



VEJLEDNING FOR GENNEMFØRELSE AF SØRESTAURERING

Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 382

2020



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. 382

2020

Martin Søndergaard¹

Kasper Reitzel²

Erik Jeppesen¹

Sara Egemose²

Torben L. Lauridsen¹

Henning Jensen²

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. 382
Titel:	Vejledning for gennemførelse af sørestaurering
Forfattere:	Martin Søndergaard ¹ , Kasper Reitzel ² , Erik Jeppesen ¹ , Sara Egemose ² , Torben L. Lauridsen ¹ & Henning Jensen 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:	Juni 2020
Redaktion afsluttet:	Juni 2020
Faglig kommentering:	Liselotte S. Johansson
Kvalitetssikring, DCE:	Signe Jung-Madsen
Ekstern kommentering:	Miljø- og Fødevareministeriet. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR382_komm.pdf
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Søndergaard, M., Reitzel, K., Jeppesen, E., Egemose, S., Lauridsen, T.L. & Jensen, H. 2020. Vejledning for gennemførelse af sørestaurering. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 56 s. - Videnskabelig rapport nr. 382 http://dce2.au.dk/pub/SR382.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Sørestaurering er et af virkemidlerne til at opnå en tilstrækkelig god økologisk kvalitet i de danske søer, der er omfattet af de nuværende vandområdeplaner. I denne rapport gennemgås de forskellige metoder til restaurering af søer. Deres anvendelighed vurderes, og der gives en vejledning i, hvilke forhold der skal undersøges forud for, under og efter en restaurering. Metoderne omfatter kemisk fældning med aluminium eller Phoslock, sedimentfjernelse, iltning og opfiskning af fredfisk. Derudover omtales også en række andre metoder, og betydningen af klimaforandringer for gennemførelsen af fremtidige sørestaureringer vurderes.
Emneord:	Søer, sørestaurering, aluminiumbehandling, Phoslock, iltning, sedimentfjernelse, biomanipulation.
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Martin Søndergaard
ISBN:	978-87-7156-499-0
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	56
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR382.pdf

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	8
1 Baggrund for restaurering af søer	10
1.1 Indledning	10
1.2 Baggrund og formål med sørestaurering	10
2 Forundersøgelsen	12
2.1 Verificering og eventuel opdatering af vandområdeplanens vurdering	12
3 Valg af restaureringsmetode	16
4 Kemisk fældning af fosfor med aluminium eller Phoslock	17
4.1 Baggrund og erfaringer	17
4.2 Problemstillinger ved anvendelse af aluminium	18
4.3 Problemstillinger ved anvendelse af lanthan	19
4.4 Kriterier for kemisk fældning af fosfor med aluminium eller Phoslock	20
4.5 Beregning af dosering	21
4.6 Beskrivelse af behandlingens forløb	22
4.7 Monitoringsprogram før, under og efter behandling	23
4.8 Ansøgning om tilladelse til kemisk fældning med aluminium eller Phoslock	24
4.9 Valg af produkt og omkostninger ved behandling	25
5 Sedimentfjernelse	26
5.1 Baggrund og erfaringer	26
5.2 Kriterier for sedimentfjernelse	26
5.3 Omkostninger ved behandling	27
6 Iltning	28
6.1 Baggrund og erfaringer	28
6.2 Omkostninger ved behandling	29
7 Opfiskning	30
7.1 Baggrund og erfaringer	30
7.2 Kriterier for opfiskning	31
7.3 Opfiskningsmetoder	31
7.4 Tidspunkt for opfiskning	32
7.5 Opfiskningsmængder	33
7.6 Typer af fisk, der fjernes	33
7.7 Monitoring efter opfiskning	33
7.8 Eksemplet Væng Sø	34
7.9 Omkostninger ved behandling	35
8 Andre metoder og teknikker	36
8.1 Udplantning/beskyttelse af undervandsvegetation	36
8.2 Udsætning af gedder	36

8.3	Introduktion af vandremusling	37
8.4	Afledning af bundvand	37
8.5	Kombinering af metoder	37
8.6	Øvrige metoder	39
9	Effekten af klimaforandringer	40
9.1	Baggrund	40
9.2	Betydningen for sørestaurering	40
10	Myndighedsbehandling	42
11	Opsummering/anbefalinger	43
11.1	Restaureringsmetoder	43
12	Litteraturliste	45
13	Bilag 1	52
13.1	Måling af den potentielt mobile fosforpulje i søsediment	52

Forord

Denne rapport giver en vejledning til, hvordan restaurering af søer i Danmark gribes an. Vejledningen er en revideret og opdateret udgave af en vejledning udgivet i 2013 (Naturstyrelsen, 2013) og en vejledning udgivet i 2015 (Søndergaard m.fl., 2015a).

Rapporten har sin baggrund i vandområdeplanerne udarbejdet for de danske søer i forbindelse med vandrammedirektivets implementering. Den er udarbejdet på foranledning af Miljøstyrelsen, der også har haft mulighed for at kommentere et udkast til rapporten. Rapporten henvender sig til myndigheder, virksomheder og andre, der arbejder med restaurering af søer.

Sammenfatning

Vandkvaliteten og den økologiske tilstand i de danske søer er især bestemt af mængden af tilførte næringsstoffer, hvoraf fosfor spiller den vigtigste rolle som begrænsende næringsstof. Der er dog en del situationer, hvor det viser sig, at søerne ikke forbedres tilstrækkeligt, selvom tilførslen af fosfor er reduceret til et niveau, som er estimeret til at være tilstrækkeligt lavt. Årsagen kan være, at der i søerne er en kemisk træghed, som skyldes, at der frigives fosfor fra en mobil fosforpulje, der er ophobet i bunden af søen (intern belastning), eller en biologisk træghed, som bl.a. kan skyldes en fiskebestand domineret af skaller og brasen, der æder dyreplankton og dermed giver dårlige betingelser for bortfiltrering af planteplankton via dyreplankton.

I vandområdeplanerne, som blandt andet beskriver indsatsbehovet for at forbedre de danske søers tilstand, er der angivet en række søer, som planlægges restaureret for at opnå mindst en god økologisk tilstand. Restaurering er fastlagt, hvor den eksterne 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. Rapporten er en opdateret og revideret version af en vejledning fra 2015.

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, beskrivelse af fiskebestanden 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®, hvor det aktive grundstof er lanthan. Phoslock har endnu ikke været anvendt i Danmark i stor skala, mens aluminiumbehandling har været anvendt i syv søer siden 2001. Ved begge metoder er det vigtigt med et godt kendskab til søens alkalinitet (kalkholdighed) for at undgå toksiske eller andre uønskede effekter ved lave pH-værdier. Hvis man således ønsker at anvende aluminium, skal det under forundersøgelsen godtgøres, at søens alkalinitet er højere end 1 meq/l, så der ikke opnås lave pH-værdier under dosering. Ligeledes må der under og i en periode efter behandlingen ikke være risiko for, at pH overstiger 8,5, hvor aluminium også kan findes i en giftig form. For Phoslock gælder, at man generelt har mulighed for at behandle søer med en alkalinitet lavere end 1 meq/l, hvis forudgående tests har vist, at der ikke er problemer med lantankoncentrationen i søvandet. Doseringsmængden af begge produkter beregnes i forhold til den potentielt mobile fosforpulje i sedimentet samt fosformængden i søvandet. Den interne fosforbelastning kan også begrænses ved at fjerne det fosforholdige sediment, men det er en relativ dyr metode, som kun har været anvendt én gang i Danmark i en større sø.

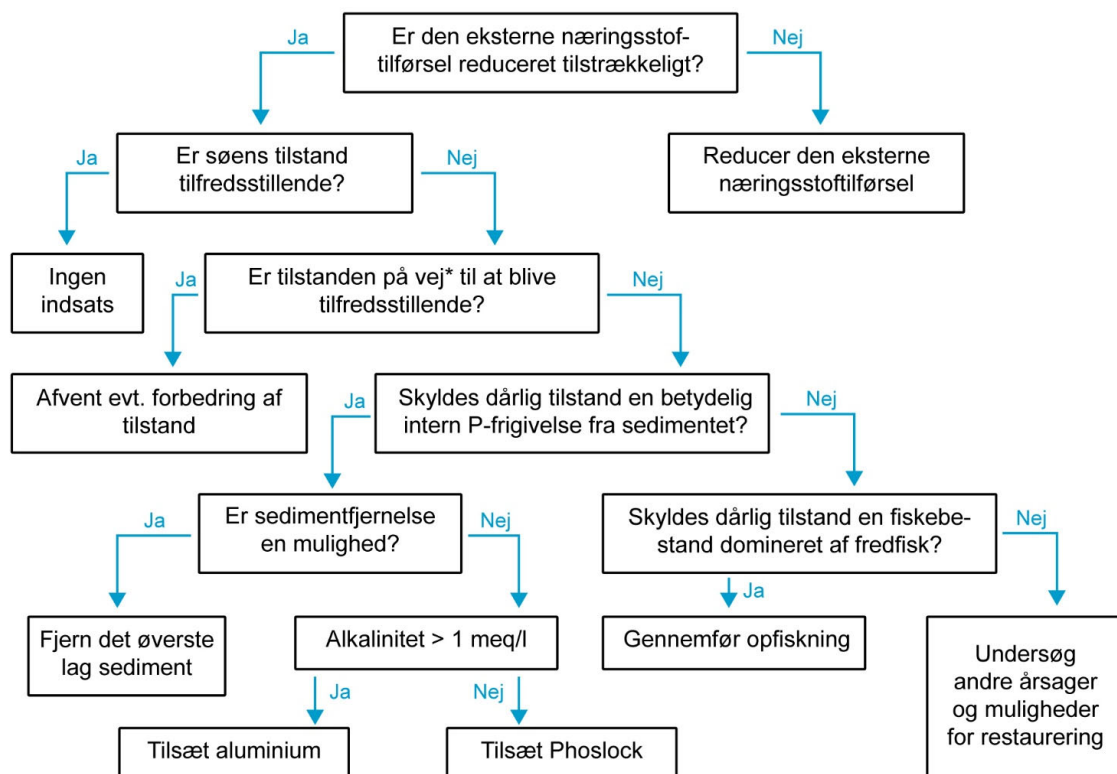
I dybe og lagdelte søer har iltning af bundvandet været anvendt som en metode til at mindske frigivelse og ophobningen af fosfor i bundvandet og forbedre livsvilkårene for en række organismer på det dybe vand. Metoden har været anvendt i seks danske søer og anvendes stadigvæk i et par søer. Det er en metode, som kræver en langvarig behandling samt et overskud af jern i

sedimentet til at binde fosfor, og der er risiko for, at den øgede fosforbinding, der kan opnås ved iltningen, ikke kan opretholdes, når iltningen stopper. Effekten, der er opnået på de danske søers generelle tilstand og overfladevandets kvalitet ved iltning af bundvandet, er usikker og i de fleste tilfælde begrænset eller endda manglende.

Biomanipulation ved opfiskning af fredfisk er en restaureringsmetode, som kan anvendes i søer, hvor de dyreplanktonædende fisk såsom skalle og brasen dominerer, og hvor det vurderes, at den eksterne eller interne fosforbelastning ikke er årsagen til ringe vandkvalitet. Metoden har været anvendt i mange søer i de sidste årtier med henblik på at øge dyreplanktonets græsning på planteplanktonet og for at mindske ophvirvlingen af sediment og deraf følgende fosforfrigivelse og/eller uklart vand på grund af fisk, som søger efter føde i søbunden. Der findes en række forskellige opfiskningsmetoder, som må tilpasses den enkelte sø.

Der findes en række øvrige metoder og teknikker til at restaurere søer, hvoraf nogle af de mest relevante er beskrevet. Én af dem er anvendelsen af flere metoder i kombination, hvorved den samlede effekt kan optimeres. Klimaforandringer kan få betydning for den måde, sørestaureringer fremover kan gennemføres på.

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. I Figur 0 er der vist et flowdiagram, der giver en oversigt over processen og beslutninger i forbindelse med gennemførelse af sørestaurering.



Figur 0. Simplificeret flowdiagram, som kan anvendes, hvis vandkvaliteten og den økologiske tilstand ikke er tilfredsstillende i søer, og der ønskes en forbedring. Der kan være andre baggrunde for beslutninger end dem vist i diagrammet, eksempelvis hvis Phoslock ønskes anvendt frem for aluminium. *) I forbindelse med vandområdeplanerne anvendes en periode på 6-12 år (1-2 planperioder) som kriterie for værende "på vej".

Summary

The water quality and ecological state of Danish lakes are particularly determined by the extent of nutrient loading, of which phosphorus plays the most important role as a limiting nutrient. However, there are some situations where the lakes do not improve satisfactorily even though the supply of phosphorus has been reduced to a sufficiently low level. The reason may be chemical resilience in the lakes due to the release of phosphorus from a mobile phosphorus pool that has accumulated in the lake sediment (internal loading) or biological resilience due to, among other factors, a fish stock dominated by roach and bream.

In the river basin management plans, which describe, among other things, the effort needed to improve the ecological state of the Danish lakes, a number of lakes are planned to be restored to achieve at least a good ecological state. Restoration will be conducted where the phosphorus input to a lake has been sufficiently reduced, but where active intervention is required if the lake is to achieve good ecological status within 1-2 management periods. This report reviews the various options for restoring lakes and provides guidance on how the restoration process should be handled from preliminary investigation to implementation and monitoring. The report is an updated and revised version of a 2015 guide.

The preliminary investigation should include verification of the data on which a restoration initiative is to be based. This typically includes information on the external phosphorus loading, the lake's equilibrium state, a description of the fish stock and an assessment of the internal phosphorus loading.

Restoration to control the internal phosphorus loading can be done by chemical phosphorus precipitation, which includes either the addition of aluminum salts or the modified clay product Phoslock © whose active substance is lanthanum. Phoslock has not yet been used in Denmark on a large scale, while aluminum treatment has been used in seven lakes since 2001. For both methods, it is important to have a good knowledge of the lake's alkalinity to avoid toxic or other undesirable effects.

Thus, if use of aluminum is desired, it must be shown during the preliminary investigation that the alkalinity of the lake is higher than 1 meq/l and there must be no risk of the pH exceeding 8.5 in the first year after the treatment. For Phoslock, it is generally possible to treat lakes with an alkalinity lower than 1 meq/l if prior tests have shown that there are no problems with lanthanum concentrations in the lake water. The dosage of both products is calculated in relation to the potentially mobile phosphorus pool in the sediment and the concentration of phosphorus in the lake water. The internal phosphorus loading can also be limited by removing the phosphorus-containing sediment, but this is a relatively expensive method that has only been used once in Denmark in a larger lake.

In deep and stratified lakes, oxygenation of the bottom water has been used as a method to reduce the accumulation of phosphorus in the bottom water and improve the living conditions of a number of deep water organisms. The method has been used in six Danish lakes and is still used in a few lakes. It is a method that requires long-term treatment as well as a surplus of iron to bind

the phosphorus, and there is a risk that the increased binding of phosphorus obtained by oxygenation cannot be maintained when oxygenation is ceased. The effect obtained on the general condition of the Danish lakes and the quality of the surface water by oxygenation of the bottom water is uncertain and in most cases limited or even lacking.

Biomanipulation by removal of planktivorous fish is a restoration method that can be used in lakes where zooplankton-eating fish such as roach and bream dominate and where external or internal phosphorus loading is not considered the cause of poor water quality. The method has been used in many lakes in recent decades to increase zooplankton grazing on the phytoplankton and to reduce the stirring of sediment caused by fish searching for food in the lake sediment. There are a number of different removal methods that require adaption to the individual lake. A number of other methods and techniques for lake restoration exist and some of the most relevant have been described. One of them is use of more methods in combination to optimise the overall effect. Climate change may impact the way in which future restorations can be carried out.

For all types of restoration, the ecological state of the lake must be monitored before, during and after the restoration to be able to document and possibly adapt the intervention. The report also estimates from Danish experience what it costs to implement the various types of restoration interventions. Figure 0 shows a flow chart providing an overview of the process and decisions related to the implementation of lake restoration.

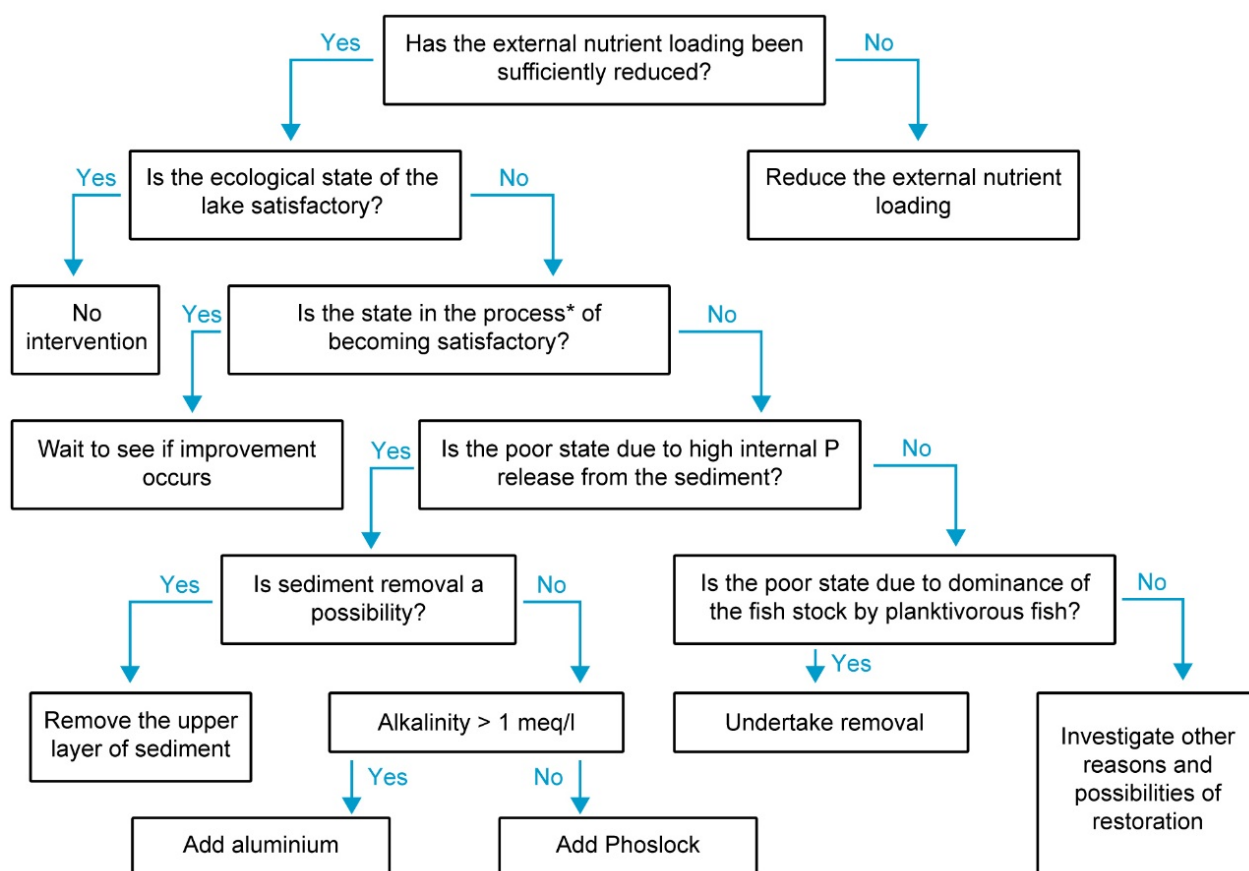


Figure 0. Simplified flow chart that can be used if the water quality and ecological state are not satisfactory in lakes and improvement is desired. There may be other backgrounds for decisions than those shown in the diagram, for example if use of Phoslock rather than aluminium is preferred. *) In the management plans, a period of 6-12 years is used as a criterion for being “in process”.

1 Baggrund for restaurering af søer

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. I arbejdsgruppen var der repræsentanter fra Naturstyrelsen og Kommunernes Landsforening, og med ekspertbistand fra Syddansk Universitet og Aarhus Universitet blev der udarbejdet en vejledning i sørestaurering (Naturstyrelsen, 2013). Denne blev efterfølgende opdateret i 2015 (Søndergaard m.fl., 2015).

Forud for implementeringen af de kommende vandområdeplaner 2021-2027 og for at inddrage de nyeste erfaringer med restaurering af søer har Miljøstyrelsen ønsket en opdatering af vejledningen fra 2015. Resultatet er denne rapport, som henvender sig til kommuner og andre myndigheder samt virksomheder og personer, som arbejder med restaurering af søer

1.2 Baggrund og formål med sørestaurering

Den økologiske kvalitet i søer afhænger i høj grad af næringsstofftilførslen, især tilførslen af fosfor (P), der oftest er det primært begrænsende næringsstof. Øgede fosforkoncentrationer kan dermed føre til øget vækst af planteplankton, herunder masseopblomstring af toksiske cyanobakterier (blågrøn-alger), dårlig vandkvalitet, ringe økologisk tilstand og mindsket biodiversitet (Figur 1). Den grundlæggende metode til at forbedre søers vandkvalitet og den økologiske tilstand er derfor at mindske deres næringsstofftilførsel, så næringsstoffindholdet i søvandet kommer ned på et tilstrækkeligt lavt niveau. Kilderne til søers næringsstofftilførsel kan være mange, og det første skridt til at forbedre søens tilstand vil derfor være at vurdere de vigtigste næringsstoffkilder, og hvordan disse kan reduceres.

Selvom næringsstofftilførslen til en sø er nedbragt til et niveau, hvor en god tilstand kunne forventes, kan der imidlertid gå mange år, før der ses en væsentlig 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 af P fra den pulje, som er blevet ophobet i bunden af søen i perioder med en høj ekstern belastning. Varigheden af den interne P-frigivelse varierer meget fra sø til sø afhængig af søspecifikke forhold og historikken omkring den eksterne P-belastning. På baggrund af en række udenlandske undersøgelser er det vurderet, at det generelt varer omkring 10-15 år, før en sø er i ligevægt med den eksterne P-tilførsel, efter at tilførslen er reduceret (Jeppesen m.fl., 2005). Der findes dog også eksempler på, at det kan tage væsentligt længere tid, eksempelvis i Søbygård Sø i Midtjylland, som stadigvæk 30 år efter en reduceret P-belastning har højere udløbskoncentrationer af P end indløbskoncentrationer (Søndergaard & Jeppesen, 2020).

Den biologiske træghed kan skyldes en uhensigtsmæssig fiskesammensætning (dominans af dyreplankton- og bunddyrsædende fredfisk), som fastholder søen i en dårlig tilstand. En stor bestand af fredfisk, der oftest udgøres af skalle og brasen, gør det vanskeligt at opretholde en tilstrækkelig mængde af

dyreplankton til, at de kan begrænse mængden af planteplankton og derved medvirke til at holde vandet klart. En stor mængde af bundlevende fredfisk bidrager via deres fødesøgning efter bunddyr og ophvirvling af sediment også til at holde vandet uklart. Langsom eller manglende indvandring af undervandsplanter i lavvandede områder af søer, selvom søen efter et indgreb har opnået en klarvandet tilstand, kan også forsinke etablering af stabile klarvandede forhold. En tilstrækkelig dækkende vegetation af undervandsplanter vil alt andet lige betyde mere klarvandede forhold, ikke mindst i lavvandede søer, hvor hele eller det meste af søbunden kan koloniseres af planter (Søndergaard m.fl., 2015b). Se mere om baggrundene for søers forsinkede respons i Liboriussen m.fl. (2007a).

Kemisk og biologisk træghed i søerne kan derfor være skyld i, at målet om ”god økologisk tilstand” ikke kan opnås uden indgreb (sørestaurering) i selve søen inden for en tilstrækkelig tidshorisont (1-2 planperioder) til trods for, at den eksterne næringsstofftilførsel er reduceret tilstrækkeligt. I de nuværende vandområdeplaner (Miljøstyrelsen, 2015) er det vurderet, hvilke søer der har behov for sørestaurering som et virkemiddel til at forbedre den økologiske tilstand. Der er navngivet i alt 24 søer.

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 restaurering. Selve restaureringsindgrebet kan omfatte flere metoder, som det er beskrevet i denne rapport. Monitoreringen gennemføres med henblik på at optimere indgrebet og efter gennemførelsen at dokumentere dets effekter.

Figur 1. Vandblomst af cyanobakterier i en næringsrig sø.



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 P-massebalance (årlig tilførsel og fraførsel af fosfor) samt størrelsen af den interne P-belastning vurderes det, om søen af sig selv kan opnå målopfyldelse i løbet af 1-2 planperioder.

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

2.1 Verificering og eventuel opdatering af vandområdeplanens vurdering

De tidligere vandplaner og de nuværende vandområdeplaner har identificeret et behov for at iværksætte sørestaurering i en række søer, hvor målsætningen ikke er opfyldt (Miljøstyrelsen, 2015). I disse søer er det vurderet, at det ikke er tilstrækkeligt alene at reducere næringsstofftilførslen fra oplandet, da søernes vandkvalitet fortsat og 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 m.fl., 2007a&b samt Egemose m.fl., 2011).

I de fleste tilfælde vil grundlaget for vandområdeplanernes vurdering af søernes egnethed til restaurering være tilstrækkelig til, at restaurering kan gennemføres. Det er dog vigtigt at sikre, at den viden som Miljøstyrelsen besidder vedr. søen, anvendes bedst muligt. Derfor anbefales det at tage kontakt til den enhed i Miljøstyrelsen, som den pågældende sø hører ind under, med henblik på at få klarlagt datagrundlaget og vurderingerne i vandområdeplanen. Som en del af denne dialog drøftes resultatet af forundersøgelsen med Miljøstyrelsen. I de tilfælde, hvor der foreligger nye eller supplerende data, kan der være behov for at foretage en fornyet vurdering. Dette kan eksempelvis omfatte en ny fiskeundersøgelse (Figur 2). Desuden kan det være relevant at foretage supplerende målinger i tilløb til søen for at forbedre sikkerheden på belastningsopgørelsen.

Første skridt i forundersøgelsen forud for en evt. sørestaurering er derfor at vurdere, om forudsætningerne for anvendelsen af en påtænkt sørestaurering stadig er opfyldt. Dette gøres på baggrund af oplysninger i vandområdeplanen suppleret, om nødvendigt, med nye oplysninger / data. Målet er desuden at få verificeret, om en restaurering vil føre til målopfyldelse i den pågældende sø. Dette indbefatter nedenstående punkter, som gennemgås mere detaljeret i de efterfølgende afsnit. Her bør det også vurderes, om der er flere årsager til manglende målopfyldelse og dermed eventuelt et behov for kombinationsbehandling, hvor flere typer af indgreb anvendes.

1. Indsatsen over for den eksterne belastning for at opnå målopfyldelse skal være gennemført, inden en sørestaurering iværksættes.
2. Det skal vurderes, at indsatsen over for den eksterne tilførsel sammen med restaureringsmetoden vil medføre målopfyldelse. Et restaureringsindgreb kan gennemføres over flere år og eventuelt senere følges op af mindre indgreb for at fastholde målopfyldelse.
3. Ved indgreb over for den interne fosforbelastning skal det vurderes, at søens dårlige tilstand skyldes den interne belastning, og at denne vurderes at være betydende for søens tilstand i mere end 1-2 planperioder.
4. Ved biomanipulation skal det vurderes, at søens dårlige tilstand skyldes for mange fredfisk, og at denne vurderes at være betydende for søens tilstand i mere end 1-2 planperioder.

2.1.1 Ekstern fosfortilførsel

De opgørelser, som ligger til grund for vandområdeplanens vurdering af den eksterne P-tilførsel, kan være baseret på ældre og/eller utilstrækkeligt 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. Normalt vil det være nødvendigt at tilvejebringe nye data, hvis de eksisterende data er ældre end seks år. Vurdering af den eksterne fosfortilførsel bør omfatte mindst et års målinger af vand- og stoftilførsel (f.eks. via mobile målestationer).

2.1.2 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 P i en ligevægtstilstand, $P_{sø}$ (Søndergaard m.fl., 2020). 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 benyttet i vandområdeplanerne, jf. Miljøstyrelsen retningslinjer. Opdaterede modeller er desuden angivet i Søndergaard m.fl. (2020).

I disse modeller beregnes den årsgennemsnitlige totalfosfor (TP)-koncentration i søvandet ved at anvende den årsgennemsnitlige indløbskoncentration af TP og søens hydrauliske opholdstid. Den årsgennemsnitlige indløbskoncentration beregnes ud fra den samlede årlige P-tilførsel omfattende alle bidrag – dvs. punktkilder og diffuse kilder divideret med den samlede årlige vandtilførsel. Modellerne forudsætter, at søen og den eksterne tilførsel er i en ligevægtssituation, hvilket typisk ses, når der ikke har været væsentlige ændringer i den eksterne P-tilførsel over en årrække.

Den beregnede $P_{sø}$ kan derefter bruges til at afgøre, om den eksterne tilførsel er tilstrækkelig nedbragt til at sikre fremtidig målopfyldelse (Søndergaard m.fl., 2015c). $P_{sø}$ 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.

2.1.3 Intern fosforbelastning

Den bedste – men også mest ressourcekrævende – måde at vurdere betydningen og omfanget af den interne P-belastning (netto) på er etablering af en P-massebalance for søen på baggrund af målinger af vand- og stoftransport i søens tilløb og afløb. Disse målinger kan sammenlignes med de beregnede søkoncentrationer og P-retention i en ligevægtstilstand (Søndergaard m.fl., 2020).

Alternativt kan man i lavvandede søer 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, der er påvirket af intern P-belastning, vil man ofte se sommerkoncentrationer af TP, der er 2-3 gange højere end vinterkoncentrationerne (Søndergaard m.fl., 1999). Øgede sommerkoncentrationer betyder dog ikke nødvendigvis, at søen på årsbasis har en netto negativ P-tilbageholdelse, idet en frigivelse om sommeren (ved en lav vandgennemstrømning) evt. kan mere end modsvares af en tilbageholdelse om vinteren (ved stor vandgennemstrømning). En sø, hvor P-indholdet i søvandet stiger om sommeren på grund af en frigivelse fra sedimentet, kan således godt være i ligevægt og på årsbasis tilbageholde P.

Et udtryk for størrelsen af den interne belastning om sommeren 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 Det Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljø og Natur (NOVANA). 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. I søer med sommerlagdeling benyttes målinger af TP både over og under springlaget, idet P-mængden beregnes i de respektive dybdeintervaller (ud fra hypso grafen).

2.1.4 Vurdering af mulig målopfyldelse uden restaurering

Spørgsmålet om, hvorvidt søen af sig selv vil opnå målopfyldelse i løbet af 1-2 planperioder, kan være vanskeligt at vurdere og kræver kendskab til søens hidtidige udvikling og også kendskab til belastnings- og afstrømningsforhold. Optimalt bør der opsættes en dynamisk model for den enkelte sø, men dette kræver gode inputdata og er også ressourcekrævende. 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 behæftet 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 aluminium- eller Phoslockbehandling (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 regnemetode giver dog kun et groft og usikkert estimat, 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, som måske ikke indeholder så meget P som det allerede aflejrede sediment, 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 optagelse 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 responstid efter reduceret ekstern belastning er givet i Flindt m.fl. (2015). Ved denne metode anvendes en tre-strengt beregningsmetode, hvor man med udgangspunkt i en beregnet størrelse af den mobile P-pulje, en estimeret P-frigivelsesrate fra sedimentoverfladen og anvendelsen af en generel, dynamisk, P-massebalancemodel beskrevet ud fra månedlige målinger af vand- og P-tilførsler kan beregne tiden for udtømmning af sedimentets P-overskud samt simulere søvandets TP-koncentration over sæsonen.

Figur 2. Undersøgelse af fiskebestanden ved hjælp af biologiske oversigtsgarn.



3 Valg af restaureringsmetode

Restaureringsmetoden afhænger af, hvad der, efter reduktion i den eksterne tilførsel, er årsag til den manglende målopfyldelse:

- Hvis problemet er intern P-belastning, kan fysisk / kemiske virkemidler anvendes, eksempelvis ved at fjerne fosforholdigt sediment eller P-fældning med aluminium eller Phoslock (Figur 3.1).
- Hvis årsagen er biologisk træghed i form af en stor fredfiskebestand, kan det biologiske virkemiddel opfiskning af fredfisk anvendes.
- Øvrige metoder kan evt. anvendes, hvis særlige forhold taler herfor. Eksempler er omtalt senere i vejledningen.

I nogle situationer kan der med fordel anvendes en kombination af metoder, så der både ses en effekt via mindsket P-tilgængelighed og øget græsningstryk fra dyreplankton på planteplankton (se afsnit 8.5).

Figur 3.1. Udbringning af Phoslock. Foto gengivet med tilladelse fra Phoslock Europe GmbH.



4 Kemisk fældning af fosfor med aluminium eller Phoslock

4.1 Baggrund og erfaringer

Kemisk fældning af P foretages primært ved anvendelsen af to fældningsmidler: aluminiumsalte eller det modificerede lerprodukt Phoslock (Figur 4.1).

Aluminiumsalte (Al-salte) 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 aluminiumshydroxid ($\text{Al}(\text{OH})_3$), som har en stor affinitet for fosfat og de fleste opløste organiske P-forbindelser. $\text{Al}(\text{OH})_3$ flokkulerer og binder P, hvorefter det hurtigt bundfælder i søen, hvor den bliver liggende i søsedimentet og lægger ”låg” på den interne P-belastning.

I Danmark er syv søer blevet behandlet med aluminium (Al) siden 2001. Rapporten ”Erfaringer med aluminiumbehandling af danske søer” (Egemose m.fl., 2011) har samlet op på de danske erfaringer fra seks af søerne, og rapporten konkluderer, at metoden først og fremmest er egnet i søer med en alkalinitet > 1 meq/l. Mere information om de danske erfaringer kan også findes i Jensen m.fl. (2015).

Phoslock er et kommercielt modificeret lerprodukt, der blev opfundet og patenteret i Australien i 1997. Produktet bruges ligesom aluminium til fældning af P i søer, der lider af stor intern P-belastning. Ligesom aluminium binder Phoslock P 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.



Figur 4.1. Venstre: Behandling med Phoslock (foto gengivet med tilladelse fra Phoslock Europe GmbH). Højre: Behandling med aluminium, der har lagt sig som snefnuglignende flokke på overfladen af sedimentet.

Det fosfatbindende element i Phoslock er grundstoffet lanthan (La) i oxidationstrinnet +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).

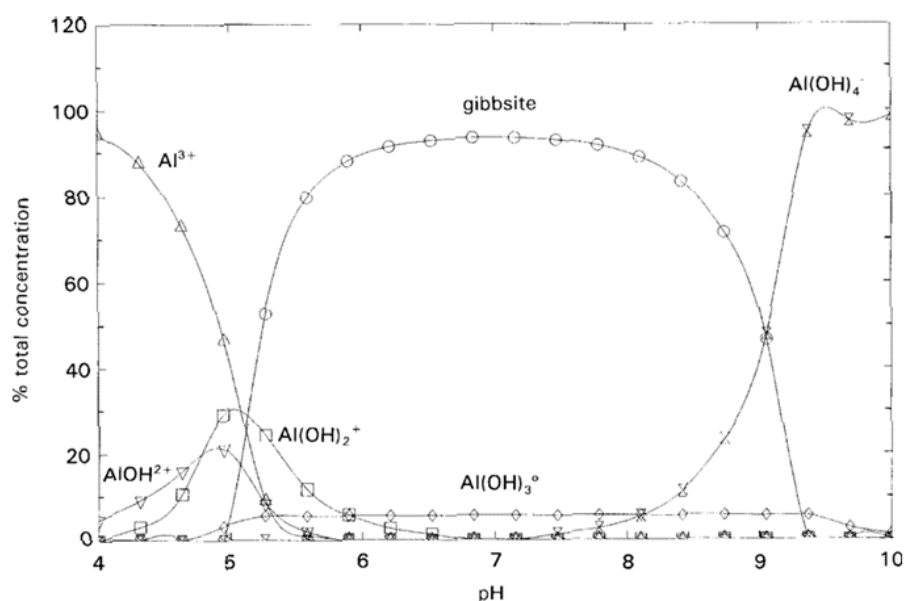
Phoslock er indtil videre primært blevet brugt i Tyskland, Skotland og Holland og er nu også blevet godkendt i USA. Samlet er Phoslock blevet brugt i mere end 300 søer i omkring 25 lande, og der findes mere end 70 peer-reviewede internationale publikationer, der beskriver og vurderer resultaterne. Overordnet set indikerer disse undersøgelser, at Phoslock virker og effektivt kan mindske sedimentets fosfatfrigivelse over en længere årrække. Phoslock har endnu ikke været anvendt i Danmark.

4.2 Problemstillinger ved anvendelse af aluminium

I søer med en alkalinitet > 1 meq/l) er der ikke observeret skadevirkninger af Al-behandlingen på hverken dyr eller planter. Denne kategori af søer omfatter langt de fleste danske søer udpeget til kemisk restaurering. I nogle laval-kaline søer (alkalinitet < 1 meq/l) har akutte skader (fiskedød) været observeret pga. udfældning og flokdannelse på fiskenes gæller. Langvarige skader (bioakkumulering eller kroniske sub-lethale effekter) er aldrig iagttaget (Cooke m.fl., 2005; Egemose m.fl., 2011). For planter og alger i søer er der ikke observeret giftvirkninger af opløst Al eller Al i sedimentet.

Ved normalt forekommende pH-værdier i søvand (6-8,5) er $\text{Al}(\text{OH})_3$ den dominerende form af aluminium, og denne vurderes som ugiftig. Aluminium er dog giftigt for mange akvatiske organismer i form af aluminiumionen (Al^{3+}), der optræder ved pH under 5, samt i mindre grad i form af aluminationen ($\text{Al}(\text{OH})_4^-$), som forekommer ved pH over 8,5-9 (Figur 4.2). Dette begrænser anvendelsen af Al til sørestaurering, idet nogle søtyper ikke vil være egnede. Reitzel m.fl. (2013b) viste, at fosfor gradvist blev frigivet fra forbindelsen med $\text{Al}(\text{OH})_3$, når pH blev hævet fra 7,5 til 9,5, hvilket skyldes, at Al-flokken omdannes til den opløste $\text{Al}(\text{OH})_4^-$. Endelig er Al-flokken følsom over for resuspension i månederne efter en Al udbringning, hvilket kan føre til reallokation af den udbragte Al (Egemose, m.fl. 2010 og 2013).

Figur 4.2. Effekter ved tilsætning af aluminium. Fra Gensemer and Playle (1999).



4.3 Problemstillinger ved anvendelse af lanthan

Til vurdering af evt. skadevirkninger ved anvendelsen af det lanthanholdige produkt Phoslock uddybes i det følgende forholdene omkring lanthans (La) mulige toksicitet.

Frit opløst La kan være giftigt for faunaen ved koncentrationer $>100 \mu\text{g/l}$ (f.eks. Oosterhout & Lürling, 2011; Barry & Meehan, 2000). Studier af 16 Phoslock-behandlede søer (Spears m.fl., 2013) viste, at værdier $>100 \mu\text{g/l}$ kun blev observeret i et enkelt tilfælde umiddelbart efter tilsætning. Laboratorieforsøg viste desuden, at der generelt var en højere (målt) koncentration af La i søer med lav alkalinitet ($<0,8 \text{ meq/l}$) (Reitzel m.fl., 2017), og primært hvis de lavalkaline søer samtidig havde høje koncentrationer af humusstoffer i vandet. Der var dog næppe tale om opløst La, da lermatricen dispergerer til mindre partikelstørrelser (kolloider) i lavalkalint vand (Reitzel m.fl., 2013). I studiet foretaget af Spears m.fl. (2013) blev vand fra de forskellige søer desuden filtreret gennem forskellige filterstørrelser varierende fra $0,45 \mu\text{m}$ til $1,2 \mu\text{m}$, og de rapporterede værdier for filtreret La repræsenterer derfor ikke nødvendigvis frit La, men eventuelt små lerkolloider med bundet La, som kan passere gennem filtrene.

Laboratorieforsøg med dafnier har vist, at der ikke er nogen negativ effekt ved La-koncentrationer $<100 \mu\text{g/l}$ (Lürling & Tolman, 2010). Der er 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-/aluminiumbehandling og først kom igen ca. tre måneder efter. Det blev vurderet, at dette sandsynligvis ikke skyldtes La-toksicitet, men snarere lav fødetilgængelighed, øget græsningstryk i det klare vand samt midlertidig græsningshæmning pga. $\text{Al}(\text{OH})_3$ -flokke (Van Oosterhout & Lürling, 2011). Rauwbraken er desuden kalkfattig med en alkalinitet på ca. $0,4 \text{ meq/l}$, og det skal nævnes, at man i en kort periode efter udbringningen af Phoslock observerede La-koncentrationer på op til $90 \mu\text{g/l}$, hvilket ligger meget tæt på grænseværdien for ingen effekt målt på dafniereproduktion ved $100 \mu\text{g/l}$, der blev fundet af Lürling & Tolman (2012).

På dette grundlag anbefales det derfor, at man ved Phoslockbehandling af søer med en alkalinitet lavere end $0,8 \text{ meq/l}$ laver forudgående tests for at sikre, at La-koncentrationen ikke bliver for høj. Det anbefales, at La-koncentrationen ikke overstige $10 \mu\text{g/l}$, 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 ved massespektrometri. Lerkolloider fra Phoslock kan dog holde sig svævende i vandet i 3-6 måneder alt efter søens turbulens og alkalinitet (Egemose m.fl., 2010). Dette er baggrunden for, at La-koncentrationen skal måles på en vandprøve, som er filtreret på et $0,22 \mu\text{m}$ filter, så de fleste kolloider tilbageholdes.

I modsætning til $\text{Al}(\text{OH})_3$ opløses Phoslock-P-komplekset ikke, hvis søvandets pH stiger, efter at P er bundet til La. Reitzel m.fl. (2013a) fandt således, at P, der var bundet til Phoslock, ikke blev frigivet, når pH blev hævet til 9 i søvandet.

4.4 Kriterier for kemisk fældning af fosfor med aluminium eller Phoslock

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

Phoslock- og aluminiumbehandling 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 overskydende P tilført fra oplandet.
- b) Det skal være sandsynligt, at P-niveauet efter behandlingen kan overholde de til målopfyldelsen svarende P-niveauer, der er angivet i vandområdeplanen.
- c) En sø kan også behandles, hvis behandlingen kan føre til målopfyldelse i nedstrømsliggende søer, og så behøver kravet om målopfyldelse ikke nødvendigvis i første omgang 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 nedstrømsliggende sø mindskes, og målene i vandrammedirektivet dermed opfyldes i denne sø.
- d) Søens alkalinitet skal overvejes. Hvis den er højere end 1 meq/l, er både Al og Phoslock en mulighed. Polyaluminiumklorid er opløst i saltsyre, og dannelsen af $\text{Al}(\text{OH})_3$ ud fra Al^{3+} er yderligere en syredannende proces. Derfor kræves en alkalinitet over 1 meq/l. Fældning af $\text{Al}(\text{OH})_3$ sker bedst i pH-intervallet 6-6,5. I søer med en lavere alkalinitet end 1 meq/l 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 Al^{3+} , $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ og $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, som alle er særdeles toksiske ioner. Phoslock virker og kan anvendes ved lavere alkalinitet, men hvis alkaliniteten er lavere end 0,8 meq/l, anbefales det foreløbigt, at der udføres en test af fældningsegenskaberne i det pågældende vand for at se, hvor hurtigt La i suspension falder til $<10 \mu\text{g/l}$.
- e) Søer med lagdeling eller med forholdsvis lille bølgepåvirkning af sediment (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 aluminium. Phoslock synker langsomt og kan derfor transporteres med vandstrømme i overfladen (ved blæst), mens $\text{Al}(\text{OH})_3$ danner en flok, som meget let resuspenderes, indtil den kondenserer i løbet af de første måneder. Ved aluminiumbehandling af lavvandede søer kan der være risiko for, at udfældet aluminium genopløses ved høj pH i forbindelse med resuspension af sediment. Søer, hvor der ikke vurderes at være risiko for, at pH i vandet over den behandlede søbund overstiger 8,5 i de første år efter behandling (hvilket kan føre til genopløsning af udfældet aluminium, med mindre der ligger et nysedimenteret lag ovenpå), er velegnede til aluminiumbehandling. En fiskebestand med mange fisk, som søger føde i bunden (karper, skaller og brasener), kan fastholde en høj resuspension via fødes-

øgning efter bunddyr og desuden medføre høj pH i søen pga. deres græsning på dyreplankton og deraf afledt øget primærproduktion af planteplankton. Det skal vurderes, om et indgreb i fiskebestanden forud for aluminiumbehandling kan afværge risikoen, så aluminiumbehandlingen kan gennemføres alligevel.

I lagdelte søer er der ingen problemer med resuspension, idet aluminiumflokken 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, så planteplanktonets primærproduktion ikke er for højt, og hvis søen vurderes at have en god trofisk struktur, dvs. uden massiv dominans af fredfisk, 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 aluminiumbehandles i kombination med, at en god trofisk struktur sikres ved fiskeindgreb. Generelt vil effekten af pH være mindre vigtig for Phoslock, da La-P ikke opløses ved højere pH, som P bundet til aluminium gør.

4.5 Beregning af dosering

Aluminium skal doseres i et molært forhold, der er 10 gange større end den potentielt mobile P-pulje i søen (Al:mobilt P=10:1). Da molvægten for Al og P er hhv. 27 og 31, svarer denne doseringsratio til en vægt-ratio på 8,7 (deVicente m.fl., 2008a).

For Phoslock anbefales det fra producentens side at dosere Phoslock i et forhold på 100 g Phoslock pr. gram fosfat (en vægt-ratio på 100:1), der ønskes bundet. Dette forudsætter, at hvert La-atom i Phoslock er i stand til at binde ét fosfatmolekyle. For både aluminium (deVicente m.fl., 2008b) og Phoslock (Reitzel m.fl., 2013) gælder det, at fosfatbindingen kan svækkes af humusstoffer i vandet og af høj pH (primært gældende for aluminium). I sådanne tilfælde kan det være nødvendigt at dosere mere aluminium 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 som udgangspunkt ud fra målinger fra mindst tre stationer i søen, som anvist i NOVANA-overvågningen. I søer, hvor den horisontale fordeling af fosfor er uensartet, er det nødvendigt med mere detaljerede og supplerende undersøgelser. Sedimentets horisontale heterogenitet kan i første omgang vurderes på baggrund af forskellige instrumenter (Håkonmeter, se Søndergaard m.fl., 2015d; sonar, se Kragh m.fl., 2017), der beskriver sedimentets fysiske struktur og densitet. Efterfølgende kan der gennemføres kemiske analyser (TP og/eller P-fraktionering) på et antal stationer, så beskrivelsen af den mobile P-pulje optimeres. 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 bestemt ved P-pulje fraktionering. Ofte er det netop disse tre P-puljer, som udgør den koncentrationsforøgelse i TP (målt i $\mu\text{g P gTV}^{-1}$), som iagttages i den øverste del af sedimentet. TP_{sed}-profilen kan derfor bruges til en initial bestemmelse af potentielt mobilt P i sedimentet. Hvis løsningen bliver en kemisk sørestauring med Al eller Phoslock, så skal den eksakte mobile P-pulje bestemmes vha. P-pulje fraktionering (bilag 1).

I de fleste danske søer findes størstedelen af 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 (som er observeret på den dybeste station i f.eks. Sønderby Sø, Nordborg Sø og 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 aluminiumdosis er, så skal der altid udbringes så meget, at pH i søvandet falder til under 7,5 i forbindelse med udbringningen – men aldrig under 6,5. Dette sikrer en lav restkoncentration af opløst aluminium i søvandet. Hvis aluminium tilsættes i overfladen, skal doseringen opblandet i hele søens volumen beregnes sammen med den resulterende effekt på pH (mg aluminium/l søvand). Hvis aluminium kun tilsættes hypolimnion, skal doseringen (aluminium/l) beregnes på baggrund af hypolimnions volumen.

4.6 Beskrivelse af behandlingens forløb

Phoslock udbringes som tørt pulver opslemmet i søvand, mens aluminium udbringes som et surt salt i opløsning, hvori der typisk er 9 % aluminium.

For både Phoslock og aluminium gælder:

- Kun arealer, hvor fosfatfrigivelse fra sedimentet vurderes at være betydelig behandles. Dette kan ske på baggrund af undersøgelserne af den mobile P-pulje, som omtalt under afsnit 4.5.
- Der skal anvendes GPS-sporing eller lignende for at sikre, at stoffet udbringes på det ønskede areal.

4.6.1 Udbringning af aluminium

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

pH i det søvand, som behandles 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. Se også afsnit 4.7.2.

Udbringningen skal foregå i perioden september til december, så der ikke i de efterfølgende måneder er risiko for høj pH i søvandet pga. høj primærproduktion. Start-pH skal således 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 aluminiumflokken.

Da friske aluminiumflokke 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 aluminium alene til hypolimnion i en lagdelt sø. Hvis dette er planen, kan aluminium udbringes i hele sommerhalvåret uafhængig af pH i overfladevandet.

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

4.6.2 Udbringning af Phoslock

Phoslock synker kun langsomt i vandsøjlen, og udbringning bør derfor 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 aluminiumbehandling, men på sigt vil resultatet være det samme.

4.7 Monitoringsprogram 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 (https://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Ferskvand/S01_FeltmaalingerOgVandkemiVer5.pdf) 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. Monitoringsprogrammet skal dokumentere effekterne af behandlingen og sikre, at der ikke sker fejl.

4.7.1 Minimumsmonitoring før behandling

Som minimum skal der før behandling gennemføres fem prøvetagninger i sommerperioden 1. maj – 30. september i henhold til NOVANA, hvis ikke data er til rådighed fra mindst én sommerperiode inden for de seneste fem år. Analyser skal mindst omfatte: totalkvælstof (TN), TP, fosfat, pH, alkalinitet, sigtddybde, klorofyl *a* samt aluminium eller La afhængig af påtænkt behandlingsmetode. Aluminium og lanthan indgår normalt ikke i det ordinære program, så her vil det ofte være nødvendigt at indsamle data for disse parametre ved fem prøvetagninger gennem en sommerperiode. Prøvetagningen foretages i henhold til TA nr. S01, jf. NOVANA. Supplerende oplysninger om søens fiskebestand, og om undervandsvegetation, som er nyttige for senere evaluering af indgrebets virkning, indsamles.

4.7.2 Monitoring under behandling

Fordelingen af den udbragte mængde Phoslock eller aluminium over det ønskede areal skal dokumenteres ved GPS-sporing, og ligeledes skal pH i søvandet følges kontinuert og dokumenteres i forbindelse med aluminiumudbringningen. Hvis pH falder til under 6,5, skal behandling med aluminium stoppes (se ovenfor).

4.7.3 Monitering efter behandling

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

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

4.8 Ansøgning om tilladelse til kemisk fældning med aluminium eller Phoslock

Der skal i alle tilfælde ansøges om tilladelse til behandling af søer med aluminium 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 aktuelle tilstand, herunder resultater fra monitering før behandling, se forrige afsnit.

Det skal dokumenteres, at kriterierne for anvendelse af P-fældningsprodukter til sørestauration er opfyldt. Der skal gives et estimat for forventet TP i søvandet efter behandlingen ud fra de empiriske sammenhænge mellem P-tilførsel og P-koncentrationen i søen, der anvendes i vandområdeplanerne og jf. Miljøstyrelsens retningslinjer (se også Søndergaard m.fl., 2020).

De empiriske sammenhænge mellem tilførsel og søkoncentration af P giver en årsmiddelkoncentration i søen, men da relationen mellem P-koncentration 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 m.fl. (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. Ved anvendelse af kemisk fældning som restaureringsmetode alene skal det dokumenteres, at søens dårlige tilstand og manglende målopfyldelse primært skyldes intern belastning. Som tidligere nævnt kan kemisk fældning dog i nogle tilfælde med fordel bruges i kombination med andre restaureringsmetoder.

Det skal fremgå, hvad der aktuelt ønskes udbragt (g Al/m² eller g Phoslock/m²) 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 aluminiumdoseringen er (mg Al/l) 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 udbringningerne forventes at finde sted. Dertil kommer en beskrivelse af, hvordan man vil kontrollere pH under udbringningen.

Det skal fremgå, om aluminium tilsættes i overfladen eller alene til hypolimnion. Det skal beregnes, hvor stort faldet i alkalinitet vil blive ved den ansøgte dosering (mg Al/l).

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 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.

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

4.9 Valg af produkt og omkostninger ved behandling

Generelt vil en Phoslockbehandling være væsentlig dyrere end en tilsvarende aluminiumbehandling (Tabel 4.1), og det giver derfor bedst mening at bruge Phoslock i søer, hvor aluminium ikke er velegnet. Det vil typisk være de laval-kaline 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 aluminium til at binde søvandets P og bundfælde partikler fra vandsøjlen, sådan som aluminiumflokken gør. I tilfælde hvor Phoslock foretrækkes, kunne man derfor også vælge at kombinere Phoslock og aluminium, således at Phoslock doseres efter sedimentets P-pulje og aluminium efter vandets P-pulje (Van Ooesterhout & Lüring, 2011). Aluminiumdoseringen ville i det tilfælde blive meget beskeden.

Tabel 4.1. Anslåede mængder og 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 g P/m² søbund, hvor al 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). Priser for aluminium og Phoslock kan løbende ændre sig og må tages med forbehold.

Søareal	Aluminium		Phoslock	
	Tons	Pris (1000 kr.)	Tons	Pris (1000 kr.)
5 ha	2,6	312	29	544
30 ha	15,7	1.060	173	2.691
100 ha	52,2	3.065	575	8.300

5 Sedimentfjernelse

5.1 Baggrund og erfaringer

Til forskel fra andre metoder til at mindske den interne P-belastning i søer virker sedimentfjernelse ved fysisk fjernelse af P fra søen. Metoden kræver passende udstyr til oppumpning og håndtering samt mulighed for at udbringe eller deponere det opgravede sediment. Metoden er 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 udbringe opgravet sediment efter slambekendtgørelsen (<https://mst.dk/affald-jord/affald/affaldsfraktioner/spildevandsslam/affald-til-jord-bekendtgørelsen/>).

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 været anvendt i en række mindre søer og mølledamme. Et eksempel er den knap 5 ha store Sorte Sø (nu Svanesø) ved Skanderborg, hvor der i 2009-2011 blev oppumpet omkring 20.000 m³ sediment (Schelde m.fl., 2010).

