

Beskrivning av åtgärder mot internbelastning av fosfor,

Bilaga, Faktablad A-H



Gå till <https://bildarkiv.havochvatten.se/3/> och välj en bild ur HaV:s bildarkiv.

I bildarkivet väljer du "hämta som omslagsbild till rapport" i högerspalt.

Rapport 2020:xx

**Havs
och Vatten
myndigheten**

Beskrivning av åtgärder mot internbelastning av fosfor

Bilaga, Faktablad A-H

SKRIV FÖRFATTARE

Den här rapporten har tagits fram av Havs- och vattenmyndigheten. Myndigheten ansvarar för rapportens innehåll och slutsatser.

© HAVS- OCH VATTENMYNDIGHETEN | Datum: 2020-XX-XX

ISBN 978-91-88727-XX-X | Omslagsfoto: Namn/Företag

Havs- och vattenmyndigheten | Box 11 930 | 404 39 Göteborg | www.havochvatten.se

HaV-rapport (när vi skriver själva)

Den här rapporten har tagits fram av Havs- och vattenmyndigheten. Myndigheten ansvarar för rapportens innehåll och slutsatser". **eller** "Den här rapporten har tagits fram av Havs- och vattenmyndigheten i samverkan med (namn på en annan myndighet). Myndigheterna ansvarar för rapportens innehåll och slutsatser.

Uppdragsrapport (vi ber någon annan skriva)

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

1	Innehåll		
2	1	Beskrivning av åtgärder mot internbelastning av fosfor	4
3	2	Permanent fastläggning	6
4		FAKTABLAD A: Aluminiumfällning	6
5		FAKTABLAD B: Phoslock (sedimentcapping)	13
6	3	Bortförsel	15
7		FAKTABLAD C: Hypolimnionavtappning	15
8		FAKTABLAD D: Muddring	19
9	4	Biomanipulation	22
10		FAKTABLAD E: Reduktionsfiske	22
11	5	Syretillförsel och omblandning	26
12		FAKTABLAD F: Omblandning i sjöar	26
13		FAKTABLAD G: Haloklin ventilation	28
14		FAKTABLAD H: Syrgassättning och luftning av hypolimnion	31
15	6	Referenser	34
16			
17			

1 Beskrivning av åtgärder mot internbelastning av fosfor

Minskning av den externa tillförseln av fosfor är en förutsättning för att långsiktig komma tillrätta med internbelastningen i en eutrofierad vattenmiljö. Den externa reduktionen kan även behöva kompletteras med direkta åtgärder riktad mot internbelastning för att ekosystemen ska kunna återhämta sig så att fastställda miljökvalitetsnormer nås. I denna bilaga presenteras faktablad med åtgärder riktade mot interbelastningen.

Metodsammanställningen fokuserar på att beskriva de metoder där det finns publicerade resultat och där storskaliga försök för att åtgärda interbelastning har utförts. Beskrivningarna omfattar möjliga åtgärder i vattenmiljön som antingen motverka läckage av framför allt fosfor från sediment eller direkt bortförsel av sediment och näringsrikt bottenvatten. Andra åtgärder, såsom odling av blå fånggrödor inkluderas ej.

Här beskrivs metodik, förutsättningar vid lokalisering och tidpunkt för åtgärdsinsatser, risker, kombinationsmöjligheter samt provningsförutsättningar enligt miljöbalken.

Åtgärderna för hantering av internbelastning är i denna bilaga indelade i fyra kategorier: Permanent fastläggning (aluminiumfastläggning, sedimentcapping), Bortförsel, Biomanipulation samt Syretillförsel och omblandning.

Metodbeskrivningarna är indelade i följande stycken:

Metodbeskrivning: Hur åtgärden motverkar internbelastning samt hur åtgärden utförs

Lokalisering: Var åtgärden kan vara lämplig att utföra

Tidpunkt: När på året åtgärden bör utföras. Tidpunkt för utförande av vissa åtgärder mot internbelastning måste anpassas efter fiskens leksäsong. Havs- och vattenmyndigheten kommer inom kort lansera Lektidsportalen som ska kunna användas som ett stöd för bl.a. planering av restaureringsåtgärder.

46 ***Nackdelar och risker:*** Vilka kända nackdelar och risker som är förknippade
47 med metoden.

48 ***Kombinationsmöjligheter:*** Åtgärder som kan kombineras för ökad effekt.

49 ***Dokumenterad erfarenhet:*** Exempel på fall där åtgärden vidtagits och i
50 förekommande fall prövats juridiskt enligt miljöbalken.

REMISSVERSION

2 Permanent fastläggning

FAKTABLAD A: Aluminiumfällning

Aluminiumfällning innebär att löst fosfor fälls ut genom tillsats av en aluminiumsaltlösning i vattenmassan (vattenbehandling) eller injicering i sediment (sedimentbehandling). