, at restaureringsmetoden sammen med indsatsen over for den eksterne tilførsel vil medføre målopfyldelse både på kort og lang sigt.

3. Ved kemisk P-fældning med aluminium- og Phoslock-behandling skal det vurderes, at søens dårlige tilstand skyldes den interne belastning med P.
4. Ved biomanipulation skal det vurderes, at tilstanden er forringet pga. for mange fredfisk.
5. Ud fra vandets opholdstid og graden af vandgennemstrømning i sommerperioden skal det vurderes, om den naturlige aflastning fra søen vil være mere end 1-2 planperioder (gælder ved påtænkt kemisk P-fældning).

Ekstern fosfortilførsel

De opgørelser, som ligger til grund for vandområdeplanens vurdering af den eksterne P-tilførsel, kan være baseret på ældre og/eller mindre detaljerede data. I forundersøgelsen skal det vurderes, om de foreliggende data anses for at være dækkende for de aktuelle forhold, eller om der er behov for at anvende supplerende data. I de fleste tilfælde forventes det, at de eksisterende data er tilstrækkelige.

Søens ligevægtstilstand

Forundersøgelsen skal også godtgøre, at søen i en fremtidig ligevægtstilstand med den eksterne P-tilførsel kan opnå den målsætning, som er opstillet for søen. Dette gøres vha. vandbalancen og opgørelsen over den eksterne P-tilførsel kombineret med modeller for empiriske sammenhænge mellem P-tilførslen og søens koncentration af fosfor i en ligevægtstilstand, P_{so} (Trolle et al., 2015). Disse beregninger er allerede foretaget i vandområdeplanerne. Hvis der ikke er forhold, der tyder på, at belastningen er større end vurderet i vandområdeplanerne, fastholdes vandområdeplanens vurderinger. Hvis der er behov for opdatering anvendes den model, som er anvendt i vandområdeplanerne, jf. Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplanerne, <http://naturstyrelsen.dk/>. Modellerne er desuden angivet i Trolle et al. (2015).

I disse modeller beregnes den årgennemsnitlige total fosfor (TP)-koncentration i søvandet ved den pågældende årgennemsnitlige indløbskoncentration af TP. Den årgennemsnitlige indløbskoncentration beregnes ud fra den samlede årlige P-tilførsel omfattende alle bidrag – dvs. punktkilder samt målt og umålt opland divideret med den samlede årlige vandtilførsel. Modellerne forudsætter, at der ikke er nogen intern belastning, og at søen og den eksterne tilførsel er i en ligevægtssituation.

Den beregnede P_{so} kan derefter bruges til at afgøre, om den eksterne tilførsel er tilstrækkelig nedbragt til at sikre fremtidig målopfyldelse (Søndergaard et al., 2015). P_{so} kan også anvendes til at beregne, hvor meget den eksterne tilførsel skal begrænses for at opnå en given fremtidig TP-koncentration i søvandet vel at mærke under forudsætning af, at der ikke er nogen intern belastning.

Intern fosforbelastning

Den bedste – men også mest ressourcekrævende – måde at vurdere betydningen og omfanget af den interne fosforbelastning er etablering af en fosformassebalance for søen på baggrund af målinger af vand- og stoftransport i tilløb og afløb. Disse målinger kan sammenlignes med de beregnede søkoncentrationer og fosforretention i en ligevægtstilstand (Trolle et al., 2015).

Alternativt kan man få et indtryk af den interne P-belastning ved at se, hvor meget TP-koncentrationen stiger i søvandet fra foråret, indtil den topper i løbet af sommeren under hensyntagen til eksterne tilførsler i denne periode. Dette er et udtryk for den akkumulering af P i vandfasen, der sker som følge af P-frigivelse fra sedimentet. I næringsrige søer påvirket af intern fosforbe-

lastning vil man ofte se sommerkoncentrationer af TP, der er 2-3 gange højere end vinterkoncentrationerne (Søndergaard et al., 1999).

Et overslag over størrelsen af den interne belastning kan fås ved at anvende månedlige målinger af TP i søvandet inden for perioden maj-september (begge måneder inklusive). Disse målinger vil normalt foreligge fra overvågningsprogrammet. Den maksimale stigning i P-koncentrationen over sommeren kan dermed bruges til at beregne nettofrigivelsen af P i kg, idet der samtidig korrigeres for eksterne til- og fraførsler af P i perioden. Den totale mængde P i søvandet beregnes ud fra TP-koncentrationen og volumen af søen, og i søer med sommerlagdeling benyttes målinger af TP både over og under springlaget, idet fosformængden beregnes i de respektive dybdeintervaller (ud fra hypsografen).

Vurdering af mulig målopfyldelse uden restaurering

Spørgsmålet om, hvorvidt søen af sig selv vil opnå målopfyldelse i løbet af 1-2 planperioder, er vanskeligt at vurdere og kræver kendskab til søens hidtidige udvikling og også kendskab til belastnings- og afstrømningsforhold. Hvis søens økologiske tilstand er langt fra målopfyldelse og kun ændrer sig langsomt på trods af, at belastningen er nedbragt, kan det være et tegn på, at søen ikke af sig selv vil opnå målopfyldelse inden for en given periode.

Man kan forsøge at kvantificere varigheden af aflastningen, men dette er be hæftet med stor usikkerhed. Hvis man kender den årlige nettofrigivelse (dvs. årlig fraførsel minus årlig tilførsel etableret via massebalanceberegninger) af P fra søen til nedstrøms vandsystemer, kan denne sættes i forhold til størrelsen af den akkumulerede mobile P-pulje i søens sediment og vandfase. At opgøre denne pulje kræver en sedimentundersøgelse i lighed med den, som skal foretages forud for en aluminiumsbehandling (se afsnit 4.2). Ved at dividere puljestørrelsen af mobilt P med den årlige nettofrigivelse kan man beregne det antal år, som vil gå, inden puljen er udtømt, og den interne P-belastning ophører. Denne regnemåde er dog stærkt forenklet, bl.a. fordi den ikke tager højde for tidsmæssige aspekter:

- 1) Antages den årlige frigivelse at være proportional med puljestørrelsen, vil perioden, inden en ny ligevægtstilstand nås, blive forlænget i takt med, at puljen formindskes.
- 2) Processer i sedimentet (diagenese) og nye aflejringer vil medføre, at en del af puljen bindes varigt i sedimentet og medvirke til at forkorte perioden, indtil en ny ligevægt opnås
- 3) Biologiske forhold i søen (eksempelvis skift mellem en klarvandet og uklar tilstand) har stor indflydelse på sedimentets frigivelse eller optag af P og vil føre til store variationer fra år til år i den interne P-belastning.

En anden metode til at vurdere en søs indsvingningstid efter reduceret eksternt belastning er givet i Flindt et al. (2015). Ved denne metode anvendes en tre-strengt beregningsmetode, hvor man med udgangspunkt i en forholdsvis sikker bestemmelse af størrelsen af den mobile P-pulje, estimering af P-frigivelsesraten fra sedimentoverfladen og anvendelsen af en generel, dynamisk, P-massebalancemodel beskrevet ud fra månedlige målinger af vand- og P-tilførsler kan beregne tiden for udtømming af sediments P-overskud samt simulere søvandets TP-koncentration over sæsonen.

3 Valg af restaureringsmetode

Restaureringsmetoden afhænger af, hvad der er årsag til den manglende målopfyldelse. Hvis problemet er intern P-belastning, anvendes fysisk/kemiske virkemidler som f.eks. P-fældning med aluminium eller Phoslock. Hvis årsagen er biologisk træghed i form af en stor fredfiskebestand, anvendes biomanipulation, som er et biologisk virkemiddel. Desuden omtaler vejledningen flere andre metoder, som evt. kan anvendes, hvis særlige forhold taler herfor.

4 Kemisk fældning af P med aluminium eller Phoslock

4.1 Baggrund og erfaringer

Kemisk fældning af fosfor foretages primært ved anvendelsen af to fældningsmidler: aluminiumsalte eller det modificerede lerprodukt Phoslock.

Aluminiumsalte anvendes bl.a. i renseanlæg til fældning af P i spildevand og til P-fældning i overfladevand, som skal bruges til drikkevand. Al-salte har også været anvendt til immobilisering af P i søers vand og sediment samt i indløbsvand til søer i over 200 tilfælde i USA. Al-saltet virker ved, at det reagerer med vand og danner $\text{Al}(\text{OH})_3$ (aluminiumhydroxid), som har en stor affinitet for fosfat og de fleste opløste organiske P-forbindelser. $\text{Al}(\text{OH})_3$ flokulerer og binder P, hvorefter det bundfælder hurtigt i søen, hvor den bliver liggende i søsedimentet og lægger "læg" på den interne P-belastning.

I Danmark er seks søer blevet behandlet med Al siden 2001. Rapporten "Erfaringer med aluminiumsbehandling af danske søer" (Egemose et al., 2011) har samlet op på de danske erfaringer fra de seks søer, og rapporten konkluderer, at metoden især er egnet i søer med en alkalinitet $> 1 \text{ meq L}^{-1}$.

Phoslock er et kommercielt modificeret lerprodukt, der blev opfundet og patenteret i Australien i 1997. Produktet bruges ligesom aluminium til fældning af fosfat i søer, der lider af stor intern P-belastning. Ligesom aluminium binder Phoslock fosfat under både iltede og iltfrie forhold, og bindingen er dermed ikke afhængig af redoxforhold. Phoslock har ydermere den fordel, at den ikke ændrer på søens alkalinitet, hvorfor den også vil kunne anvendes i lavalkaline søer uden negative effekter på søens pH.

Det fosfatbindende element i Phoslock er grundstoffet lanthan (La) i oxidationsstrinnet +3, hvilket giver en høj affinitet for fosfat. Lanthan er indbygget i en lermatrice vha. kationbytning, således at de normalt forekommende positive ioner, der sidder mellem de enkelte lag i lerminerallerne, er udskiftet med La^{3+} . Phoslock indeholder ca. 5 % La på vægtbasis, og bindingen mellem La og fosfat fører til dannelsen af det tungtopløselige mineral Rabdophan (La-P).

Phoslock er indtil videre primært blevet brugt i Tyskland, Skotland og Holland og er nu også blevet godkendt i USA. Samlet er mere end 2000 tons Phoslock blevet brugt til at behandle omkring 90 søer større end 1 hektar. Da Phoslock er et relativt nyt produkt, eksisterer der ikke mange veludførte studier af dets langtidsvirkning, men især resultater fra Tyskland og Holland indikerer, at det virker og effektivt kan mindske sedimentets fosfatfrigivelse over en længere årrække.

Der har endnu ikke været ansøgt om tilladelse til at udbringe Phoslock i nogen dansk sø. Til vurdering af evt. skadevirkninger uddybes forholdene omkring lanthans evt. toksicitet derfor nedenstående.

Frit opløst La kan være giftigt for faunaen ved La-koncentrationer $> 100 \mu\text{g}$ (f.eks. Oosterhout & Lüring, 2011; Barry & Meehan, 2000). Studier af 16 Phoslock-behandlede søer (Spears et al., 2013) viste, at en værdi på $100 \mu\text{g/l}$

kun blev observeret i enkelt tilfælde umiddelbart efter tilsætning. Laboratorieforsøg viste desuden, at der generelt var en højere (målt) koncentration af La i søer med lav alkalinitet ($< 0,8$ meq/l). Der var dog næppe tale om opløst La, da lermatricen dispergerer til mindre partikelstørrelser (kolloider) i lavalkalint vand (Reitzel et al., 2013). I studiet foretaget af Spears et al. (2013) blev vand fra de forskellige søer desuden filtreret med forskellige filterstørrelser varierende fra $0,45 \mu\text{m}$ til $1,2 \mu\text{m}$, og de rapporterede værdier for filtreret La repræsenterer næppe frit La, men snarere små lerkolloider med bundet La, som kan passere gennem filtrene.

Laboratorieforsøg med dafnier har vist, at der ikke observeres nogen negativ effekt ved La-koncentrationer under $100 \mu\text{g/l}$ (Lürling & Tolman, 2010). Der er således heller ikke observeret nogen akutte toksiske effekter på fauna, der kan tilskrives La i forbindelse med tidligere Phoslockbehandlinger. Der er dog observeret enkelte effekter på dafniers overlevelse efter Phoslockbehandling i den hollandske sø Rauwbraken (Oosterhout & Lürling, 2011), hvor dafnierne forsvandt en uge efter en kombineret Phoslock-/aluminiumsbehandling og først kom igen ca. tre måneder efter. Dette skyldes sandsynligvis ikke La-toksicitet, men snarere lav fødetilgængelighed, øget græsningstryk i det klare vand samt midlertidig græsningshæmning pga. $\text{Al}(\text{OH})_3$ flokke (Oosterhout & Lürling, 2011). Rauwbraken er kalkfattig (ca. $0,4$ meq/l), og det skal nævnes, at man i en kort periode efter udbringningen af Phoslock observerede La-koncentrationer op til $90 \mu\text{g/l}$, hvilket ligger meget tæt på NOEC-værdien (dafniereproduktion) på $100 \mu\text{g/l}$, der blev fundet af Lürling & Tolman (2012).

Det anbefales derfor, at man ved Phoslockbehandling af søer med en alkalinitet lavere end $0,8$ meq/l laver forudgående tests for at sikre, at La-koncentrationen ikke overstiger $10 \mu\text{g/l}$, efter at Phoslock er udfældet, hvilket svarer til den hollandske grænseværdi for frit opløst La. Sådanne tests vil i praksis kunne udføres i laboratoriet ved at dosere Phoslock til søvandet (i det forhold, der vil gælde under en fuldskala dosering), som efterfølgende (f.eks. 24 timer efter) filtreres gennem et $0,22 \mu\text{m}$ filter, hvorefter opløst La kan måles på ICP. Lerkolloider fra Phoslock kan dog holde sig svævende i vandet i 3-6 måneder alt efter søens turbulens og alkalinitet (Egemose et al., 2010). Det anbefales derfor, at La-koncentrationen altid måles på en vandprøve, som er filtreret på et $0,22 \mu\text{m}$ filter, som vil tilbageholde de fleste kolloider.

4.2 Kriterier for kemisk fældning af P med Al eller Phoslock

Forundersøgelsen skal godtgøre, at kriterierne for anvendelsen af den ønskede metode er opfyldt.

Phoslock- og Al-behandling af søer bør kun gennemføres, når følgende kriterier er opfyldt, og alle disse punkter skal derfor godtgøres og verificeres i forundersøgelsen:

- a) Søens P-dynamik er præget af intern P-belastning, og søens P-pulje udvaskes ikke eller kun meget langsomt. Typisk sker der kun en ringe transport af P ud af søen om sommeren pga. ringe vandføring. Kemisk fældning bør kun bruges til at immobilisere overskud af P i søvandet samt den pulje af P i sedimentet, som kan frigives til søvandet. Kemisk fældning bør altså ikke bruges i søer for at skabe et fældningsbassin for P tilført fra oplandet.
- b) Det skal være sandsynligt, at P-niveauet efter behandlingen kan overholde de til målopfyldelse svarende P-niveauer angivet i vandområdeplanen.

- c) En sø kan også behandles, hvis behandlingen kan føre til målopfyldelse i nedstrømsbeliggende søer, og så behøver kravet om målopfyldelse ikke nødvendigvis at være opfyldt i den behandlede sø. Der kan således forekomme en situation, hvor kemisk fældning af P ikke medfører målopfyldelse i den behandlede sø, men hvor behandlingen betyder, at søens afgivelse af P til en nedstrømsbeliggende sø mindskes, og derved bliver søen i stand til at opfylde målene i Vandrammedirektivet.
- d) Søens alkalinitet er højere end 1 meqv L⁻¹. Polyaluminiumklorid er opløst i saltsyre, og dannelsen af Al(OH)₃ ud fra Al³⁺ er yderligere en syredannende proces. Fældning af Al(OH)₃ sker bedst i pH-intervallet 6-6,5. I søer med en lavere alkalinitet end 1 meqv L⁻¹ er der risiko for, at bufferevnen er for lav, og at pH-værdi efter tilsætning bliver lavere end dette. I så fald vil man have en høj restkoncentration af Al³⁺, Al(OH)²⁺ og Al(OH)₂⁺, som alle er særdeles toksiske ioner. Phoslock virker også ved lav alkalinitet, men hvis alkaliniteten er lavere end 0,8 meqv L⁻¹, anbefales det foreløbigt, at der udføres en test af fældningsegenskaberne i det pågældende vand for at se, hvor hurtigt La i suspension falder til <10 µg L⁻¹.
- e) Søer med lagdeling eller med forholdsvis lille bølgepåvirkning af sedimentet (relativ stor dybde til trods for manglende lagdeling eller lille påvirkning af vind) er egnede. For Al skal kriterium f (se nedenfor) dog også være opfyldt. Både Phoslock og Al er følsomme over for høj turbulens i udbringningssituationen og op til to uger efter for Phoslock og to måneder efter for Al. Phoslock synker langsomt og kan derfor transporteres med vandstrømme i overfladen (ved blæst), mens Al-hydroxid danner en flok, som meget let resuspenderes, indtil den kondenserer i løbet af de første måneder.
- f) Søer, hvor der ikke vurderes at være risiko for, at pH i vandet over den aluminiumsbehandlede søbund overstiger 8,5 i de første år efter behandling (hvilket kan føre til genopløsning af udfældet Al), er velegnede. Ved Al-behandling af lavvandede søer kan der være risiko for, at udfældet Al genopløses ved høj pH i forbindelse med resuspension af sediment. Det skal vurderes, om et indgreb i fiskebestanden forud for Al-behandling kan afværge risikoen, så Al-behandlingen kan gennemføres alligevel. En fiskebestand med mange fisk, som søger føde i bunden (karper, skaller og brasener), kan fastholde en høj resuspension via fødesøgning efter bunddyr og desuden medføre høj pH i søen pga. deres græsning på dyreplankton og deraf afledt øget primærproduktion af planteplankton. I lagdelte søer er der intet problem, idet Al-flokken især vil sedimentere på dybder under springlaget, og som regel behøver man ikke at behandle sediment på lavere vanddybde end 2 m, idet der normalt ikke akkumuleres mobilt P på lavt vand i dybe eller moderat dybe søer. Lavvandede søer kan imidlertid have dybder på 2-3 m eller mindre over hele søen og dermed en jævn fordeling af mobilt P. Det må antages, at sedimentet i søer uden lagdeling kan påvirkes af overfladevand, som kan have høje pH-værdier om sommeren.
- Kravet om, at pH i søvandet i lavvandede søer skal holdes under 8,5, vil normalt kunne opfyldes, hvis den eksterne P-tilførsel er nedbragt tilstrækkeligt, og hvis søen vurderes at have en god trofisk struktur, dvs. uden massiv dominans af dyreplanktonædende fisk, skaller og brasener. Den trofiske struktur er dog sjældent god i eutrofe søer, og hvis det er tilfældet, kan det være en idé at kræve, at lavvandede søer kun Al-behandles i kombination med, at en god trofisk struktur sikres ved fiskeindgreb.

4.3 Beregning af dosering

Aluminium skal doseres i en molær ratio på 10:1 i forhold til den potentielt mobile P-pulje i søen. Da molvægten for Al og P er hhv. 27 og 31, svarer denne doseringsratio til en vægt-ratio på 8,7 (deVicente et al., 2008a).

For Phoslock anbefales det fra producentens side at dosere Phoslock i et forhold på 100 g Phoslock per gram fosfat (100:1), der ønskes bundet. Dette forudsætter, at hvert La-atom i Phoslock er i stand til at binde ét fosfatmolekyle. For både Al (deVicente et al., 2008b) og Phoslock (Reitzel et al., 2013) gælder, at fosfatbindingen kan svækkes af humusstoffer i vandet og af høj pH. I sådanne tilfælde kan det være nødvendigt at dosere mere Al eller Phoslock i forhold til den P-pulje, som man ønsker at binde. Ønsker man således at behandle en sø med højt humusindhold (DOC > 1 mM; farve > 75 mg Pt/l) eller høj pH, skal man derfor teste produktet i vand fra søen inden behandling.

Den potentielt mobile P-pulje er summen af TP i vandfasen og mobilt P i sedimentet. Puljen i sedimentet udregnes ud fra mindst tre stationer i søen (én på største dybde og to stationer på middeldybde). Doseringen beregnes efter puljen i sedimentet ned til 10 cm's dybde, se bilag 1. Til "potentielt mobilt P i sedimentet" medregnes porevands-P, jernbundet P, og NaOH-ekstraherbart organisk P. Ofte er det netop disse tre P-puljer, som udgør den koncentrationsforøgelse (målt i $\mu\text{g P gTV}^{-1}$), som iagttages i den øverste del af en koncentrationsprofil for TP i sediment (TP_{sed}), og alternativt kan TP_{sed} -profilen bruges til en simpel bestemmelse af potentielt mobilt P. Ligeledes giver TP_{sed} et godt estimat for puljestørrelsen af mobilt P ud fra ligningen: $\text{Mobilt P} = -26,108 + 0,877 * \text{TP}_{\text{sed}}$, (enheden er $\mu\text{mol P gTV}^{-1}$, se bilag 1).

I de fleste danske søer findes den potentielt mobile P-pulje i de øverste 10 cm af sedimentet, men akkumuleringen kan være større i søer, som tidligere har modtaget meget store mængder P (f.eks. Søbygaard Sø, Vejle Sø, Søllerød Sø), og i søer med meget organisk sediment kan den mobile P-pulje findes jævnt fordelt i dybden 0-20 cm eller 0-30 cm (f.eks. dybeste station i Sønderby Sø, Nordborg Sø, Haderslev Dam). Sandsynligvis finder der mobilisering af P sted fra større dybder end 10 cm i disse søer, og de 10 cm i anbefalingen skal derfor vurderes i forhold til indholdet i 10-20 cm's dybde (se bilag 1).

Uanset hvad den beregnede Al dosis er, så skal der dog altid udbringes så meget af det sure produkt, at pH i søvandet falder til under 7,5 i forbindelse med udbringningen – dog aldrig under 6,5. Dette sikrer en lav restkoncentration af opløst Al i søvandet. Hvis Al tilsættes i overfladen, skal doseringen opblandet i hele søens volumen beregnes sammen med den resulterende effekt på pH (mg Al L^{-1} søvand). Hvis Al kun tilsættes hypolimnion, skal doseringen (Al L^{-1}) beregnes på baggrund af hypolimnions volumen.

4.4 Beskrivelse af behandlingens forløb

Phoslock udbringes som tørt pulver, mens Al udbringes som et surt salt i opløsning, hvor der typisk er 9 % Al.

Udbringning af aluminium

Der skal anvendes et surt Al-produkt som polyaluminiumklorid eller alum (aluminiumsulfat). Det basiske aluminat må ikke anvendes pga. dårlige fældningsegenskaber ved praktisk brug i søerne.

pH i søvandet skal måles kontinuerligt i udbringningsperioden. Udbringningen standses, hvis søvandets pH falder til under 6,5. Behandlingen kan fortsættes i en anden del af søen eller genoptages, når pH igen er steget til over 7.

Udbringningen skal foregå i perioden september til december, så der ikke i de efterfølgende måneder er risiko for høj pH i søvandet. Start pH skal således også være under pH 8,5 ved udbringning. Perioden i eftersommeren er mest velegnet, idet der ofte er høje koncentrationer af fosfat i søvandet og mere rolige vindforhold. Dog må der ikke være udpræget algeblomst af blågrønalger i udbringningssituationen, da dette kan forsinke eller forhindre bundfældning af Al-flokken.

Da frisk Al-flok meget let resuspenderes og transporteres med bundstrøm, skal udbringningen foregå i roligt vejr (let vind eller derunder). Målet er at opnå den korrekte arealmæssige dosering.

Det er muligt at tilsætte Al alene til hypolimnion i en lagdelt sø. Hvis dette er planen, kan Al udbringes i hele sommerhalvåret uafhængigt af pH i overfladevandet.

Fisk skal have mulighed for at flygte fra Al-flokken i forbindelse med udbringning. Man skal derfor ikke dække hele søen på samme dag, men fordele udbringningen over to eller flere dage.

Udbringning af Phoslock

Phoslock synker kun langsomt i vandsøjlen, og udbringning skal derfor helst foretages i perioder med svag vind. På grund af en relativt langsom reaktionstid mellem Phoslock og fosfat (dage-uger) vil man ikke se den samme hurtige fjernelse af fosfat fra vandfasen, som der ses ved en Al-behandling, men på sigt vil resultatet være det samme.

For både Phoslock og Al gælder:

- Kun arealer med fosfatfrigivelse fra sedimentet behandles.
- Der skal anvendes GPS-sporing eller lignende for at sikre, at stoffet udbringes på det ønskede areal.

4.5 Moniteringsprogram før, under og efter behandling

Der gennemføres en monitoring i henhold til teknisk anvisning for feltmålinger og udtagning af prøver til analyse af vandkemiske parametre i søer, [TA nr. S01](#) under og efter behandling. Hvis de seneste vandkvalitetsmålinger i søen er over fem år gamle, bør der også foretages monitoring mindst en sommer forud for behandlingen. Moniteringsprogrammet skal dokumentere effekterne af behandlingen og sikre, at der ikke sker fejl.

Minimumsmonitoring før behandling

Denne skal indeholde data fra mindst fem prøvetagninger i sommerperioden 1. maj – 1. oktober i henhold til programbeskrivelsen for det nationale overvågningsprogram, hvis ikke data er til rådighed fra de seneste fem år, og omfatte: totalkvælstof (TN), TP, fosfat, pH, alkalinitet, sigtddybde og klorofyl a. Prøvetagningen foretages i henhold til den gældende tekniske anvisning for feltmålinger og vandkemi, jf. NOVANA. Supplerende oplysninger om søens fiskebestand og om undervandsvegetation er nyttige for senere evaluering af indgrebets virkning.

Monitering under behandling

Den udbragte mængde Phoslock eller Al og fordelingen af produkterne over det ønskede areal skal dokumenteres ved GPS-sporing, og ligeledes skal pH i søvandet følges kontinuert og dokumenteres i forbindelse med Al-udbringningen. Hvis pH falder til under 6,5, skal behandling med Al stoppes.

Monitering efter behandling

Moniteringen efter behandlingen skal påvise effekten af behandlingen både i forhold til vandkvalitet og i forhold til, om der forekommer forhøjet indhold af opløst Al eller La efter behandlingen. Effekten på søens vandkvalitet skal dokumenteres ved målinger af TN, TP, fosfat, klorofyl *a*, sigtddybde, alkalinitet, pH, og opløst Al/La sommeren efter behandling samt 2-3 sommerperioder inden for de efterfølgende 10 år (i henhold til programbeskrivelsen for det nationale overvågningsprogram). Prøvetagningen foretages i henhold til gældende tekniske anvisning for feltmålinger og vandkemi. Prøvetagningsmetode til opløst Al og La er den samme som til opløste tungmetaller. En del af moniteringen efter behandlingen kan varetages gennem det nationale overvågningsprogram NOVANA, hvorfor monitoringsprogrammet skal koordineres med dette.

Man kan opnå en visuel opfattelse af, hvordan Al-flokken eller Phoslock stabiliseres og indarbejdes i sedimentet ved at udtage sedimentprøver eksempelvis tre måneder efter behandlingen.

Hvis der opstår tvivl om behandlingens resultat, eller hvis behandlingen gennemføres over flere år, kan der foretages en opfølgende måling af den mobile P-pulje i sedimentet 1-2 år efter behandlingen. I dette tilfælde kan den mobile P-pulje kun bestemmes ved trinvis kemisk ekstraktion (bilag 1).

4.6 Ansøgning om tilladelse til kemisk fældning med Al eller Phoslock

Der skal i alle tilfælde ansøges om tilladelse til behandling af søer med Al eller Phoslock, herunder bl.a. i henhold til miljøbeskyttelseslovens § 27, stk. 3 og bekendtgørelse nr. 1022 om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledninger af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet.

Ansøgningen skal indeholde en redegørelse for søens nuværende tilstand, herunder resultater fra monitering før behandling, se forrige afsnit.

Det skal dokumenteres, at kriterierne for anvendelse af P-fældningsprodukter til sørestaurering er opfyldt. Der skal gives et estimat for forventet TP i søvandet efter behandlingen ud fra de empiriske sammenhænge mellem fosfortilførsel og søkoncentration, der er anvendt i vandområdeplanerne (se også Trolle et al., 2015), og ud fra dette den forventede forbedring i klorofyl *a* og sigtddybde.

De empiriske sammenhænge mellem tilførsel og søkoncentration giver en årsmiddelkoncentration i søen, men da relationen mellem fosforkoncentration og indholdet af klorofyl er opgjort på basis af sommermiddel, er der behov for at kunne omregne mellem årsmiddel- og sommermiddelindhold af P. De formler, der skal anvendes, er beskrevet i Trolle et al. (2015).

Af ansøgningen skal det desuden fremgå, hvordan den potentielt mobile P-pulje er beregnet, hvor mange stationer i søen, der ligger til grund for beregningen, og hvordan dosis er beregnet i forhold til denne. Der skal foreligge

beregninger af sedimentets og søvandets samlede mobile P-pulje. Det skal dokumenteres, at søens dårlige tilstand primært skyldes intern belastning.

Det skal fremgå, hvad der aktuelt ønskes udbragt (g Al m^{-2} eller g Phoslock m^{-2}) på den behandlede søbund (kan være forskellig i forhold til fordeling af P-puljerne) og beregnet på hele søens areal. Ligeledes skal det angives, hvor stor Al-doseringen er (mg Al L^{-1}) i forhold til hele søens vandvolumen.

Der skal foreligge en plan for udbringningen, hvor det fremgår, hvor stor en mængde der ønskes udbragt ved første (evt. anden og tredje) tilsætning, samt i hvilken periode disse forventes at finde sted. Dertil kommer en beskrivelse af, hvordan man vil kontrollere pH under udbringningen.

Det skal fremgå, om Al tilsættes i overfladen eller alene til hypolimnion. Det skal beregnes, hvor stort faldet i alkalinitet vil blive ved den ansøgte dosering (mg Al L^{-1}).

Den planlagte doserings eventuelle tilførsel af tungmetaller som følge af sporstoffer i produktet skal beregnes ud fra produktbeskrivelsen af det valgte produkt og sammenholdes med målte eller normale koncentrationer i sedimentet.

Endelig skal det fremgå, hvordan søen vil blive monitoreret under behandlingen, og hvordan effekten vil blive dokumenteret efter behandlingen. Se endvidere afsnit om monitoring efter behandling ovenfor.

Naturstyrelsen kan i særlige tilfælde kræve ændringer eller yderligere undersøgelser, hvis det vurderes, at omstændighederne vedr. en specifik sø betinger nødvendigheden heraf.

4.7 Valg af produkt og omkostninger ved behandling

Generelt vil en Phoslockbehandling være ca. 3-5 gange dyrere end en tilsvarende Al-behandling (tabel 4.1), og det giver derfor bedst mening at bruge Phoslock i søer, hvor Al ikke er velegnet. Det vil typisk være de lavalkaline søer og lavvandede søer, hvor der er risiko for resuspension i kombination med høj pH i søvandet. I dybe søer, hvor en væsentlig andel af den mobile P-pulje er til stede i søvandet, er Phoslock mindre velegnet end Al, idet bindingen af fosfat til Phoslock er en langsom proces sammenlignet med binding af fosfat til Al. Ligeledes vil Phoslock heller ikke bundfælde partikler fra vandsøjlen, sådan som Al-flokken gør. Phoslock vil derfor ikke bundfælde ret meget TP fra vandsøjlen. I tilfælde hvor Phoslock foretrækkes, kunne man derfor også vælge at kombinere Phoslock og Al, således at Phoslock blev doseret efter sedimentets P-pulje og Al efter vandets P-pulje (Van Ooesterhout & Lüring, 2011). Aluminiumdoseringen ville i det tilfælde blive meget beskedent.

Tabel 4.1. Anslåede omkostninger (1.000 kr.) ved kemisk fældning af P med aluminium og Phoslock i søer af forskellig størrelse. Det er beregnet ud fra immobilisering af en mobil P-pulje på $5,75 \text{ g P m}^{-2}$ søbund, hvor alt fældningsmiddel udbringes ad én gang. Hvis udbringningen fordeles over to gange med f.eks. et års mellemrum, stiger prisen 7-30 % for aluminium (mest i små søer) og 2-5 % for Phoslock (mest i store søer).

Søareal	Aluminium	Phoslock
5 ha	167	580
30 ha	609	2.974
100 ha	1.828	9.073

5 Sedimentfjernelse

5.1 Baggrund og erfaringer

Sedimentfjernelse har kun været anvendt i større målestok i én dansk sø, nemlig den 150 hektar store Brabrand Sø i 1988-1995 (se f. eks. Jørgensen, 1998), hvor man fjernede 500.000 m³ sediment. Derudover har sedimentfjernelse også være anvendt i en række mindre søer og mølledamme. Et eksempel er her den knap 5 ha store Sorte Sø ved Skanderborg, hvor der i 2009-2011 blev oppumpet omkring 20.000 m³ sediment (Schelde et al., 2010).

Andre eksempler er sedimentfjernelse fra en række mindre søer (2-13 hektar) ved Oksbøl, hvor baggrunden ud over at mindske den interne P-belastning også i nogle søer var at skabe bedre vækstvilkår for grundskudsplanter ved at fjerne et organisk rigt sediment (Ejbye-Ernst et al., 2001). I flere af søerne førte blotlæggelsen af den oprindelige sandbund til store sammenhængende bestande af strandbo.

Til forskel fra andre metoder til at mindske den interne P-belastning i søer virker sedimentfjernelse ved fysisk fjernelse af fosfor fra søen. Metoden kræver passende udstyr til oppumpning og håndtering samt mulighed for at deponere det opgravede sediment. Metoden er endvidere forholdsvis dyr. Udgifterne til sedimenthåndtering afhænger af sedimentets indhold af tungmetaller og miljøfremmede stoffer, som kan kræve særlig håndtering af sedimentet. Det er således ikke altid muligt at deponere opgravet sediment efter slambekendtgørelsen.

5.2 Kriterier for sedimentfjernelse

Ud over de samme generelle forhold som ved andre indgreb (f.eks. tilstrækkelig mindsket ekstern næringsstofftilførsel) er der flere specifikke forhold til sedimentfjernelse, som skal være opfyldt/undersøges:

- Den interne P-belastning udgør et væsentligt bidrag til søens P-tilgængelighed. Dette kriterium følger de samme retningslinjer, som er gældende for kemisk P-fældning.
- En succesfuld restaurering kræver sandsynligvis en fjernelse af hele sedimentlaget med mobilt P i hele søens akkumuleringszone. Sedimentfordelingen i søen skal derfor kortlægges, så der opnås en rimelig beskrivelse af den horisontale og vertikale sedimentsammensætning. Der kan evt. anvendes forskellige detaljeringsniveauer, eksempelvis detaljeret beskrivelse af tørstofindhold, en mindre detaljeret beskrivelse af TP- og jernindhold samt en beskrivelse af P-puljer evt. beregnet via TP (se den nye anbefaling af forundersøgelser til aluminiumsbehandling).
- Identificering af områder, som eventuelt bør friholdes for sedimentfjernelse (bevaringsværdig vegetation m.m.). Det skal overvejes, om sedimentfjernelse er den optimale metode, hvis man ikke kan fjerne P-holdigt sediment i alle relevante områder.
- Omfanget (horisontal og vertikal) af sedimentfjernelsen estimeres. Der bør fjernes sedimentlag til en dybde, så risikoen for intern P-frigivelse er lav. Dette kan vurderes ud fra koncentrationen af mobilt P i de forskellige dybder, og tillige er det ønskeligt, at forholdet mellem jern og fosfor (Fe:P forholdet) i det blotlagte sediment er større end 15 på vægtbasis (10 som molært forhold).

- Metoder til sedimentfjernelse vurderes (tøropgravning ved tømning af vand i søen, vådopgravning, oppumpning):
 - a) Tøropgravning er typisk kun muligt ved mindre og lavvandede søer, og der kræves en længere periode til udtørring af sedimentet, før bunden kan bære entreprenørmaskinerne til bortgravning af sedimentet (med mindre man kan arbejde sig ud fra bredden). Hvis der er et meget tykt akkumuleringslag, kan det også besværliggøre udtørringen. Tøropgravning anvendes typisk ved oprensning af f.eks. gadekær og regnvandsbassiner. Den største ulempe ved denne metode er, at det er et voldsomt indgreb over for søens dyre- og planteliv.
 - b) Ved vådopgravning graver man sedimentet op med en maskine placeret på en pram, og derefter bliver sedimentet enten pumpet ind til bredden opslemmet i vand eller sejlet ind i pramme.
 - c) Ved oppumpning pumper man sedimentet op i en pram eller direkte ind til bredden igennem et rør. Oppumpning sker via en pumpe og en slange, der typisk er monteret med et skærehoved. Denne metode kræver, at der pumpes store mængder vand med for at kunne transportere sedimentet, og dermed er der også mere vand, som skal håndteres på land. Begge metoder er mindre voldsomme indgreb end tøropgravning, men til gengæld er det svært at sikre en 100 % bortgravning af det ønskede sedimentlag. Det er også svært at undgå opslemning af sediment i vandfasen. Vådopgravning og oppumpning er typisk også mere tidskrævende og dyrere end tøropgravning.
- Overordnet er der to muligheder for deponering af sediment. Enten kan slammet spredes ud på nærliggende landbrugsarealer, hvis dette er muligt jf. Slambekendtgørelsen, eller også skal sedimentet deponeres efter en forudgående afvanding. Ved afvanding af sediment frigives der ofte en del fosfor og andre stoffer fra sedimentet. Der er tre muligheder for at løse dette problem:
 - a) Man kan lede vandet tilbage til søen, hvis kvaliteten er i orden,
 - b) Vandet kan spredes ud på landbrugsarealer, hvis kvaliteten er til dette.
 - c) Vandet kan renses, før det ledes tilbage til søen eller til en anden recipient.

5.3 Økonomi

Baseret på de relativt få danske erfaringer kan det estimeres, at der ved vådopgravning eller pumpning og efterfølgende afvanding nær søen skal beregnes ca. 100-200 kr. per m³. Det vil sige, at f.eks. fjernelse af 0,5 m sediment fra 5 ha vil koste 2,5-5 mio. kr.

6 Iltning

6.1 Baggrund og erfaringer

Iltning af søer er kun relevant i dybe, lagdelte søer, hvor der ofte udvikles iltfattige forhold i det dybe vand hen over sommerens lagdeling. De iltfattige forhold kan give anledning til øget P-frigivelse fra sedimentets jernbundne P-pulje samt begrænse levevilkårene for flere organismetyper. For at gøre iltning aktuel skal hypolimnion desuden have en vis udstrækning, så ilten kan nå at opløses. Dybe lagdelte søer udgør ca. 20 % af de danske søer, der er omfattet af vandområdeplanerne.

Den seneste opsamling af de danske eksempler med anvendelsen af iltning af bundvand som restaureringsmetode stammer fra 2007 (Liboriussen et al., 2007), hvor erfaringerne opnået fra seks søer er gennemgået. Generelt viste resultaterne, at iltningen mindsker ophobningen af både fosfor og kvælstof i søernes bundvand, men at de direkte effekter på overfladevandet og søernes tilstand er beskedne. Sidstnævnte kan skyldes, at den eksterne næringsstofftilførsel ikke altid er reduceret tilstrækkeligt. Resultaterne viste også, at restaurering ved iltning kræver et langvarigt indgreb, som må fortsættes gennem mange år for at opretholde en effekt. I teorien kan vedvarende effekter af iltning først opnås, når den organiske stofpulje er mindsket til et "naturligt lavt niveau", så sedimentets iltforbrug under sommerens lagdeling mindskes. Samtidig skal sedimentet have bindingspotentiale til at fastholde eventuelt frigivet uorganisk P, også når iltningen stoppes.

Iltning af bundvand finder stadigvæk sted i enkelte danske søer, herunder Hald Sø og Furesøen.

Hald Sø har været iltet siden 1985, men perioden om sommeren, hvor der ilttes, er gradvis blevet afkortet gennem årene. Klima- og Miljøudvalget i Viborg Kommune har stadigvæk iltning af bundvandet i Hald Sø med i strategien for den overordnede prioritering af midlerne i budget 2014-2017. Der findes ikke publicerede opdaterede resultater fra Hald Sø.

I Furesøen er der blevet gennemført iltning siden 2003. Da iltningen blev startet i Furesøen, skete der et fald i søvandets TP koncentration på ca. 15 %. I samme periode faldt kvælstofkoncentrationen næsten 50 % (måske delvist pga. øget denitrifikation som følge af iltningen, der stimulerer koblet nitrifikation/denitrifikation), og der blev samtidig gennemført en omfattende biomanipulation. Den forbedrede sigtdybde, som blev observeret i Furesø efter 2003, kan derfor ikke med sikkerhed tilskrives den øgede binding af fosfat ved iltning. I Furesøen har iltningen haft positive effekter på udbredelsen og mængden af bunddyr, hvilket også kan have afledede effekter på fiskebestanden, herunder aborren, som i sit livsforløb er afhængig af bunddyr som fødekilde. Seneste opdatering omkring effekterne af iltningen i Furesøen er givet i Thorsgaard & Geertz-Hansen (2012). I Furesø Kommunes budgetforslag for 2015-2018 er der stadigvæk afsat midler til iltning af bundvandet i Furesøen.

Laboratorieforsøg med sediment fra søer, hvor iltningen har været gennemført (Vedsted Sø, Furesøen, Hald Sø), peger på at, der sker en redoxbetinget frigivelse fra den mobile P-pulje, hvis iltningen stoppes (Jensen, 2010). Det er således usikkert, om den øgede binding af P i sedimentet, der opnås ved ilt-

ning af bundvandet, kan opretholdes, hvis iltningen stoppes. I Furesø er den redoxbetingede fosfatfrigivelse dog så langsom, at det vil tage over 10 år at frigive det ekstra P, som er blevet bundet, siden iltningen startede i 2003, og da jernbundet P nu findes begravet dybt i sedimentet, er det sandsynligt, at iltning har ført til øget varig binding af P i Furesø. Det samme kan med sikkerhed ikke siges om Hald Sø. Her findes jernbundet P overvejende kun i overfladesedimentet, og frigivelsen sker hurtigt. Forskellen på de to søer skyldes sandsynligvis, at Furesø får tilført mere jern til søbunden end Hald Sø, samt at der iltes kraftigere i Furesø (Jensen et al., *under udarbejdelse*).

6.2 Økonomi

Baseret på danske erfaringer koster iltning af bundvand 10.000-40.000 kr. per ha søoverflade over en 10-årig periode. Iltning er forholdsvis dyrere i små søer end i store søer, og prisen afhænger også af, hvor høj en iltkoncentration man tilstræber i bundvandet.

7 Biomanipulation

7.1 Baggrund og erfaringer

Biomanipulation anvendes som en kunstig top-down kontrol af fredfiskebestanden i en sø, således at rovfiskene får mulighed for at kontrollere den tilbageværende fredfiskebestand. Herved skabes en fiskebestand i bedre balance sammenlignet med en bestand domineret af fredfisk, som det er kendt fra næringsrige søer. Færre fredfisk giver bedre betingelser for dyreplanktonet, som dermed lettere kan holde mængden af planteplankton nede. Opfiskningen af fisk, som er fødesøgende på bunden – især brasen, har også en positiv effekt på vandets klarhed via mindsket sedimentophvirvling. Der blev i 2007 gennemført en tværgående analyse og skrevet en sammenstilling over danske sørestaureringsprojekter (Liboriussen et al., 2007a&b). Denne samler bl.a. også op på biomanipulationsforsøgene og beskriver en række eksempler på gennemførte restaureringsprojekter.

Der er hidtil gennemført biomanipulation i form af opfiskning i 42 danske søer (Liboriussen et al., 2007a). I søer, hvor en stor del af bestanden er opfisket, er der observeret en umiddelbar effekt og effekten har typisk haft en varighed af 6-10 år. Der er endnu ikke observeret varige effekter, som følge af en opfiskning i danske søer. Langt de fleste indgreb i Danmark er dog også foretaget i relativt næringsrige søer, hvor man ikke kan forvente varige effekter. Som nævnt i indledningen er forudsætningen for gode effekter ved en biomanipulation også, at den eksterne næringsstofftilførsel er reduceret tilstrækkeligt.

7.2 Kriterier for biomanipulation

For at gennemføre en biomanipulation i form af en opfiskning kræves dominans af fredfisk, hvilket i danske søer primært vil sige skalle og brasen. Det er vanskeligt at sætte et præcist tal på, hvor stor en procentdel fredfiskebestanden skal udgøre, før en opfiskning sættes i værk, og andelen af fredfisk varierer betydeligt inden for et givent næringsstofniveau (se analyser i Bjerring et al., 2012 og Søndergaard et al., 2013). På baggrund af et forslag til et nyt fiskeindeks i forbindelse med den økologiske klassificering jf. Vandrammedirektivet (Søndergaard et al., 2013) vurderes opfiskning af fredfisk dog relevant, hvis den biomassebaserede fredfiskebestand er over ca. 60 % af den samlede fiskebestand.

Fredfiskebestandens andel skal vurderes på baggrund af en fiskeundersøgelse efter [TA nr. S05](#), Fiskeundersøgelse i søer. Eksisterer der en fiskeundersøgelse efter TA S05, som højst er 6 år gammel, kan denne anvendes til vurderingen. Ved ældre data kræves der en ny fiskeundersøgelse, før der kan træffes beslutning om evt. opfiskning. Det er tilstrækkeligt at gennemføre en undersøgelse på niveau 2 efter TA S05, men ønskes der en bedre sikkerhed på bestemmelsen af fiskebestanden, kan niveau 1 anvendes.

Hvis søen, hvori opfiskning planlægges, er en del af et større søsystem, skal det vurderes, hvorvidt der er risiko for indvandring fra andre søer. Er søen en del af et større system med tilløb og afløb, er sandsynligheden for en hurtig tilbagevenden større sammenholdt med mere isolerede eller opstrømsliggende søer med lille kontakt og kun mindre til-/afløb. Baggrunden for denne vandring skal bl.a. findes i f.eks. skalle og brasens migrationsadfærd i

forbindelse med gydning (Hladik & Kubecka, 2003), men skyldes også det forhold, at f.eks. brasen inden for et vist størrelsesinterval kan udvise en speciel prædationsbetinget migrationsadfærd (Skov et al., 2011; Pollux et al., 2006). Desuden kan skalle- og brasenyngel også drive til en sø fra opstrøms liggende områder (Reichard & Jurajda, 2007), hvilket også betyder, at afstanden til den nærmeste sø kan have indflydelse på genindvandringen af fredfisk.

7.3 Opfiskningsmetoder

Der eksisterer en række forskellige metoder og redskaber til opfiskning, ligesom fiskestrategien kan variere afhængig af søtype og størrelse. Generelt kan man for små søer anbefale: op til 25 m lange håndvod, ruser, gællenet og elektrofiskeri. For store søer kan anbefales: store vod 100-1000 m lange, bundgarn, gællenet, trawl, håndvod i til-/afløb og elektrofiskeri. Hvilket redskab, der specifikt skal anvendes, kan variere afhængig af fiskeart, bundforhold og årstid. Ofte kan lokalkendskab til søen med fordel udnyttes til at optimere opfiskningsindsatsen.

Vod og trawl

Vod og landdragningsvod er et hyppigt anvendt redskab til opfiskning af fredfisk i danske søer. Afhængig af voddets størrelse trækkes det ind til land ved hånd- eller maskinkraft. Det affisker et forholdsvis stort område i et enkelt træk, og det kan bruges på alle årstider. Metoden er dog ikke lige anvendelig til alle bundforhold, da blød bund, store sten, træer og trærodder kan forhindre eller ødelægge brugen af vod. I små søer kan et håndvod være yderst effektivt, ligesom det kan anvendes i søers tilløb eller afløb, hvor især småfisk ofte samles i overvintringsstimer.

Trawl, som trækkes af enten en eller to både, kan anvendes på store søer med store åbne vandområder. Metoden er ikke anvendt særlig ofte i danske søer pga. deres begrænsede størrelse, men er ofte anvendt i f.eks. Holland, hvor de har store lavvandede søer med åbne vandflader.

Ruser og bundgarn

Ruser og bundgarn er passive fiskeredskaber, der er helt afhængige af fiskenes aktivitet, og de kan derfor kun anvendes i perioder, hvor fiskene er aktive. Ruser findes i mange størrelser, men er generelt mindre og forholdsvis billige og lette at anvende. De affisker et lille areal og anvendes derfor som regel kun i småsøer. Ruser fanger bedst i fiskenes gydeperiode, hvor fiskene bevæger sig ind på lavt vand i littoralzonen, dvs. fra midt i maj til midt i juli afhængig af fiskearten.

Bundgarn har ofte været anvendt af erhvervsfiskere i de danske søer pga. deres store ålefangst. Bundgarn fungerer som en stor ruse, og anvendes primært i større søer til opfiskning af skidtfisk. De tager lang tid at stille op og kræver regelmæssig tømning, rensning og optagning. De er ligesom ruserne mest effektive i gydeperioden.

Ruser og bundgarn skal i ferskvand være forsynet med stopriste (odderri-ste), og dette gør, at redskabet vil være knap så ideelt over for de større arter, f.eks. brasen. Der kan evt. søges tilladelse efter Fiskeriloven til at fiske uden stoprist på særlige vilkår.

Gællenet

Gællenet kan fås i varierende længder, dybder og maskevidder og har typisk en mindste maskevidde på ca. 20 mm fra knude til knude. Til opfiskning af fredfisk er gællenet kun effektive ved større fisk såsom brasen og store skaller, da tidsforbruget ved røgtning af garnene er stort. I almindelig handel fås rødspættegran, som kan anvendes til fangst af brasen i bredzonen i foråret. Gællenet er ligesom ruser og bundgarn et passivt redskab og derfor afhængig af fiskenes aktivitet.

Elektrofiskeri

Elektrofiskeri anvendes primært i mindre søer, hvor bredzonen udgør en betragtelig del af søarealet. Årsagen er, at elektrofiskeri kun kan anvendes på lavt vand, specielt i rørskoven, hvor andre redskaber ikke kan anvendes, samt i kanaler, tilløb og afløb i f.eks. vinterperioden, hvor fiskene ofte søger herhen.

7.4 Tidspunkt for opfiskning

Tidspunkt for opfiskning og en oversigt over mulige redskaber til opfiskningen er angivet i tabel 7.1.

Tabel 7.1. Tidspunkt for opfiskning og en oversigt over mulige redskaber til opfiskningen.

Redskab	Tidspunkt	Periode	Begrænsninger
Vod, små/store	Hele året		Afhængig af bundforhold
Trawl	Hele året		Kun store søer og åbent vand
Ruser	Sent forår og sommer	Gydeperioden	
Bundgarn	Sent forår og juni	Gydeperioden	Tager tid at stille op
Gællenet	Sommer og september	Aktiv periode	Kun til store fisk
Elektrofiskeri	Sent forår og sommer, vinter i tilløb	F.eks. når fisk stimer sammen i tilløb	Kun i bredzonen og på lavt vand

7.5 Opfiskningsmængder

Tidligere erfaring viser, at en betydelig del af fredfiskebestanden skal fjernes for at opnå en umiddelbar positiv effekt på søen. Generelt anbefales det, at op til 80 % af fredfiskenes biomasse fjernes, hvilket i næringsrige søer kan betyde, at op til 300 kg fisk skal opfiskes per hektar. Opfiskningsmængden øges, jo mere næringsrig søen er (se f.eks. Liboriussen et al., 2007a).

Opfiskningen skal så vidt muligt gennemføres inden for 1-2 år for at mindske risikoen for, at den tilbageværende fiskebestand kompenserer for den opfiskede fiskemængde ved øget produktion og overlevelse. Der er gennemført langtidsopfiskninger, hvor en mindre procentdel (10-20 %) af årsproduktionen er fjernet. Metoden giver ikke en umiddelbar effekt, men kræver adskillige års opfiskning, før en effekt kan forventes.

Forud for opfiskningen skal der foreligge aftaler om, hvordan fiskene efterfølgende håndteres. Potentielle aftagere af fisk vil afhænge af den samlede fiskemængde, og hvor regelmæssigt der kan leveres fisk. Det kan f.eks. være zoologiske haver eller en minkfoderproducent, alternativt skal biomassen sendes til destruktion.

7.6 Typer af fisk, der fjernes

Generelt er det fredfiskene (de dyreplankton- og bunddyrsædende fisk), som skal fjernes, dvs. under danske forhold primært skalle og brasen. Under særlige forhold kan der også være tale om rudskaller og karper. Specielt karper er imidlertid vanskelige at fjerne med flere af ovennævnte redskaber, men er sammen med brasen en af de arter, der har den største negative påvirkning af vandkvaliteten, fordi de under fødesøgning roder op i bunden og øger mængden af suspenderet stof i vandet. Fangst af rovfisk såsom gedde og aborre skal så vidt muligt undgås, og fangede, levedygtige fisk skal udsættes igen.

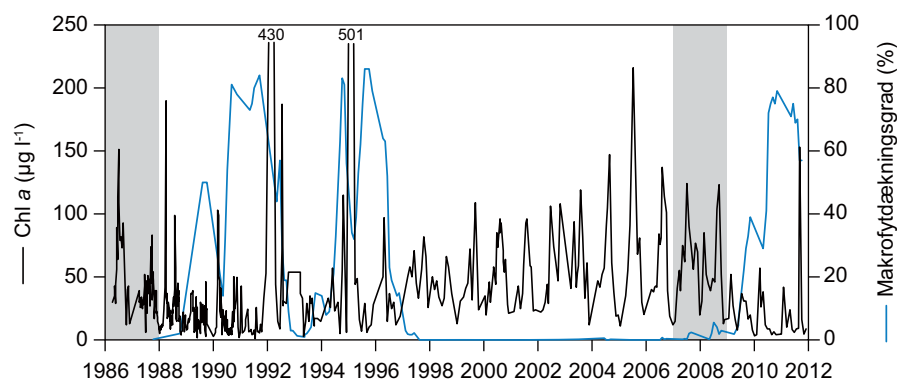
7.7 Monitering efter opfiskning

Vandkvaliteten i søen efter opfiskning monitoreres i en 10-årig periode efter opfiskningen på samme måde som ved Al-behandling (afsnit 4.5). Dog skal der ikke måles opløst Al. Fiskebestanden skal monitoreres mindst én gang, efter at opfiskningen er afsluttet for at vurdere effektiviteten af opfiskningen, men supplerende monitering kan foretages for at vurdere den eventuelle genetablering af bestanden. Den obligatoriske monitering skal foretages året efter opfiskningen og under anvendelse af metoden i NOVANA-programmet, jf. [TA nr. S05](#), Fiskeundersøgelser i søer).

7.8 Eksemplet Væng Sø.

Der er kun i begrænset omfang opnået nye erfaringer vedr. opfiskningen af fredfisk som restaureringsmetode siden den opsamling af data fra 40 danske søer, der er præsenteret i Liboriussen et al. (2007). Dog er der i CLEAR-samarbejdet arbejdet videre med metoden i den 16 ha store Væng Sø i Midtjylland. I denne sø blev der på ny foretaget en opfiskning af fredfisk i 2007-2009. Den første opfiskning fandt sted i 1986-1988. Ved den seneste opfiskning blev der fjernet 2,7 tons skaller og brasen, svarende til ca. 67 % af mængden fjernet ved den første opfiskning.

Erfaringerne fra Væng Sø efter den anden opfiskningsperiode bekræfter, at det er muligt at skabe klarvandede forhold. Kort tid efter indgrebet skiftede søen ligesom ved den første opfiskning fra en uklar til en klarvandet tilstand, hvor undervandsplanterne igen bredte sig og i løbet af kort tid dækkede det meste af søen (Fig. 7.1). Muligheden for permanent at skabe klarvandede forhold afhænger af næringsstofftilførslen til søen, dels i form af den interne belastning fra en sedimentpulje, hvor et skift fra den klarvandede tilbage til en uklar tilstand igen starter den interne fosforbelastning, og dels i form af det diffust indstrømmende grundvand, der bidrager med langt den største vandtilførsel, men som er forholdsvis næringsrigt og dermed kan forhindre, at en klarvandet tilstand kan opretholdes (Kidmose et al., 2013).



Figur 7.1. Indholdet af klorofyl a (Chl a) og undervandsplanternes dækningsgrad i Væng Sø siden 1986. De grå markeringer er de to perioder, hvor der er foretaget en opfiskning. Fra Jeppesen et al. (2012).

7.9 Økonomi

Baseret på de tidligere danske erfaringer koster opfiskning af fredfisk i størrelsesordenen 10-20.000 kr. per ha søoverflade (se også Liboriussen et al., 2007a). Dette beløb dækker dog over store forskelle afhængig af lokale forhold og omfanget af inddragelse af lokal og frivillig arbejdskraft.

8 Andre metoder og kombination af flere metoder

8.1 Udplantning/beskyttelse af undervandsvegetation

I de lavvandede søer spiller undervandsplanterne en meget vigtig rolle i forhold til at fastholde den klarvandede tilstand. Af hensyn til at opnå og bevare en god økologisk tilstand er det derfor vigtigt at sikre en rimelig høj dækningsgrad af undervandsplanter i lavvandede søer.

Der kan imidlertid være flere forhold, som forhindrer, at undervandsplanterne umiddelbart genindvandrer. For det første skal der sikres tilstrækkelig gode vækstbetingelser, hvilket især fordrer gode lysforhold med tilstrækkelig klart vand, men ophobningen af et organisk rigt sediment kan i nogle tilfælde være et problem. Derudover kan en manglende frøbank i søen (hvis det er lang tid siden, at der sidst har groet undervandsplanter) eller ringe kontakt med andre vandområder, hvorfra en kolonisering kan finde sted, være en begrænsende faktor. I disse situationer kan en egentlig udplantning komme på tale.

Græsning fra planteædende fugle har i flere *in situ* forsøgsopstillinger også vist sig at kunne mindske eller forhindre undervandsplanternes vækst (Søndergaard et al., 1996; Lauridsen et al., 2003). Det vil især kunne være et problem i genetableringsfasen, hvor der kun findes få planter, som vil være sårbare over for græsning. I disse situationer kan det komme på tale at beskytte områder med planter, eksempelvis med trådnæt, så fugle holdes ude. I Danmark er der ikke gennemført fuldskalaforsøg med hverken udplantning eller beskyttelse af undervandsplanter.

8.2 Introduktion af vandremusling

Vandremuslingen kan optræde i meget store tætheder og kan via deres filtrering af søvandet have en særdeles markant effekt på søernes sigtbarhed og dermed også på en række andre forhold, herunder undervandsplanternes vækstmuligheder. Af samme grund er vandremuslingen i nogle lande blevet anvendt som en metode til at restaurere søer. Dette gælder eksempelvis i Holland (Gulati et al., 2005).

Vandremuslingens effekter er set i flere danske søer, herunder Fårup Sø (se f. eks. Søndergaard et al., 2006), men senest også ved dens eksplosive vækst i Gudenåsystemet (Gudenåkomiteen, 2009).

Vandremuslingen er imidlertid også en invasiv art, som kan have markante effekter på bl.a. søernes øvrige invertebratfauna. Af samme grund betragtes vandremuslingen som en uønsket art i den danske natur og kan som sådan ikke anvendes i restaureringsøjemed (NST hjemmeside vandremusling; NST 2012).

8.3 Kombineret af metoder

En oplagt mulighed i forhold til at optimere et restaureringsindgreb ville være at kombinere forskellige metoder. Dette kunne eksempelvis være P-fældning, der lægger lag på den interne P-pulje kombineret med en opfiskning, som ændrer den biologiske struktur og øger græsningstrykket på plantoplanktonet.

Ved aluminiumsbehandlingen af Nordborg Sø blev der i forbindelse med den øgede sigtdybde observeret betydelige adfærdsmæssige ændringer i fiskebestanden, hvor aborre og skalle i højere grad opholdt sig i de dybere vandlag (Lund et al., 2010). Det betød lavere prædation på dyreplankton i overfladevandet, mere græsning på algerne og dermed en ekstra effekt på vandets klarhed via koblingen mellem de biologiske og vandkemiske forhold. Det er sandsynligt, at den kombinerede metode af eksempelvis P-fældning og biomanipulation kan have mere markante og længerevarende effekter, end hvis de to metoder anvendes enkeltvis (Jeppesen et al., 2012).

Et dansk eksempel på dette er restaureringen af Kollelev Mose, hvor tilsætning af aluminium til to ud af tre bassiner i 2001 førte til et markant fald i søvandets P-indhold i de to behandlede bassiner, men ikke i det tredje. En efterfølgende biomanipulation i alle tre bassiner i 2003-2004 resulterede i klart vand i de to aluminiumsbehandlede bassiner, men ikke i det tredje (Naturstyrelsen, 2011). Det tredje bassin, som ligger nedstrøms de to aluminiumsbehandlede bassiner, har de seneste tre år opnået samme klarhed i vandet som de andre bassiner i takt med, at søvandets TP-koncentration er faldet, formentlig som følge af gennemskylning med vand fra de andre to bassiner.

9 Myndighedsbehandling

Forud for gennemførelse af en sørestaurering skal kommunen opnå de fornødne tilladelser og dispensationer efter lovgivningen, herunder

- Naturbeskyttelseslovens § 3.
- Miljøbeskyttelseslovens § 27 stk. 3 og Bekendtgørelse nr. 1022 om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet, jf. afsnittet om aluminiumsbehandling og Phoslock.
- Fiskeriloven. Opfiskning kan i visse tilfælde kræve tilladelse efter fiskeriloven.

Listen er ikke udtømmende for alle typer af restaureringstiltag. Der kan endvidere være særlige forhold at tage højde for, hvis søen ligger i eller opstrøms et Natura 2000 område, jf. Habitatdirektivet.

10 Opsummering/anbefalinger

Erfaringsgrundlaget vedr. anvendelsen af sørestaurering til forbedring af den økologiske kvalitet i søer og de tilhørende anbefalinger er kun ændret lidt, siden den første vejledning blev udarbejdet som forberedelse til den første vandplan (Naturstyrelsen, 2013). Nedenfor er givet et overblik og opsummeret væsentlige ændringer med anbefalinger samt omtalt et par restaureringsmetoder, som ikke var omfattet af den første vejledning.

Aluminiumtilsætning

Der er ingen ændringer vedr. udvælgelsen af søer, doseringsmængde og øvrige forholdsregler vedr. udbringning af aluminium. Der anvises dog en yderligere og mere simpel metode til at estimere den mobile P-pulje, som baserer sig på sedimentets indhold af TP. Estimatet er forbundet med nogen usikkerhed, og det anbefales derfor, at metoden primært anvendes som en første vurdering af den mobile P-puljes størrelse. Aluminiumstilsætning er en forholdsvis billig metode, hvor der opnås umiddelbare effekter, men metoden har sine begrænsninger bl.a. i forhold til søens alkalinitet og pH.

Phoslock

Phoslock-behandling er i lighed med aluminiumtilsætning en metode, der kan anvendes til at mindske den interne P-belastning. Phoslock er et kommercielt modificeret lerprodukt, som har været anvendt i flere udenlandske søer, men endnu ikke i Danmark. Der findes ingen eller kun få studier af behandlingens langtidseffekter. Behandlingen med Phoslock er 3-5 gange dyrere end behandling med aluminium. Phoslock binder ligesom aluminium fosfat også under anoxiske forhold, men kan derudover også anvendes i lavalkaline søer, da den ikke påvirker pH-værdien. Hvis den anvendes i meget lavalkaline søer, anbefales det dog at teste effekten af Phoslock forud for en sørestaurering.

Iltning af bundvandet

Restaurering af søer ved iltning er kun relevant i dybe, lagdelte søer. Hypolimnion skal have en vis udstrækning (> 5 m anbefales), for at iltboblerne kan nå at opløses. Vedvarende effekter kræver, at jerntilførslen er så stor, at oxideret jern kan begraves varigt. Selv når dette er opfyldt, skal iltningen foretages gennem mange år, og der er risiko for øget frigivelse af P fra sedimentet, når iltningen stoppes. Metoden vurderes derfor at have begrænset anvendelighed, som må vurderes i hvert enkelt tilfælde.

Biomanipulation

Der er ikke opnået nye erfaringer, som påvirker anbefalinger vedr. anvendelsen af biomanipulation, siden anbefalingerne i Naturstyrelsen (2013). Metoden har skabt markante effekter i mange danske søer over en årrække, men det kan være nødvendigt med gentagne indgreb for at bevare effekten.

Resultater fra en yderligere opfiskning i Væng Sø bekræfter opfiskningens positive effekter, men grundvandsstudier, som viser, at grundvand udgør langt hovedparten af søens vandtilførsel, viser også, at langtidseffekten vil afhænge af alle former for ekstern P-tilførsel.

Sedimentfjernelse

Fjernelse af sedimentet er en metode til at mindske den interne P-belastning (samt eventuelle tilgroningsproblemer), hvor fosfor en gang for alle fjernes fra søen.

Metoden er dyr sammenlignet med øvrige restaureringsmetoder, og der er også en række forhold i forbindelse med selve indgrebet, som skal være på plads (deponering, afvanding fra depot m.m.), ligesom søens tilstand påvirkes under selve indgrebet.

Udplantning/beskyttelse af undervandsplanter

Udplantning/beskyttelse af undervandsplanter gennemføres for at sikre en god udbredelse af undervandsplanter i lavvandede søer.

Udplantningen er specielt relevant i søer, hvor der ikke i søen findes en frøbank, eller hvor spredningsmulighederne fra andre vandområder vurderes at være ringe. Beskyttelse af undervandsplanter er især relevant i søers "recovery"-fase, hvor det plantedækkede areal er ringe i forhold til de arealer, som lysmæssigt skulle være koloniserbare, og hvor der er en formodning om, at græsning fra fugle kan være en begrænsende faktor.

Erfaringer med udplantning/beskyttelse af undervandsplanter er indtil videre kun opnået via småskalaforsøg, og fuldskalaforsøg bør gennemføres. Hvis der udplantes planter, må der kun anvendes arter, som i forvejen findes i søens opland/region.

Kombinering af metoder

Kombinering af forskellige metoder – eksempelvis biomanipulation og aluminiumsbehandling i søer med en høj intern P-belastning og en fiskebestand domineret af fredfisk – kan være en måde til samlet at opnå bedre og mere vedvarende effekter.

Erfaringer med kombinerede restaureringsmetoder er endnu ringe – ikke kun i Danmark, så der kan ikke angives andre retningslinjer end dem, der allerede findes vedr. de enkelte restaureringsteknikker. Kombineret af metoder vurderes at være en lovende metode, som bør undersøges nærmere, gerne ved fuldskalaforsøg.

11 Litteraturliste

Barry, M.J. & Meehan, B.J. 2000. The acute and chronic toxicity of lanthanum to *Daphnia carinata*. *Chemosphere* 41(10): 1669-1674.

Bjerring, R., Johansson, L.S., Søndergaard, M., Kjeldgaard, A., Sortkjær, L., Windolf, J. & Bøgestrand, J. 2012. *Søer 2011*. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.

Cooke, D., Welch, E. Peterson, S. & Nichols, S. 2005. *Restoration and management of lakes and reservoirs*. Taylor & Francis.

DeVicente, I., Huang, P., Andersen, F.Ø. & Jensen, H.S. 2008a. Phosphate adsorption by fresh and aged aluminium hydroxide. Consequences for lake restoration. *Environmental Science and Technology* 42: 6650-6655.

DeVicente, I., Jensen, H.S. & Andersen, F.Ø. 2008b. Factors affecting phosphate adsorption to aluminum: Implications for lake restoration. *Science of the Total Environment* 389: 29-36.

Egemose, S., Reitzel, K., Andersen, F.Ø. & Flindt, M.R. 2010. Chemical lake restoration products: Sediment stability and phosphorus dynamic. *Environmental Science and Technology* 44(3): 985-991.

Egemose, S., Jensen, H.S. & Reitzel, K. 2011. Erfaringer med aluminiumbehandling af danske søer. Naturstyrelsen.
http://www.naturstyrelsen.dk/Udgivelser/Aarstal/2011/Erfaringer_med_aluminiumbehandling_af_danske_soer.htm

Egemose, S., Reitzel, K., Andersen, F.Ø. & Jensen, H.S. 2013. Resuspension-mediated aluminium and phosphorus distribution in lake sediments after aluminium treatment. *Hydrobiologia* 701: 79-88.

Flindt M.R., Jørgensen C. & Jensen H. 2015. Den interne fosforbelastning i danske søer og indsvingningstid efter reduktion af ekstern fosfortilførsel. Notat fra SDU, 46 s.

Gulati, R.D., Pires L.M.D & van Donk, E. 2008. Lake restoration studies: Failures, bottlenecks and prospects of new ecotechnological measures. *Limnologia. Ecology and Management of Inland Waters* 38: 233-247.

Gudenåkomiteen, 2009. Opsummering af foreliggende viden om vandremuslingens biologi og økologi med fokus på forekomsten i Danmark og betydningen for vandløbs- og søforvaltningen i Gudenå-systemet. Rapport fra Orbicon (forfattere: Andersen, P., Grøn P., Moselund, B.).

Hansen, K.S. 2007a: Omregning mellem sommer- og årsværdier for fosfor og kvælstof i søer. Notat af 29. november 2007. Miljøministeriet, Miljøcenter Odense.

Hansen, K.S. 2007b. Beregning af sammenhængen mellem søers indhold af klorofyl a, TP og TN. Notat af 2. oktober 2007. Miljøministeriet, Miljøcenter Odense.

Hladik, M. & Kubecka, J. 2003. Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. *Hydrobiologia* 504: 251-266.

Jensen, M., 2010. Frigivelse af fosfor fra sedimentet i søer, som er tilført ilt til bundvandet. Specialrapport fra Biologisk Institut, Syddansk Universitet. 111 pp.

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Davidson, T.A., Liu, Z., Mazzeo, N., Trochine, C., Özkan, K., Jensen, H.S., Trolle, D., Starling, F., Lazzaro, X. Johansson, L.S., Bjerring, R., Liboriussen, L., Larsen, S.E., Landkildehus, F. & Meerhoff, M. 2012. Biomanipulation as a restoration tool to combat eutrophication: recent advances and future challenges. *Advances in Ecological Research* 47: 411-487.

Johansson, L.S. & Lauridsen, T.L. 2011. Fiskeundersøgelser i søer. Teknisk anvisning TA. nr.: S05, Version: 1. Fagdatacenter for Ferskvand, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Jørgensen T.B. 1998. Brabrand Sø. I: Sørestaurering i Danmark (Søndergaard m.fl., redaktører). *Miljønyt* 28, Miljøstyrelsen.

Kidmose, J., Nilsson, B., Engesgaard, P., Frandsen, M., Karan, S., Landkildehus, F., Søndergaard, M., & Jeppesen, E. 2013. Focused groundwater discharge of phosphorus to a eutrophic seepage lake (Lake Væng, Denmark): implications for lake ecological state and restoration. *Hydrogeology Journal* 21: 1787-1802.

Lauridsen, T.L., Sandsten, H. & Møller, P.H. 2003. The restoration of a shallow lake by introducing *Potamogeton* spp. The impact of waterfowl grazing. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 8: 177-187.

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

Liboriussen, L., Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (red.) 2007b. Sørestaurering i Danmark. Del II: Eksempelsamling. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 312 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 636.

Lund, S.S., Landkildehus, F., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Egemose, S., Jensen, H.S., Andersen, F.Ø., Johansson, L.S., Ventura, M. & Jeppesen, E. 2010. Rapid changes in fish community structure and habitat distribution following the precipitation of lake phosphorus with aluminium. *Freshwater Biology* 55: 1036–1049.

Lürling, M. & Tolman, Y. 2010. Effects of lanthanum and lanthanum-modified clay on growth, survival and reproduction of *Daphnia magna*. *Water Research* 44: 309-319.

Naturstyrelsen 2011. Erfaringer med aluminiumbehandling af danske søer (forfattere Egemose, S., Jensen, H.S., Reitzel, K.)

Naturstyrelsen 2013. Vejledning i sørestauring (forfattere: Egemose, S., Jensen, H.S., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L.).

Naturstyrelsen 2014. Udkast til Vandområdeplaner 2015-2021.
<http://naturstyrelsen.dk/vandmiljoe/vandplaner/vandomraadeplaner-2015-2021/>

NOVANA 2011-2015. Tekniske anvisninger for søer og vandløb
<http://bios.au.dk/videnudveksling/til-myndigheder-og-saerligt-interesserede/fagdatacentre/fdcfersk/>

NST hjemmeside vandremusling.
<http://naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/artsleksikon/dyr/bloeddyr/muslinger/vandremusling/>

NST 2012. Vandremuslingens effekt på de biologiske forhold i søer og ferskvandssystemer. Rapport udarbejdet af Torben Bramming Jørgensen, Vand og miljørådgivning, Per Andersen, Vand og Naturressourcer, Orbicon A/S Søren Erik Larsen, Institut for Bioscience, Århus Universitet:
http://naturstyrelsen.dk/media/nst/11088894/vandremuslingen_-_effekter_p_biologiske_forhold_2012.pdf.