Andre eksempler på sedimentfjernelse er en række mindre søer (2-13 hektar) ved Oksbøl, hvor baggrunden ikke nødvendigvis var at mindske den interne P-belastning, men at skabe bedre vækstvilkår for grundskudsplanter ved at fjerne et organisk rigt sedimentlag (Ejbye-Ernst m.fl., 2001). I flere af søerne førte blotlæggelsen af den oprindelige sandbund til store sammenhængende bestande af strandbo. Et lignende eksempel er hedesøen Birksø, nordvest for Viborg, hvor sediment blev fjernet for at genskabe den naturlige mineralbund på de brednære arealer med henblik på at fremme væksten af den oprindelige grundskudsvegetation (Viborg Kommune, 2016).

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, at størstedelen af hele sedimentets mobile P-pulje fjernes. 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 anbefaling af forundersøgelser i forbindelse med kemisk fældning af P med aluminium eller Phoslock).
- 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

minimeret. Dette kan vurderes ud fra koncentrationen af mobilt P i de forskellige dybder (se afsnit 4.5).

- Forskellige metoder til sedimentfjernelse vurderes så som tøropgravning ved tømning af vand i søen, vådopgravning samt 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 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. En af ulemperne ved denne metode er, at det er et voldsomt indgreb over for søens dyre- og planteliv, som efter endt indgreb skal indvandre. Erfaringer fra nydannede søer er dog, at dette vil ske relativt hurtigt.
 - 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. Både vådopgravning og oppumpning 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. Anvendelsen af store geotekstilposer, som blev benyttet ved restaureringen af Sorte Sø ved Skanderborg, kan reducere pladskravet til oppumpet sedimentet og øge afvandingshastigheden, men fordyrer også sedimentfjernelsen. Ved afvanding af sediment frigives der ofte en del P 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, evt. via eksisterende renseanlæg, før det ledes tilbage til søen eller til en anden recipient.

5.3 Omkostninger ved behandling

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. pr. 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 søer, der er omfattet af vandområdeplanerne. Forholdet mellem jern og fosfor (Jern:P) i sedimentet skal være højt nok til at forhindre, at mobiliseret P (via øget omsætning af organisk stof) kan bindes i en uorganisk form. Jern:P-forholdet bør derfor være større end 15 på vægtbasis (10 som molært forhold).

Den seneste tværgående opsamling af de danske eksempler med anvendelsen af iltning af bundvand som restaureringsmetode stammer fra 2007 (Liboriussen m.fl., 2007), hvor erfaringerne opnået fra seks søer er gennemgået. Generelt viste resultaterne, at iltningen mindskede ophobningen af både fosfor og kvælstof i søernes bundvand, men at de direkte effekter på overfladevandet og søernes tilstand har været beskedne eller manglende. 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 (som oprindeligt er tilført via eksterne kilder), også når iltningen stoppes. Dette kan opnås, hvis jern:P-forholdet er tilstrækkelig højt.

Iltning af bundvand finder stadigvæk sted i enkelte danske søer, som Hald Sø og Furesøen. Iltning har også været anvendt i mindre søer og vandhuller, blandt andet med det formål at øge levevilkår for krebs (Nielsen, 2012).

Hald Sø har været iltet siden 1985, men perioden om sommeren, hvor der ilttes, er gradvis blevet afkortet gennem årene (Figur 6.1). I Viborg Kommune (2018) er Hald Sø's udvikling og iltningsprojektet beskrevet. Der findes ikke publicerede opdaterede resultater fra Hald Sø, men fremtiden for anvendelsen af iltning i Hald Sø diskuteres til stadighed (se f.eks. TV Midt-Vest, 2020; Viborg Kommune, 2020).

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). Samtidig med iltningen blev der gennemført en omfattende biomanipulation. Den forbedrede sigtddybde, som blev observeret i Furesøen 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 afledte effekter på fiskebestanden, herunder aborren, som i sit livsforløb er afhængig af bund-

dyr som fødekilde. Seneste opdatering omkring effekterne af iltningen i Furesøen er givet i Thorsgaard & Geertz-Hansen (2012) samt Geertz-Hansen & Sand-Jensen (2018). I sidstnævnte publikation foreslås det, at iltningen nu stoppes, og at søen får lov til udvikle sig naturligt, fordi der ikke er opnået stabile og vedvarende forbedringer i den generelle vandkvalitet.

Laboratorieforsøg med sediment fra søer, hvor iltning 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 iltning af bundvandet, kan opretholdes, hvis iltningen stoppes. I Furesøen er den redoxbetingede fosfatfrigivelse dog så langsom, at det vil tage mange år at frigive det ekstra P, som er blevet bundet, siden iltningen startede i 2003. I takt med at den jernbundne P efterhånden begravnes dybere i sedimentet, er det endvidere sandsynligt, at iltning har ført til øget varig binding af P. Dette er ikke tilfældet i Hald Sø, hvor jernbundet P overvejende kun findes i overfladesedimentet, og frigivelsen sker hurtigt. Forskellen på de to søer skyldes sandsynligvis, at Furesøen får tilført mere jern til søbunden end Hald Sø, samt at der iltes kraftigere i Furesøen (Jensen m.fl., *under udarbejdelse*). Det er således vanskeligt generelt at vurdere, i hvilket omfang der vil ske en frigivelse af P efter ophør af iltning, og det kan være nødvendigt at vurdere dette nærmere i hvert enkelt tilfælde.

6.2 Omkostninger ved behandling

Baseret på danske erfaringer koster iltning af bundvand 10.000-40.000 kr. pr hektar søoverflade over en 10-årig periode (Liboriussen m.fl., 2007a, b). Iltning er forholdsvis dyrere i små søer end i store søer, og prisen afhænger også af, hvor høj en iltkoncentration man tilstræber i bundvandet. Derudover afhænger prisen af, om etableringsomkostninger medregnes. Iltningen i Furesøen har de seneste år i alt kostet mellem 600.000 kr. og 1 mio. kr. pr. år (<https://www.lokalavisen.dk/nyheder/2019-12-19/-Kommuner-stopper-iltning-af-Fures%C3%B8en-efter-manglende-resultater-6938651.html>). Dette svarer til mellem 640 og 1060 kr. pr. hektar, hvis hele søens areal (941 ha) anvendes.

Figur 6.1. Hald Sø, hvor bundvandet er blevet iltet siden 1985.



7 Opfiskning

7.1 Baggrund og erfaringer

Opfiskning (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 plantep plankton nede. Opfiskningen af fisk, som er fødesøgende på bunden – især brasen – har også en positiv effekt på vandets klarhed via mindsket sedimentophvirvling (Figur 7.1). Der blev i 2007 gennemført en tværgående analyse og skrevet en sammenstilling over danske sørestaureringsprojekter (Liboriussen m.fl., 2007a&b). Denne samler bl.a. også op på erfaringer med opfiskning og beskriver en række eksempler på gennemførte restaureringsprojekter.

Der er hidtil gennemført opfiskning i omkring 50 danske søer. 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 (Liboriussen m.fl., 2007a). Der er kun få eksempler med varige effekter som følge af en opfiskning i danske søer (se også afsnit 7.8). Langt de fleste indgreb i Danmark er imidlertid også foretaget i relativt næringsrige søer, hvor varige effekter ikke kan forventes. Som nævnt i indledningen er forudsætningen for gode effekter ved en biomanipulation også, at den eksterne næringsstofftilførsel er reduceret tilstrækkeligt.

Biomanipulation og dermed etablering af klarvandende forhold fører ofte til reduceret indhold af næringsstoffer og dermed også en øget tilbageholdelse af både fosfor og kvælstof. Dette kan medvirke til at fastholde en god tilstand, men den øgede tilbageholdelse af næringsstoffer kan også anvendes som et virkemiddel til at begrænse tilførslen til nedstrømsliggende vandområder (Andersen m.fl., 2020).

Figur 7.1. Opfiskning af brasen er vigtig i forhold til at mindske sedimentophvirvling i forbindelse med deres fødesøgning.



7.2 Kriterier for opfiskning

For at gennemføre 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 m.fl., 2012 og Søndergaard m.fl., 2013). På baggrund af et forslag til et fiskeindeks i forbindelse med den økologiske klassificering jf. vandrammedirektivet (Lauridsen & Johansson, 2017) 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" (https://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Ferskvand/S05_Fiskeundersogelser_ver5.pdf). Eksisterer der en fiskeundersøgelse efter TA S05, som højst er seks 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 til forholdene før en biomanipulation større sammenholdt med mere isolerede eller opstrømsliggende søer med lille kontakt til andre søer 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 m.fl., 2011; Pollux m.fl., 2006). Desuden kan skalle- og brasenyngel også drive til en sø fra opstrømsliggende 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 anbefales store, 100-1000 m lange, vod, 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.

I mange søer samles store stimer af fredfisk i søers afløb og tilløb i vinterperioden, og her kan man med en forholdsvis lille indsats fjerne mange fisk inden for kort tid ved anvendelse af garn eller elektrofiskeri. Et eksempel er Hampen Sø i Midtjylland, hvor der på en uge blev fjernet 1500 kg fisk fra søens afløb for at forbedre dens miljøtilstand (<https://naturstyrelsen.dk/lokale-enheder/lokale-nyheder/2016/feb/1500kg-skaller-opfisket-fra-hampen-soe/>).

Der henvises i øvrigt til DTU-Aqua for undersøgelser omkring fisks vandring ud og ind af søer (se f.eks. Skov m.fl., 2013).

7.3.1 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. Derved affiskes 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 trærødder kan forhindre brugen af vod eller ødelægge det. 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 benyttet i f.eks. Holland, hvor de har store lavvandede søer med åbne vandflader.

7.3.2 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 af mindre størrelse, 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 dvs. fra midt i maj til midt i juli afhængig af fiskearten, hvor fiskene bevæger sig ind på lavt vand i littoralzonen.

Bundgarn har ofte været anvendt af erhvervsfiskere i de danske søer pga. deres store ålefangst. Bundgarn fungerer som en stor ruse og benyttes primært i større søer til opfiskning af fredfisk. 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 (odderriste), 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.

7.3.3 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 mest effektivt ved større fisk såsom brasen og store skaller, da tidsforbruget ved røgtning af garnene er stort. I almindelig handel fås rødspætte- eller sildegran, 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.

7.3.4 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, hvis fiskene samles der.

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 til-/af-løb	F.eks. når fisk stimer sammen i tilløb og/eller afløb	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 pr. hektar. Opfiskningsmængden øges, jo mere næringsrig søen er (se f.eks. Liboriussen m.fl., 2007a).

Opfiskningen skal så vidt muligt gennemføres inden for et til to 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, minkfoderproducenter eller biogasanlæg, 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 de ovennævnte redskaber, men sammen med brasen er karper 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 rovfisk 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 aluminium- eller Phoslock-behandling (afsnit 4.5). Dog skal der ikke måles opløst Al eller La. 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 (https://bios.au.dk/fileadmin/bio-science/Fagdatacentre/Ferskvand/S05_Fiskeundersoegelser_ver5.pdf).

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 m.fl. (2007). Dog blev der i forbindelse med projektet CLEAR arbejdet videre med metoden i den 16 ha store Væng Sø i Midtjylland (Figur 7.2). Her blev der første gang foretaget opfiskning af fredfisk i 1986-1988 og igen i 2007-2009. Derudover er der løbende og årligt fulgt op på resultaterne via monitoring, så langtidseffekter kan vurderes. Ved den seneste opfiskning blev der fjernet 2,7 tons skaller og brasen, svarende til ca. $\frac{2}{3}$ af mængden fjernet ved den første opfiskning (se f.eks. Søndergaard m.fl. 2007, 2016)

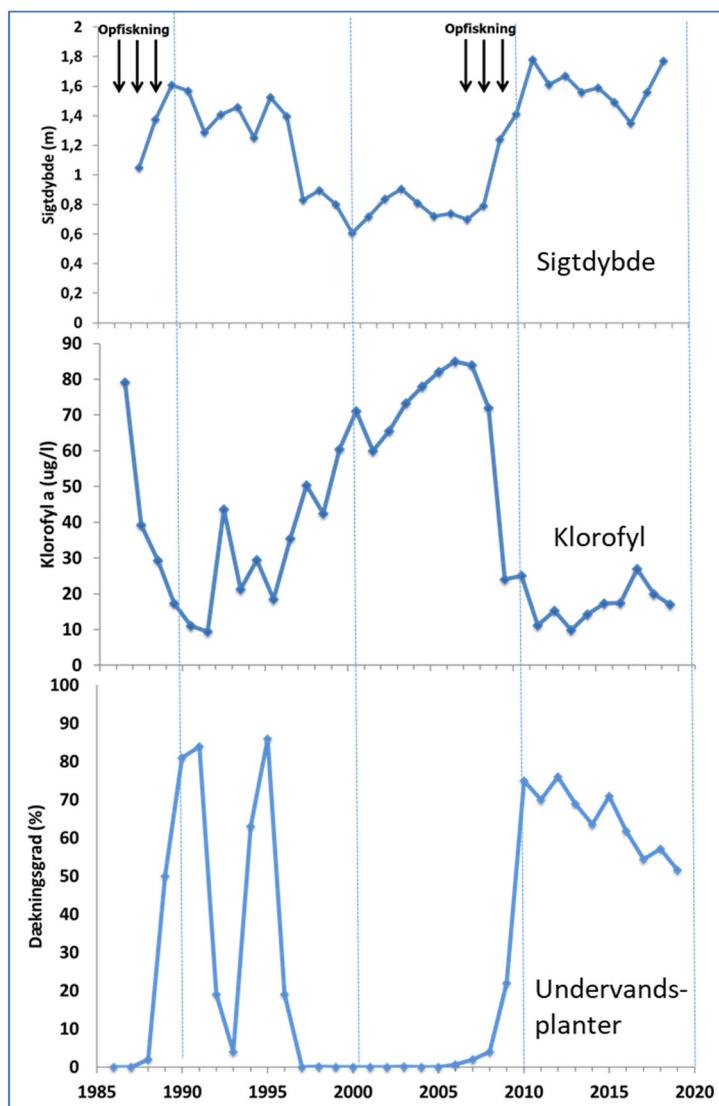
Figur 7.2. Væng sø, som er bio-manipuleret to gange med 20 års mellemrum.



Erfaringerne fra Væng Sø efter den anden opfiskningsperiode bekræfter, at det er muligt at skabe klarvandede forhold, og at disse kan genskabes ved et mere begrænset indgreb end det første. Kort tid efter det seneste indgreb (2007-2009) skiftede søen ligesom ved den første opfiskning fra en uklar til en klarvandet tilstand. Undervandsplanterne bredte sig igen og dækkede i løbet af kort tid det meste af søen (Figur 7.3). Ti år (2019) efter afslutningen af den seneste opfiskning er søen stadigvæk klarvandet og har et dække af undervandsplanter på over 50 % om sommeren.

På sigt afhænger muligheden for permanent at skabe klarvandede forhold 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 i Væng Sø bidrager med langt den største vandtilførsel, men som er forholdsvis næringsrigt og dermed kan forhindre, at en klarvandet tilstand kan opretholdes (Kidmose m.fl., 2013).

Figur 7.3. Sigtdybde og indhold af klorofyl *a* (sommergenomsnit) samt undervandsplanternes dækningsgrad (juli-august) i Væng Sø siden 1985. I klarvandsperioder når sigtdybden ofte bunden (1,8 m). Pilene markerer de to perioder, hvor der er foretaget en opfiskning. Opdateret efter Søndergaard m.fl. (2016).



7.9 Omkostninger ved behandling

Baseret på de tidligere danske erfaringer koster opfiskning af fredfisk i størrelsesordenen 10-20.000 kr. pr. ha søoverflade (se også Liboriussen m.fl., 2007a). Dette beløb dækker dog over store forskelle afhængig af lokale forhold og omfanget af inddragelse af lokal og frivillig arbejdskraft. Se også Andersen m.fl. (2020).

8 Andre metoder og teknikker

Internationalt set er der gennem de sidste årtier arbejdet med mange forskellige metoder til restaurering af søer. En oversigt kan blandt andet findes i Søndergaard m.fl. (1998), Cook m.fl. (2005) og Liboriussen m.fl., (2007). I dette afsnit er kort beskrevet nogle metoder, der potentielt er relevante at anvende i Danmark.

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 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 tilstrækkeligt 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 begrænsende faktorer. I disse situationer kan en egentlig udplantning komme på tale.

Hvis der gennemføres en egentlig udplantning, bør der anvendes tolerante arter og gerne arter, som historisk har været registreret i søen. De mere følsomme arter skal i første omgang fravælges. Desuden skal der gerne anvendes arter, som allerede findes i vandløbssystemet, og arterne skal gerne hentes opstrøms i samme system, primært fra stillestående vand (ikke vandløb).

Græsning fra planteædende fugle har i flere *in situ*-forsøgssopstillinger også vist sig at kunne mindske eller forhindre undervandsplanternes vækst (Søndergaard m.fl., 1996; Lauridsen m.fl., 2003). Det vil især kunne være et problem i genetableringsfasen, hvor der kun findes få planter, hvis udbredelse vil være sårbar 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, så erfaringsgrundlaget er begrænset både med hensyn til teknikker og effekter (se også afsnit 8.5).

8.2 Udsætning af gedder

Udsætning af geddeyngel med henblik på at begrænse mængden af fredfisk og derved øge græsningstrykket på planteplankton er tidligere blevet anvendt i mange danske søer, men generelt har der kun været meget få effekter på søernes tilstand (Skov m.fl., 2006). Udsætning af geddeyngel anbefales derfor i dag ikke som et restaureringsindgreb, med mindre der er tale om søer, hvor gedden ikke findes i forvejen (<https://www.fiskepleje.dk/soeer/vandmiljoe-i-soer-generelt-soerestauring/udsatning-af-gedder>). I Filsø (Vestjylland), som blev genskabt i 2012, blev der i 2019 udsat gedder med henblik på at forbedre dens tilstand, men effekten er endnu ukendt (<http://www.avf.dk/filsoe/rovfisk-skal-redde-filsoe-fra-at-faa-grumset-vand/>).

8.3 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 m.fl., 2005).

Vandremuslingens effekter er set i flere danske søer, herunder Fårup Sø (se f.eks. Søndergaard m.fl., 2006), men senest også ved dens eksplosive vækst i Gudenåsystemet (Gudenåkomiteen, 2009). Det er usikkert, hvorvidt den høje tæthed af vandremuslingen og dens effekter opretholdes på sigt, men effekterne er stadigvæk i dag (2020) markante i Gudenåsystemet. Tilstedeværelsen af vandremuslingen påvirker også tilstanden i vandløbene, herunder smådyr og fisk, men effekten vurderes at være størst nedstrøms søer (<https://videnskab.dk/miljo-naturvidenskab/er-vandremuslingen-en-trussel-i-danske-vandlob>).

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

8.4 Afledning af bundvand

I dybe lagdelte søer sker der i løbet af sommeren en ophobning af P i bundvandet, som beskrevet i afsnit 6. Ved at aflede det P-holdige bundvand i stedet for overfladevand kan transporten af P ud af søen øges, samtidigt med at tilstrømningen af iltrigt vand til bundvandet øges. Man skal være opmærksom på, at det iltfattige bundvand kan påvirke nedstrømsliggende vandområder.

Metoden er anvendt i flere udenlandske søer (Nürnberg, 2007; 2019) og er også benyttet i Danmark (Søllerød Sø) tilbage i 1970'erne (se omtale i Søndergaard m.fl., 1998).

8.5 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 låg på den interne P-pulje kombineret med en opfiskning, som ændrer den biologiske struktur og øger græsningstrykket på planteplanktonet.

Ved aluminiumbehandlingen af Nordborg Sø blev der i forbindelse med den øgede sigtddybde observeret betydelige adfærdsmæssige ændringer i fiskebestanden, hvor aborre og skalle i højere grad opholdt sig i de dybere vandlag (Lund m.fl., 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 biomaniplulation kan have mere markante og længerevarende effekter, end hvis de to metoder anvendes enkeltvis (Jeppesen m.fl., 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

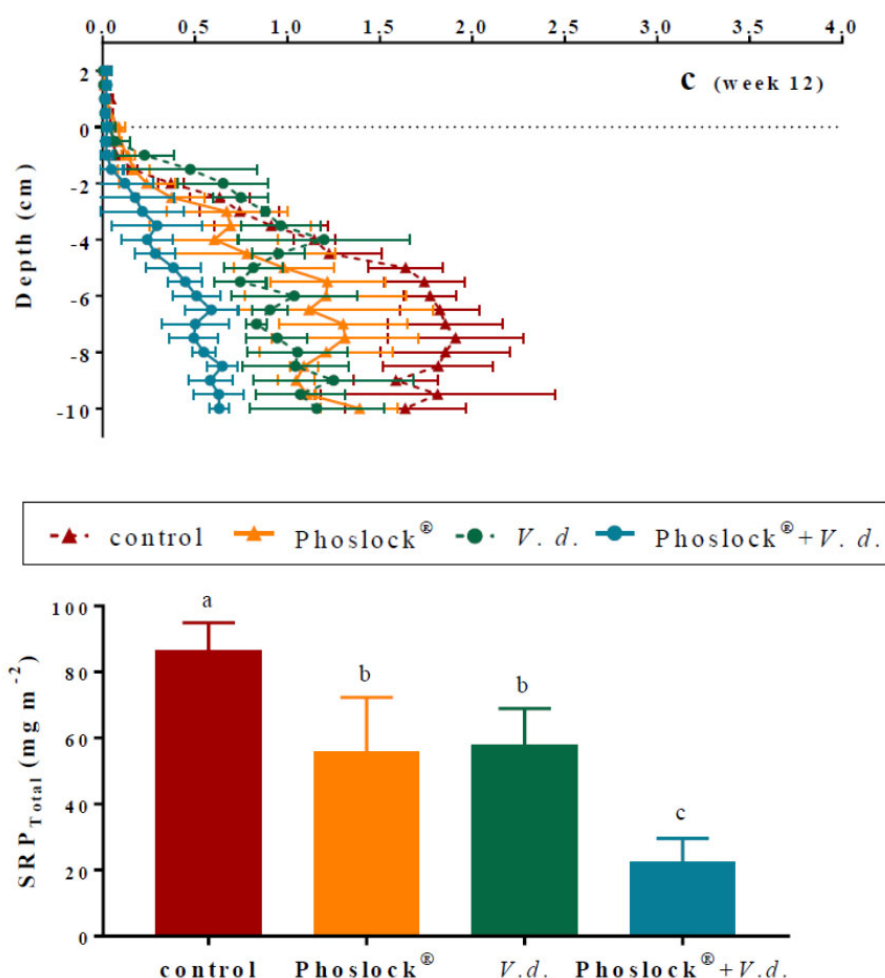
efterfølgende biomanipulation i alle tre bassiner i 2003-2004 resulterede i klart vand i de to aluminiumbehandlede bassiner, men ikke i det tredje (Naturstyrelsen, 2011). Det tredje bassin, som ligger nedstrøms de to aluminiumbehandlede bassiner, har de seneste tre år opnået samme klarhed i vandet som de andre bassiner, i takt med at søvandets TP-koncentration er faldet, formentlig som følge af gennemskylning med vand fra de andre to bassiner.

Et andet eksempel på kombinationen af metoder er kemisk fældning af P og udplantning af undervandsplanter, hvorved der kan opnås en synergetisk effekt og reduceret frigivelse af P fra sedimentet. Et eksempel fra en ny undersøgelse fra Kina illustrerer, hvordan forsøg med kombination af kemisk fældning (Phoslock) og udplantning af undervandsplanter (i dette tilfælde planten *Vallesneria*) under subtropiske forhold forstærker hinandens effekt med bedre binding af P i sedimentet og mindre frigivelse til følge (Zhang m.fl., indsendt) (Figur 8.1).

Figur 8.1. Frigivelsen af fosfor fra sedimentet ved forsøg med fire forskellige behandlinger af sedimentet: uden behandling (control), tilsætning af Phoslock, udplantning af *Vallesneria* (V.d) og kombineret behandling med Phoslock og udplantning (Zhang m.fl., indsendt).

Øverst: Ortofosfatprofil (SRP, mg/l) i de øverste 10 cm af sedimentet ved afslutningen af forsøget efter 12 uger.

Nederst: Mængden af SRP i de øverste 10 cm af sedimentet ved slutningen af forsøget.



Det meget markante og illustrative resultat af et kombineret indgreb er også vist i storskala i Yanglan-søen i Kina i 2017. Dette indgreb omfattende både opfiskning, kemisk behandling med Phoslock og udplantning af undervandsplanter. Effekten fremgår meget overbevisende af Figur 8.2.

Figur 8.2. Eksempel på effekter af restaurering af en del af Yanglan-søen i Kina sammenlignet med en ikke restaureret del af søen. Ved restaureringen blev der først foretaget en opfiskning, efterfulgt af kemisk behandling af sedimentet med Phoslock og endelig udplantning af undervandsplanter – alt sammen gennemført i perioden juli til oktober 2017 (Hu He og Zhengwen Liu, NIGLAS, Nanjing). Fotoet er fra november 2017.



I Danmark er erfaringsgrundlaget for anvendelsen af kombinerede metoder indtil videre begrænset, men det forventes udbygget i de kommende år. Det er endnu for tidligt at vurdere de økonomiske forhold omkring anvendelsen af kombinerede metoder.

8.6 Øvrige metoder

Der er gennem årene forslået rigtig mange metoder til restaureringer af søer, og der dukker hele tiden nye op. Eksempler er anvendelsen af ultralyd (ødelægge algeceller), udsætning af dafnier (større græsningstryk på fyttoplankton), podning med bakterier (øget omsætning af organisk stof), udlægning af halmballer (inhiberende effekt på planteplankton), beluftning af vandet (iltning med atmosfærisk luft), tilsætning af kobber (giftig for planteplankton), tilsætning af kalk (fosforimmobilisering) og udsætning af græskarper (filtrering af planteplankton).

Effekterne af disse metoder er ofte begrænsede eller mangelfuldt dokumenterede. Det anbefales generelt at have en kritisk indgang til anvendelsen af nye metoder, hvor der ikke er veldokumenterede effekter. Anvendelsen af eventuelle nye metoder bør testes og resultaterne undersøges og vurderes nærmere, før metoderne anvendes i større skala.

9 Effekten af klimaforandringer

9.1 Baggrund

Kloden oplever i øjeblikket klimaændringer, som også vil kunne få indflydelse på valget af sørestaureringsmetoder eller føre til justeringer af eksisterende metoder. Under danske forhold kan der blandt andet forventes øget vandafstrømning til søerne pga. øget nedbør, og det vil betyde en øget belastning med næringsstoffer (Jeppesen m.fl., 2012). Dertil kommer, at risikoen for dominans af blågrønalger øges, dels pga. af den øgede næringsstofftilførsel og øget temperatur, dels pga. af ændringer i fødekæden. Dette giver sig bl.a. udslag i en stigning i antallet af fisk samtidig med at gennemsnitsstørrelsen bliver mindre. Prædationstrykket på det større dyreplankton øges således og dermed mindskes græsningstrykket på planteplanktonet, med større algebio-masse til følge (Jeppesen et al, 2012; 2020).