Osgood, R.A. 1988. Lake mixis and internal phosphorus dynamics. Archiv für Hydrobiologie 113: 629-638.

Pollux, B.J.A., Korosi, A., Verbeck, W.C.E.P., Pollux, P.M.J. & van der Velde, G. 2006. Reproduction, growth and migration of fishes in a regulated lowland tributary: potential recruitment to the river Meuse. Hydrobiologia 565: 105-120.

Reichard, M. & Jurajda, P. 2007. Seasonal dynamics and age structure of drifting cyprinid fishes: an interspecific comparison. Ecology of Freshwater Fish 16: 482-492.

Ross, G., Haghseresht, F. & Cloete, T.E., 2008. The effect of pH and anoxia on the performance of Phoslock (R), a phosphorus binding clay. Harmful Algae 7: 545-550.

Schelde J., Vestergaard A & Mølgaard K. 2010. Ny afvandingsteknik giver store besparelser. Teknik og Miljø, januar 2010: 36-38.

Skov, C., Baktoft, H., Brodersen, J., Brönmark, C., Chapman, B.B., Hansson, L.-A. & Nilsson P.A. 2011. Sizing up your enemy: individual predation vulnerability predicts migratory probability. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 278: 1414-1418.

Spears, B.M., Lurling, M., Yasseri, S., Castro-Castellon, A.T., Gibbs, M., Meis, S., McDonald, C., McIntosh, J., Sleep, D. & Van Oosterhout, F. 2013. Lake responses following lanthanum-modified bentonite clay (Phoslock (R)) application: An analysis of water column lanthanum data from 16 case study lakes. Water Research 47: 5930-5942.

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

Søndergaard, M. 2007a. Sammenhænge mellem årsmiddel og sommermiddelkoncentrationer af totalfosfor og total kvælstof i danske søer. Notat af 28. november 2007. Danmarks Miljøundersøgelser ved Århus Universitet.

Søndergaard, M. 2007b. Sammenhænge mellem søers indhold af klorofyl a, TP og TN. Notat af 21.09.07. Danmarks Miljøundersøgelser ved Aarhus Universitet.

Søndergaard, M., Bruun, L., Lauridsen, T.L., Jeppesen, E. & Vindbæk Madsen, T. 1996. The Impact of Grazing Waterfowl on Submerged Macrophytes. In situ experiments in a shallow eutrophic lake. *Aquatic Botany* 53: 73-84.

Søndergaard, M., Skriver, J. & Henriksen, P. (redaktører) 2006. Vandmiljø – biologisk tilstand. Forlaget Hovedland. 104 s. – Miljøbiblioteket 10.

Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Kristensen, E., Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P. & Friberg, N. 2013. Biologiske indikatorer til vurdering af økologisk kvalitet i danske søer og vandløb. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 59.

Søndergaard, M., Trolle, D. & Bjerring, R. 2015. Sammenhænge mellem næringsstofindhold og biologiske kvalitetselementer i danske søer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 36 s. - Videnskabelig rapport fra DCE -Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 136.

Thorsgaard, I. & Geertz-Hansen O. 2012. Furesøens miljøtilstand. Effekten af ilttilførsel 2007-2011. Rapport udarbejdet af Rambøll for Furesø Kommune.

Trolle, D., Søndergaard, M. & Bjerring R. 2015. Sammenhænge mellem næringsstofftilførsel og søkoncentrationer i danske søer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 34 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 138

Van Oosterhout, F. & Lurling, M. 2011. Effects of the novel 'Flock & Lock' lake restoration technique on *Daphnia* in Lake Rauwbraken (The Netherlands). *Journal of Plankton Research* 33: 255-263.

Vollenweider, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Memorie dell'Instituto Italiano di Idrobiologia* 33: 53-83.

Bilag

Bilag 1: Måling af den potentielt mobile fosforpulje i søsediment forud for kemisk fældning af P med aluminium eller Phoslock eller forud for sedimentfjernelse

Indledning

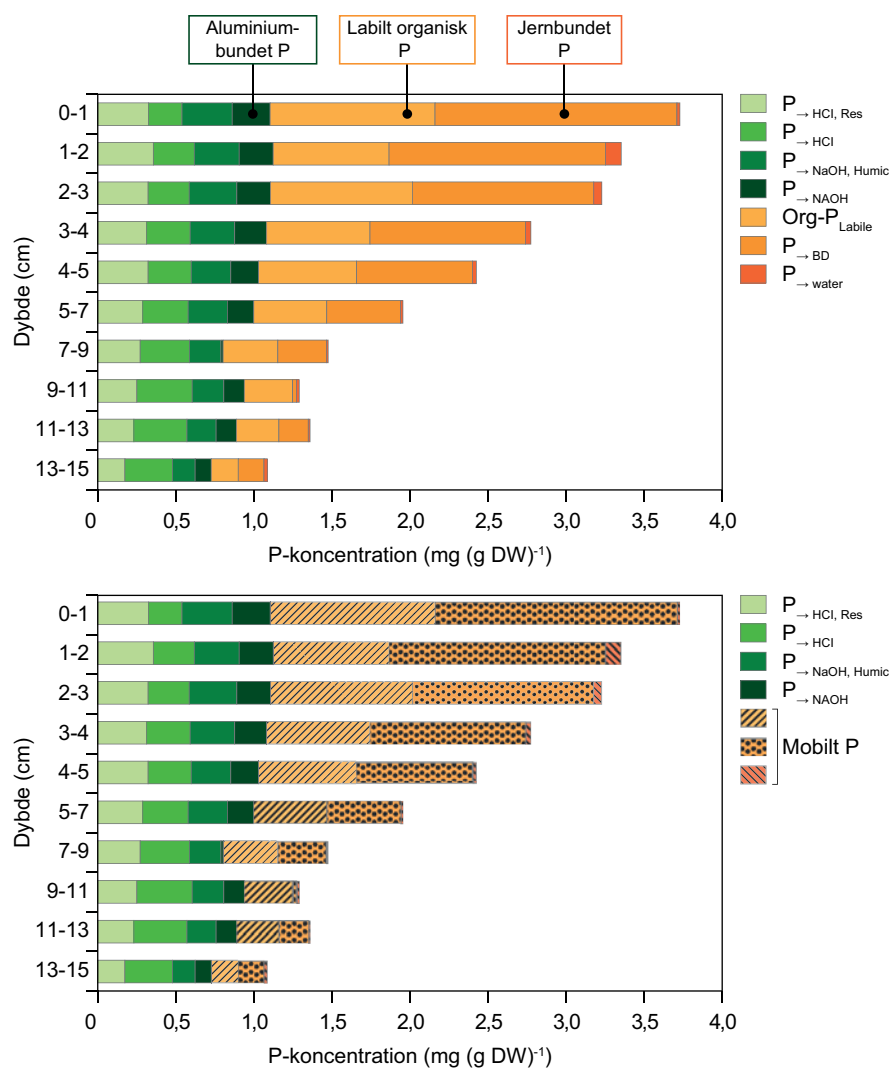
Ved kemisk fældning af fosfor (P) i søer er det vigtigt, at doseringen er så stor, at alt tilgængeligt P og al det P, som potentielt kan frigives fra sedimentet, bliver bundet, idet en underdosering i forhold til P-puljen i søen vil betyde, at den positive effekt af behandlingen kun bliver kortvarig (få år). Omvendt skal man af økonomiske såvel som etiske grunde ikke tilsætte mere aluminium eller Phoslock, end der er behov for. Behovet opgøres i forhold til puljen af totalfosfor (TP) i søvandet samt puljen af potentielt mobilt P i sedimentet. Som udgangspunkt skal der for aluminiums vedkommende doseres efter en molær bindingsratio på 10:1 mellem aluminium og P (svarende til en vægtratio på 8,7:1) og for Phoslocks vedkommende en vægtratio på 100:1 mellem Phoslock og mobilt P.

Den mobile P-pulje er erfaringsmæssigt nogle gange større end den årlige interne P-belastning i søen, som i nogle tilfælde kan beregnes ud fra, hvor meget søens TP stiger i sommerperioden. Nedenstående redegøres der for tre metoder til bestemmelse af den mobile pulje: 1) sekventiel ekstraktion af jernbundet P og labilt organisk P fra frisk sediment, 2) vurdering ud fra TP_{sed} -dybdeprofilen (alt over baggrundsniveauet, som ses i dybereliggende sediment, er mobilt) og 3) estimering af koncentrationen af mobilt P ud fra den erfaringsmæssige sammenhæng mellem mobilt P og TP_{sed} fundet ved målinger i 33 danske søer.

Det er rimeligt kun at beregne dosering efter den mobile P-pulje i de øverste 10 cm af sedimentet, om end de mobile P-former kan forekomme i dybder helt ned til 40 cm i nogle søer. Vi anbefaler dog at måle mobilt P i dybden 10-20 cm også, idet mobilisering fra denne dybde kan nødvendiggøre en ekstra behandling efter 10-20 år. Tidshorizonten for frigivelse af P fra dybder under 10 cm er lang, og frigivelsen modvirkes af den diagenetiske proces, som kan omdanne porevands-P til stabile krystallinske former som apatit (en form af kalciumbundet P) eller vivianit (P bundet til reduceret jern). Hvis sedimentundersøgelsen også skal belyse behovet for afgravning ved en sedimentfjernelse, skal der analyseres i hele "kulturlaget", som let kan være 60-100 cm tykt (der blev f.eks. bortgravet ned til 100 cm i Brabrand Sø).

En dybdeprofil for sedimentets P-puljer i Sønderby Sø illustrerer metoderne 1 og 2 til at kvantificere den mobile P-pulje (Fig. B.1). Baggrundsniveauet for P (her målt i dybden 13-15 cm) er lige over 1 mg g^{-1} tørvægt, og hvis man antager, at koncentrationer højere end denne værdi repræsenterer mobilt P, vil man nå ca. samme estimat med metode 1 og 2. Eksemplet er en "ideel sag", idet man i mange søer ikke kommer ned til baggrundsniveauet i 10 cm's dybde, og i mange tilfælde udgør de immobile P-puljer også mere end 1 mg g^{-1} tørvægt. Metode 3 kan håndtere denne situation, men estimatet af mobilt P er forbundet med nogen usikkerhed. Metode 1 med sekventiel ekstraktion anbefales derfor som den foretrukne metode og er den metode, der er sikrest at bruge ved beregning af dosering.

Figur B.1. Dybdeprofil af P-puljer i sedimentet i Sønderby Sø 2001.



Prøvetagning og analyser

Metode 1

Der udtages sedimentprøver fra de vigtigste sedimentationsområder - mindst tre stationer i søen: Største dybde og middeldybde i hver sin ende af søen.

Prøverne udtages som uforstyrrede sedimentkerner med Kajak bundhenter. Kernerne skal være mindst 20 cm lange og have en diameter på mindst 5 cm. Der udtages tre kerner fra hver station.

I laboratoriet opsplittes sedimentet i dybderne 0-5 cm, 5-10 cm og 10-20 cm med så lidt kontakt til atmosfærisk luft som muligt - gerne i N₂ atmosfære i en handskepose. I hvert fald skal sedimentet øjeblikkeligt ned i en gastæt plastikpose. Sedimentet fra de tre rør puljes for hver dybde og mikses grundigt i plastikposen. Det friske sediment opbevares koldt indtil analyse, men bør analyseres hurtigst muligt.

Herfra udtages sedimentet til følgende analyser:

- Tørstof, glødetab og evt. efterfølgende måling af TP og total jern. Tørstof og glødetab er nødvendigt for at beregne tørstofindholdet per sedimentvolumen (bulk density) og dermed tørstofindholdet per areal i 10 cm's dybde.

- Jernbundet P og labilt organisk P – de potentielt mobile P-former. Der bør også måles hhv. jern og aluminium i de to fraktioner, da denne information er nyttig for senere fortolkning af udviklingen i søen, men det har ingen betydning for bestemmelse af den mobile P-pulje.

Ad 1) Tørstof, glødetab og total P

1. 5-10 g vådt sediment (sten og kviste frasorteres) afvejes og tørres i 24 timer ved 105 °C. Tørvægten bestemmes, og sedimentet homogeniseres i en morter. 0,2-0,5 g tørt sediment afvejes og glødes ved 520 °C i 4-8 timer. Glødevægten bestemmes. Procent tørstof (%TS) og procent glødetab (%GT) beregnes. Densiteten for frisk (vådt) sediment kan nu beregnes (teoretisk) som:

$$\text{Densitet} = 1/[1-\%TS/100+\%TS/100/(2,6*(1-\%GT/100)+1,05*\%GT/100)]$$

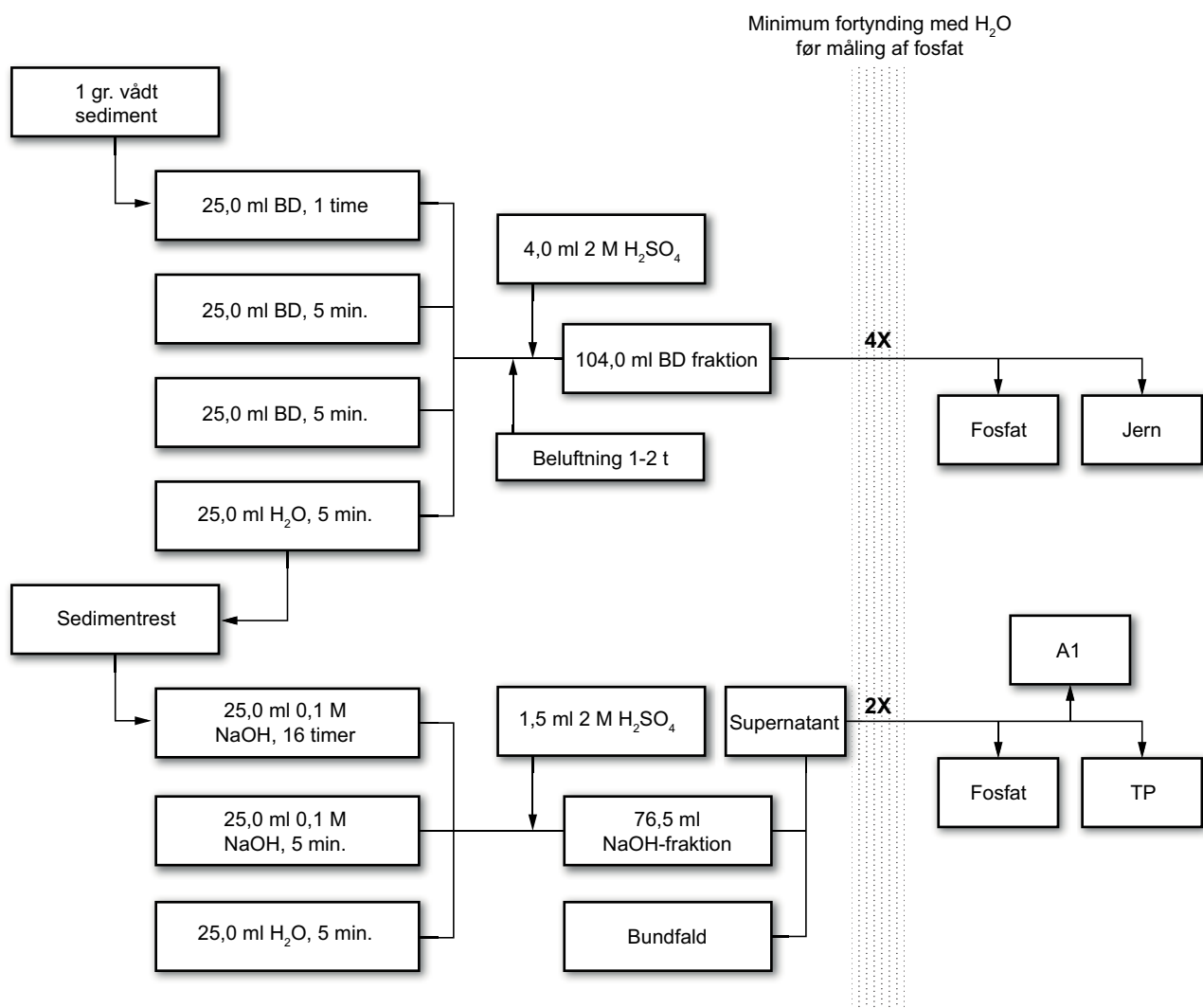
Det antages i denne formel, at den mineralske del af sedimentet har en massefylde på 2,6, og at den organiske del har en massefylde på 1,05.

Tørstof per volumenenhed beregnes som: Bulk density = Densitet*%TS/100

TP og total jern kan bestemmes ved at koge 0,1 g glødet sediment i 1 time i 1 M HCl. Ekstraktet fortyndes mindst fem gange inden bestemmelse af fosfat.

Ad 2) Ekstraktion af jernbundet P og labilt organisk P

1. 1 g frisk vådt sediment afvejes i 50 ml centrifugerør.
2. *Let adsorberet og jernbundet P:* 25 ml BD-reagens tilsættes, og der rystes i 1 time. Der centrifugeres (5-10 min., 3000 rpm) og dekanteres i en 100 ml flaske. Derefter tilsættes igen 25 ml BD-reagens og rystes i 5 min. Centrifugering og dekantering i samme flaske. Dette gentages, så der i alt ekstraheres med 75 ml BD-reagens. Til slut tilsættes 25 ml dest. H₂O og rystes i 5 min. Der centrifugeres og dekanteres ned i 100 ml flasken. Flasken beluftes nu i stinkske, indtil lugten af dithionit er væk, hvorefter der tilsættes 4 ml 2 M H₂SO₄. *Det surgjorte ekstrakt analyseres for fosfat efter mindst 4 X fortynding. Der kan også analyseres for jern på AAS, ICP eller med ferrozim-metode efter 4 X fortynding. Det ekstraherede jern repræsenterer den oxide-rede pulje af jern i sedimentet.*
3. *Labilt organisk P:* 25 ml 0,1 M NaOH tilsættes sedimentresten fra 2), og der rystes i 15-18 timer. Centrifugering og dekantering som ovenfor. Der rystes én gang ekstra med NaOH (5 min.) og én gang med vand (5 min.). I alt 75 ml ekstrakt tilsættes 1,5 ml 2 M H₂SO₄. I dette ekstrakt vil der udfældes humussyrer i løbet af to dage – lad dem bundfælde og udfør kun analyser på supernatanten. *Det surgjorte ekstrakt analyseres for fosfat og opløst TP (fortynd mindst 2 X ved begge metoder). Differencen mellem TP og fosfat udgøres af labilt organisk P. NaOH ekstraherer også aluminiumoxider/hydroxider, som kan binde P. Efter en aluminiumbehandling vil den tilsatte aluminium kunne findes i den NaOH-ekstraherbare fraktion. Se oversigt i Fig. B.2.*



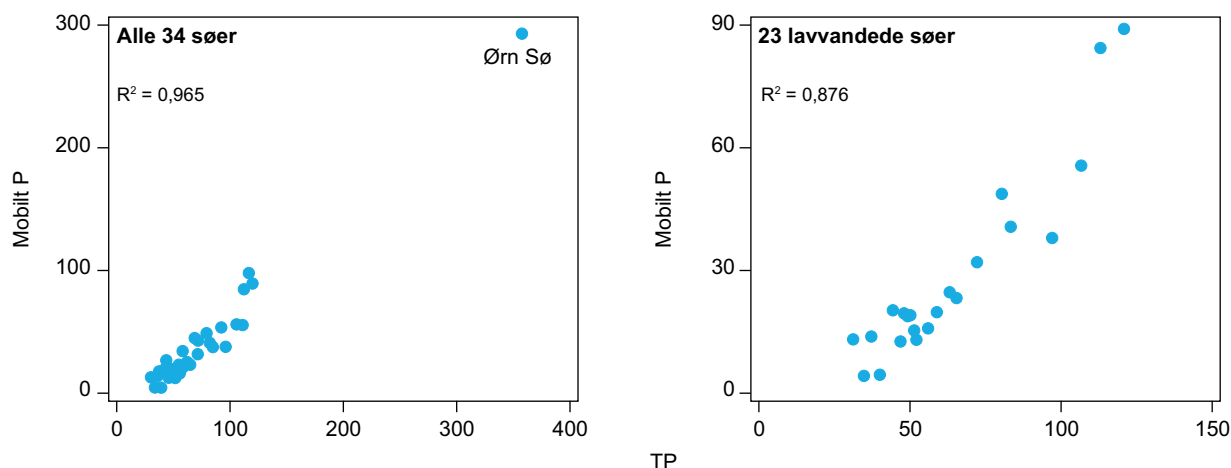
Figur B.2. Diagram over den sekventielle ekstraktionsprocedure.

Metode 2

Stationsvalg og sedimentkernestørrelse er den samme som ved metode 1, men for at kunne vurdere dybdeprofilen af TP_{sed} er det nødvendigt at analysere flere dybdeintervaller. Man skal måle i intervallerne 0-2, 2-5, 5-10, 10-15 og 15-20 cm, men det kan være nødvendigt at gå endnu dybere.

Metode 3

En nyligt gennemført analyse af 34 danske søer (heraf 23 lavvandede og tre lavalkaline) viser imidlertid, at det med en rimelig sikkerhed er muligt at estimere sedimentets mobile P-pulje alene ud fra sedimentets TP-pulje (TP_{sed}). Det er derfor muligt at nøjes med måling af TP_{sed}, hvis man til et første estimat kan acceptere den usikkerhed på estimatet af den mobile P-pulje, som dette medfører (Fig. B.3).



Figur B.3. Korrelationer mellem TP_{sed} og mobilt P for 34 danske søer (heraf 23 lavvandede), hvor begge dele er målt på de samme prøver. Enhed på begge akser er $\mu\text{mol P g tørstof}^{-1}$. Fra Jensen et al. (upubliceret).

Her præsenteres tre modeller, som beskriver sammenhængen mellem mobilt P og TP_{sed} . De tre modeller afviger ikke meget fra hinanden (mobilt P og TP_{sed} er angivet i $\mu\text{mol P g tørstof}^{-1}$):

- Mobilt P = $-26,108 + 0,877 * TP_{sed}$, alle 34 søer; $R^2 = 0,965$ (Fig. 1).
- Mobilt P = $-22,354 + 0,820 * TP_{sed}$, 33 søer; den dybe Ørn Sø er udeladt pga. meget højt P-indhold; $R^2 = 0,845$.
- Mobilt P = $-24,690 + 0,830 * TP_{sed}$, 23 lavvandede søer; $R^2 = 0,876$ (Fig. 1).

Groft sagt siger modellerne, at sedimentets immobile P udgør $0,75 \text{ mg P g tørstof}^{-1}$ plus $0,15 \text{ mg g}^{-1}$ for hvert $\text{mg TP g tørstof}^{-1}$.

Til trods for at alle tre korrelationer er stærkt signifikante, kan afvigelsen mellem den målte og den modelbestemte mobile P-pulje for den enkelte sø i analysen være betragtelig. Den gennemsnitlige afvigelse mellem målt og modelleret mobilt P er således 40 % for modellerne 1 og 2, mens den er 79 % for model 3. Usikkerheden er dog størst for søer med lavt indhold af mobilt P, og for modellerne 1 og 2 er den gennemsnitlige afvigelse kun 23 % for søer med et mobilt P-indhold større end $27 \mu\text{mol P g TV}^{-1}$ (svarende til $0,84 \text{ mg mobilt P g TV}^{-1}$). For model 3 reduceres usikkerheden til 48 %, hvis mobilt P er større end $27 \mu\text{mol g TV}^{-1}$.

Risikoen ved at anvende disse modeller er, at man kan fejlvurdere doseringen af aluminium eller Phoslock, hvilket enten fordyrer restaureringen eller giver risiko for, at restaureringen ikke bliver succesfuld pga. underdosering. Sandsynligvis er kun søer med relativt højt mobilt P i sedimentet aktuelle for kemisk fældning af P, og risikoen for fejlskøn bliver dermed mindre.

[Tom side]

VEJLEDNING FOR GENNEMFØRELSE AF SØRESTAURERING

Sørestaurering er et af virkemidlerne til at opnå en tilstrækkelig god økologisk kvalitet i de danske søer omfattet af vandplanerne. I denne rapport gennemgås de forskellige mulige metoder og deres anvendelighed, og der gives en vejledning i hvilke forhold der skal vurderes forud for, under og efter en restaurering.