At disse ændringer pågår i øjeblikket, underbygges af resultater fra NOVANA. Der er således konstateret et generelt fald i gennemsnitsstørrelse af fisk i søerne (Johansson m.fl., 2019), hvilket blandt andet underbygges af en detaljeret undersøgelse i Søbygård Sø, hvor fiskebestanden har været fulgt hyppigt (Gutierrez m.fl., 2016). Mange søer, inkl. Søbygård Sø, er har ellers, efter en reduktion i den eksterne næringsstofftilførsel (Johansson m.fl., 2019), opnået en tilstandsforbedring, hvilket skulle betyde større gennemsnitsstørrelser af fisk (Jeppesen m.fl., 2000). Med højere temperatur og øget algebio-masse (og sedimentation) er det også forventeligt, at den interne belastning øges, og at varigheden af høj intern belastning i sæsonen også øges (Jensen m.fl., 1992; Søndergaard m.fl., 2003, 2013). Endelig vil nogle søer, som i dag er fuldt opblandede, blive midlertidigt eller permanent lagdelte om sommeren både pga. højere temperaturer, men også fordi vinden forventes at aftage, begge dele med øget risiko for P-frigivelse fra søbunden pga. lavere iltindhold ved bunden (Deng m.fl., 2018).

9.2 Betydningen for sørestaurering

9.2.1 Kemisk fældning af fosfor

De samme metoder, som er beskrevet i Kapitel 4, kan også anvendes under varmere forhold, hvor de med succes har været gennemført. Men det kan måske forventes, at der vil være behov for en lidt større dosis af kemikalier, end tilfældet er i dag, pga. en større risiko for intern belastning. Erfaringsgrundlaget er dog indtil videre beskedent.

9.2.2 Sedimentfjernelse

En ændring i klimaet vil ikke afstedkomme problemer med sedimentfjernelse. Kun hvis det oppumpede sediment lagres tæt ved søen, vil øget nedbør medføre en øget risiko for udvaskning til søen.

9.2.3 Iltning

Længerevarende lagdeling ved temperaturstigning og på sigt højere temperaturer i bundvandet vil øge iltningskravet og derfor gøre denne metode dyrere, end tilfældet er i dag.

9.2.4 Biomanipulation

Effekten af biomanipulation påvirkes i høj grad af klimaændringer. Det bliver sværere at fremtvinge og fastholde en kontrol fra ”oven” i fødekæden efter en opfiskning af fredsfisk, end tilfældet er i dag, og der må i højere grad påregnes plejeforanstaltninger (gentagne mindre opfiskninger) for at fastholde en forbedret tilstand (Jeppesen m.fl., 2012).

Dette er erfaringen fra varme (sub)tropiske kinesiske søer (Liu m.fl., 2018). Her har en omfattende opfiskning ikke ført til et øget dyreplanktongræsningstryk på planteplanktonet eller til dyreplankton med større individstørrelse, som tilfældet har været i danske søer, simpelt hen fordi småfiskene ikke kan kontrolleres effektivt. Så galt går det ikke under danske himmelstrøg i det kommende århundrede, men det bliver sværere for søernes rovfisk at kontrollere byttedefiskene efter indgreb og dermed at opnå et højt græsningstryk på planteplanktonet.

For at sikre en effekt af fiskeindgreb foretages der i mange af de kinesiske søer samtidig med opfiskningen af fredsfisk en ofte massiv udplantning af undervandsplanter for at sikre klarvandede forhold. Planterne har en række positive effekter på vandkvaliteten ved blandt andet at mindske resuspension, optage næring fra vandet og oxidere sedimentet (Liu m.fl., 2018), også når græsningen på planteplanktonet er lav. Klarvandede forhold hjælper så igen på selvforstærkende vis planterne til en bedre vækst og spredning. Kun på forsøgsbasis har de hidtidige danske opfiskninger været suppleret med udplantning eller beskyttelse af planter mod fuglegræsning. Under varmere forhold kan dette blive mere aktuelt.

9.2.5 Kombination af metoder

Kombinationsmetoder (f.eks. kemisk fældning og biomanipulation) vil forventeligt blive mere aktuelle i fremtiden, når klimaet bliver varmere. De svagere effekter af opfiskning i et varmere klima vil således kunne modvirkes af kemisk fældning, der mindsker P-frigivelse fra sedimentet, og omvendt vil en opfiskning mindske resuspension af sedimentet. Denne må ellers antages at blive øget med stigende temperaturer, fordi andelen af fisk, som æder bunddyr og sediment, bliver mere dominerende (Moss, 2010). Erfaringsgrundlaget er dog fortsat beskedent, men det er et område, som forventes undersøgt nærmere i de kommende år (se også afsnit 8.5).

10 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 aluminiumbehandling 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.

11 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.

11.1 Restaureringsmetoder

11.1.1 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 ved undersøgelsen af, hvorvidt det er kemisk sørestaurering, der er den optimale løsning, 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. Aluminiumtilsætning er en forholdsvis billig metode, hvor der opnås umiddelbare effekter, men metoden har sine begrænsninger bl.a. i forhold til søens alkalinitet og pH.

11.1.2 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 nu flere studier, der dokumenterer Phoslockbehandlingens 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.

11.1.3 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 en tilstrækkelig mængde af 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. Generelle effekter af iltning på søens tilstand kan vanskeligt adskilles fra andre påvirkningsfaktorer, og derfor er de direkte effekter af iltningen på overfladevandets kvalitet dårligt dokumenteret. Metoden vurderes at have begrænset anvendelighed, som må overvejes i hvert enkelt tilfælde.

11.1.4 Biomanipulation

Der er ikke opnået nye erfaringer, som påvirker anbefalinger vedr. anvendelsen af opfiskning af fredfisk, 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.

I Væng Sø blev der foretaget biomanipulation to gange med 20 års mellemrum. Den seneste opfiskning bekræfter opfiskningens positive effekter, også selvom indgrebet ved den seneste opfiskning var mindre omfattende. Grundvandsstudier viser, at grundvand udgør langt hovedparten af søens vandtilførsel, og at langtidseffekten vil afhænge af alle former for ekstern P-tilførsel.

11.1.5 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.

11.1.6 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.

11.1.7 Kombineret af metoder

Kombinering af forskellige metoder – eksempelvis biomanipulation og aluminiumbehandling 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 lovende og bør undersøges nærmere, gerne ved fuldskalaforsøg.

12 Litteraturliste

Andersen, H.E., Rubæk, G.H., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. (redaktører). 2020. Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 379. <http://dce2.au.dk/pub/SR379.pdf>

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.

Deng J., H. W. Paerl, B. Qin, Y. Zhang, E. Jeppesen, Y. Cai & H. Xu, 2018. Climatically-modulated decline in wind speed may strongly affect eutrophication in shallow lakes - Science of the Total Environment 645: 1361-1370.

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., 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_soeer.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.

Geertz-Hansen, O. & Sand-Jensen, K. 2018. Furesøs miljøtilstand 2017. Effekten af ilttilførsel 2003-2017. Rapport til Furesø, Lyngby-Taarbæk og Rudersdal Kommuner.

Gensemer, R.W. & Playle, R.C. 1999. The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 29: 315-450.

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.).

Gutierrez M.F., Devercelli, M., Brucet, S., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M. & Jeppesen, E. 2016. Is recovery of large-bodied zooplankton after nutrient loading reduction hampered by climate warming? A long-term study of shallow hypertrophic Lake Søbygaard, Denmark. *Water* 8, 341.

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.

Hladík, 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.

Jensen, H. S. & Andersen, F.Ø. 1992. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. *Limnology and Oceanography* 37: 577-589.

Jensen, H.S., Reitzel, K. & Egemose, S. (2015) Evaluation of aluminum treatment efficiency on water quality and internal phosphorus cycling in six Danish lakes. *Hydrobiologia* 751(1): 189-199.

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., Lazaro, 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.

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Havens, K.E., Anneville, O., Carvalho, L., Coveney, M.F., Deneke, R., Dokulil, M., Foy, B., Gerdeaux, D., Hampton, S.E., Hilt, S., Kangur, K., Köhler, J., Lammens, E.H., Lauridsen, T.L.,

Manca, M., Miracle, M.R., Moss, B., Nöges, P., Persson, G., Phillips, G., Porteilje, R., Schelske, C., Romo, S., Straile, D., Tatrai, I., Willen, E. & Winder, M.. 2005. Lake responses to reduced nutrient loading - an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50: 1747-1771.

Jeppesen E., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Liboriussen, L., Bjerring, R., Johansson, L.S., Landkildehus, F., Kronvang, B., Andersen, H.E., Trolle, D. & Jørgensen, T. 2012. Recent climate induced changes in freshwaters in Denmark. In Goldman CR, M. Kumagari & R.D. Robarts: *Climatic Change and Global Warming of Inland Waters: Impacts and Mitigation for Ecosystems and Societies*. John Wiley & Son Ltd., pp. 156-171.

Jeppesen, E., Canfield, D.E., Bachmann, R.W., Søndergaard, M., Havens, K.E., Johansson, L.S. Lauridsen, T.L., Sh, Tserenpil, Rutter, R. P., Warren, G., Gao-hua, J. & Hoyer, M.V. 2020. Towards predicting climate change effects on lakes: a comparative study of 1600 shallow lakes from subtropical Florida and temperate Denmark reveals substantial differences in nutrient dynamics, metabolism, trophic structure and top-down control. *Inland Waters*, DOI: 10.1080/20442041.2020.1711681.

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

Johansson, L.S., Søndergaard, M., Sørensen, P.B., Nielsen, A., Jeppesen, E., Wiberg-Larsen, P. & Landkildehus, F. 2019. Søer 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 98 s. - Videnskabelig rapport nr. 354. <http://dce2.au.dk/pub/SR354.pdf>.

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.

Kragh, T., Sand-Jensen, K., Petersen, K. & Kristensen, E. 2017. Fast phosphorus loss by sediment resuspension in a re-established shallow lake on former agricultural fields. *Ecological Engineering* 108: 2–9.

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.

Lauridsen, T.L. & Johansson, L.S. 2017. Justeret fiskeindeks til vurdering af økologisk tilstand i søer. Betydning for EU-interkalibreringen. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Dato: 19. juni 2017.

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.

Liu Z., Zhong, P., Zhang, X., Ning, J., Larsen, S.E. & Jeppesen, E. 2018. Successful restoration of a tropical shallow eutrophic lake by biomanipulation: strong bottom-up but weak top-down effects recorded. *Water Research* 146: 88-97.

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

Miljøstyrelsen 2015. Vandområdeplaner 2015-2021. <https://mst.dk/naturvand/vandmiljoe/vandomraadeplaner/vandomraadeplaner-2015-2021/vandomraadeplaner-2015-2021/>

Moss, B. 2010. Climate change, nutrient pollution and the bargain of Dr Faustus. *Freshwater Biology* 55: 175-187.

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

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

Nielsen, B. 2012. Iltning bringer nyt liv i en krebsetæt sø. *Flodkrebssiden* 3: 22-29. (<http://www.flodkrebs.dk/Dokumenter/krebsetaet-soe.pdf>).

NOVANA 2011-2015. Tekniske anvisninger for søer og vandløb. <http://bios.au.dk/videnudveksling/til-myndigheder-og-saerligt-interesse-rede/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 Naturresourcer, Orbicon A/S Søren Erik Larsen, Institut for Bioscience, Århus Universitet: http://naturstyrelsen.dk/media/nst/11088894/vandremuslingen_-_effekter_p_biologiske_forhold_2012.pdf.

Nürnberg, G.K. 2007. Lake responses to long-term hypolimnetic withdrawal treatments. *Lake and Reservoir Management* 23: 388–409.

Nürnberg, G.K. 2019. Hypolimnetic withdrawal as a lake restoration technique: determination of feasibility and continued benefits. *Hydrobiologia*. <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10750-019-04094-z>.

- 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.
- Reitzel, K., Andersen, F.Ø., Egemose, S. & Jensen, H.S. 2013a. Phosphate adsorption by lanthanum modified bentonite clay in fresh and brackish water. *Water Research* 47(0): 2787-2796.
- Reitzel, K., Jensen, H.S. & Egemose, S. 2013b. pH dependent dissolution of sediment aluminum in six Danish lakes treated with aluminum. *Water Research* 47(0): 1409-1420.
- Reitzel, K., Balslev, K.A. & Jensen, H.S. 2017. The influence of lake water alkalinity and humic substances on particle dispersion and lanthanum desorption from a lanthanum modified bentonite. *Water Research* 125: 191-200.
- 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., Jacobsen, L., Berg, S., Olsen, J. & Bekkevold, D. 2006a: Udsætning af geddeyngel i danske søer: Effektvurdering og perspektivering. Danmarks Fiskeriundersøgelser. – DFU-rapport 161-06.
- 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.
- Skov, C., Chapman, B.B., Baktoft, H., Brodersen, J., Brönmark, C., Hansson, L.-A., Hulthen, K. & Nilsson, P.A. 2013 Migration confers survival benefits against avian predators for partially migratory freshwater fish. *Biology Letters* 20121178.
- 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., Jeppesen E., Jensen J.P. (redaktører) & Lauridsen T.L. 1998. Sørestaurering i Danmark. Metoder, erfaringer og anbefalinger. *Miljønyt* 28, 283 sider, Miljøstyrelsen.

- 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., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506/509: 135-145.
- 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., Lauridsen, T.L., Jensen, H., Egemose, S. & Reitzel, K. 2015a. 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. [dce2.au.dk/pub/SR149.pdf](https://dce.au.dk/pub/SR149.pdf)
- Søndergaard, M., Trolle, D., Larsen, S. E. & Bjerring, R. 2015b. Fastlæggelse af økologisk kvalitet i søer. *Vand & Jord* 22: 13-15.
- Søndergaard, M., Trolle, D. & Bjerring, R. 2015c. 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.
- Søndergaard, M., Jensen, H., Nielsen, J.R. & Reitzel, K. 2015d. Forundersøgelse af Ormstrup Sø. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 24 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 175. dce2.au.dk/pub/SR175.pdf
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Landkildehus, F. & Kidmose, J. 2016. Væng Sø – to biomanipulationer og 30 års overvågning. *Vand & Jord* 2: 51-54.
- Søndergaard, M. & Jeppesen, E. 2020. Chapter 15: Lake Søbygaard, Denmark: Phosphorus Dynamics During the First 35 years after an External Loading Reduction (in *Internal Phosphorus Loading in Lakes*, eds. Steinman & Spears). J. Ross Publishing.

Søndergaard, M., Bjerring, R. & Jeppesen, E. 2013. Persistent internal phosphorus loading in shallow eutrophic lakes. *Hydrobiologia* 710: 95-107.

Søndergaard, M., Nielsen, A., Levi, E.E., Johansson, L.S., Sørensen, P.B. & Trolle, D. 2020. Empiriske sømodeller for sammenhænge mellem indløbs- og søkoncentrationer af fosfor og kvælstof. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 32 s. - Videnskabelig rapport nr. 376 <http://dce2.au.dk/pub/SR376.pdf>.

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

TV Midt-Vest, 2020.

<https://www.tvmidtvest.dk/nyheder/27-01-2020/2200/far-hald-so-den-rigtige-ilt>.

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.

Viborg Kommune 2016. Restaurering af Birkesø.

https://kommune.viborg.dk/Borger/Natur,-miljoe-og-affald/Soer-og-vandloeb/Soer/Projekter_i_soer/Birkesoe.

Viborg Kommune 2018. Restaurering af Hald Sø.

[file:///C:/Users/au3452/Downloads/Hald_Soe_miljoe%20\(3\).pdf](file:///C:/Users/au3452/Downloads/Hald_Soe_miljoe%20(3).pdf).

Viborg Kommune 2020. https://kommune.viborg.dk/Borger/Natur,-miljoe-og-affald/Soer-og-vandloeb/Soer/Hald_Soe/Temadag-22012020.

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

Zhang X., Zhen, W., Jensen, H.S., Reitzel, K., Jeppesen, E. & Liu, Z. submitted. Macrophytes (*Vallisneria spiralis*) enhance the effect of Phoslock® treatment used to restore shallow freshwater lake ecosystems and water quality.

13 Bilag 1

13.1 Måling af den potentielt mobile fosforpulje i søsediment

13.1.1 Indledning

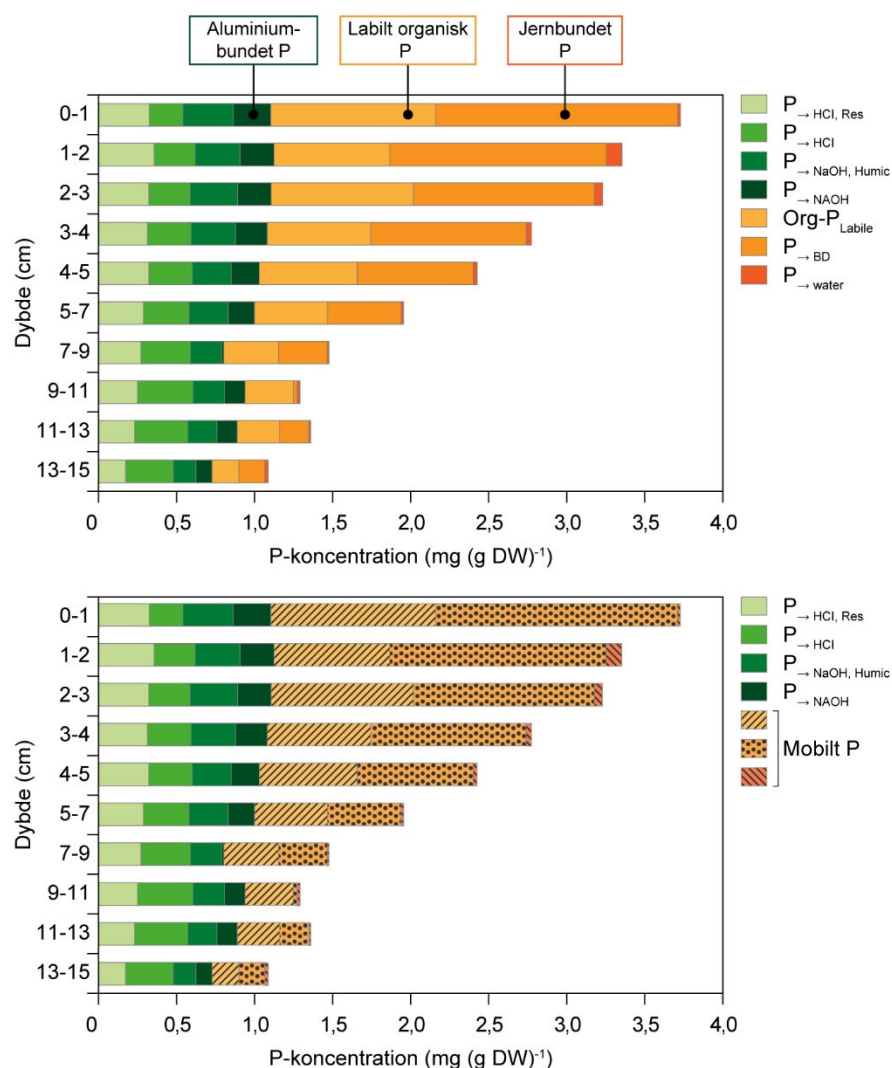
Ved kemisk fældning af fosfor (P) i søer er det vigtigt, at doseringen af fældningsproduktet er så stor, at alt tilgængeligt P og al det P, som potentielt kan frigives fra sedimentet, bliver bundet, idet en underdosering i forhold til P-puljen i søen vil betyde, at den positive effekt af behandlingen 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. Nedenfor 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 baggrunds niveauet, 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. Tidshorisonten 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 (Figur B.1). Baggrunds niveauet 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 baggrunds niveauet 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.



13.1.2 Prøvetagning og analyser

Metode 1

Der udtages sedimentprøver fra de vigtigste sedimentationsområder – mindst tre stationer i søen: største dybde og søens 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 pr. sedimentvolumen (bulk density) og dermed tørstofindholdet pr. 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 pr. 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

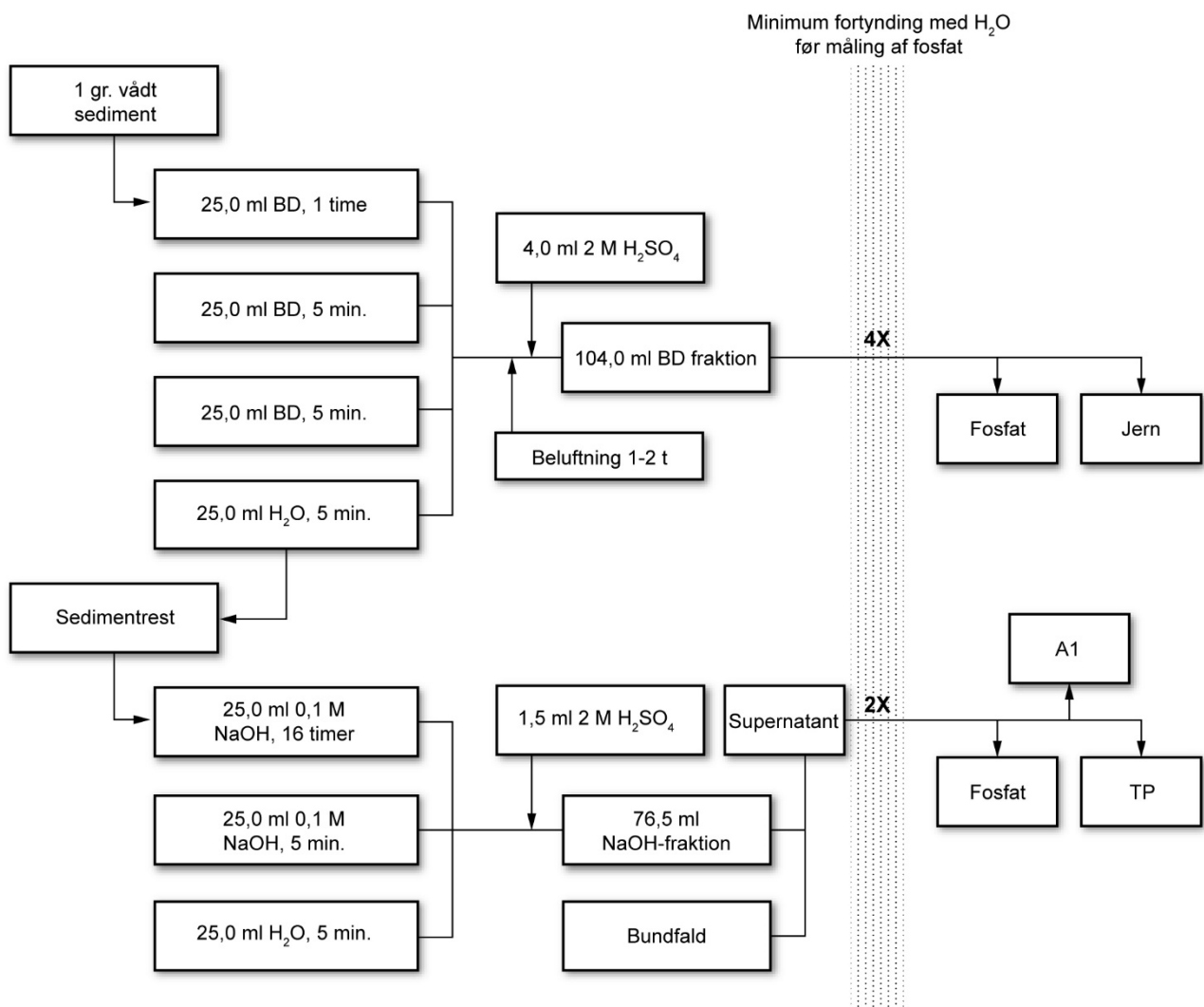
1. 1 g frisk vådt sediment afvejes i 50 ml centrifugerør.
2. *Let adsorberet og jernbundet P:* 25 ml BD-reagens (kraftig reduktant (dithionit) i en bikarbonatopløsning) tilsættes, og der rystes i 1 time. Der centrifugeres (5-10 min., 3000 rpm) og dekanteres i en 100 ml flaske. Derefter tilsættes igen 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 stinkskab, 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 ferrozin-metode efter 4 X fortynding. Det ekstraherede jern repræsenterer den oxiderede 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 Figur B.2.*

Metode 2

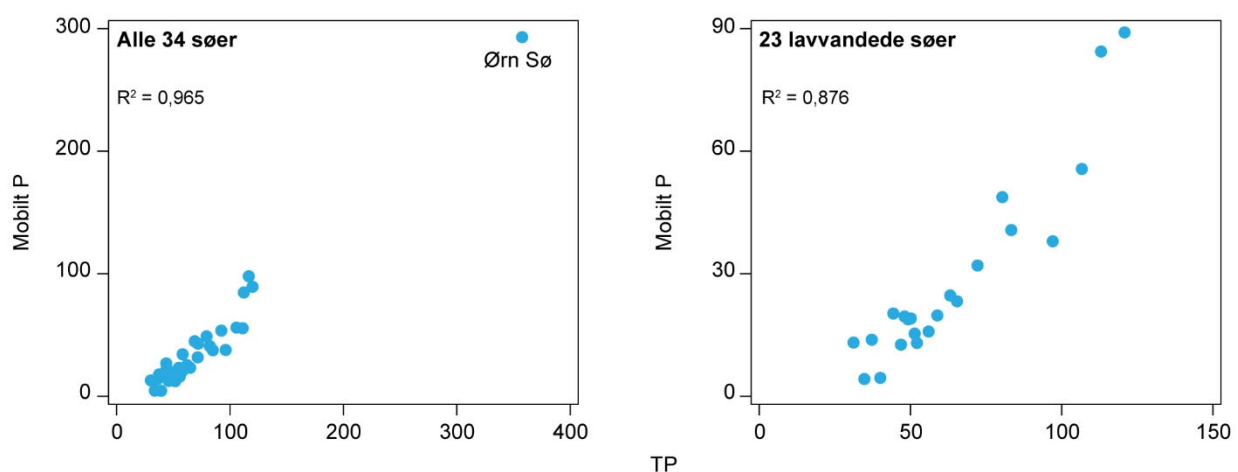
Stationsvalg og sedimentkernestørrelse er den samme som ved metode 1, men for at kunne vurdere dybdeprofilen at TP_{sed} er det nødvendigt at analysere flere dybdeintervaller. Man skal måle i intervallerne 0-2, 2-5, 5-10, 10-15 og 15-20 cm, men det kan være nødvendigt at gå endnu dybere.

Metode 3

En analyse af 34 danske søer (heraf 23 lavvandede og tre lavalkaline) har vist, 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 (Figur B.3).



Figur B.2. Diagram over den sekventielle ekstraktionsprocedure.



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 m.fl. (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 $\mu\text{mol P g tørstof}^{-1}$):

- a) Mobilt P = $-26,108 + 0,877 * TP_{sed}$, alle 34 søer; $R^2 = 0,965$ (Figur B.3, venstre).
- b) Mobilt P = $-22,354 + 0,820 * TP_{sed}$, 33 søer; den dybe Ørn Sø er udeladt pga. meget højt P-indhold; $R^2 = 0,845$.
- c) Mobilt P = $-24,690 + 0,830 * TP_{sed}$, 23 lavvandede søer; $R^2 = 0,876$ (Figur B.3, højre).

Groft sagt siger modellerne, at sedimentets immobile P udgør 0,75 mg P g tørstof⁻¹ plus 0,15 mg g⁻¹ for hvert 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 modeleret 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 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, der er omfattet af de nuværende vandområdeplaner. I denne rapport gennemgås de forskellige metoder til restaurering af søer. Deres anvendelighed vurderes, og der gives en vejledning i, hvilke forhold der skal undersøges forud for, under og efter en restaurering. Metoderne omfatter kemisk fældning med aluminium eller Phoslock, sedimentfjernelse, iltning og opfiskning af fredfisk. Derudover omtales også en række andre metoder, og betydningen af klimaforandringer for gennemførelsen af fremtidige sørestaureringer vurderes.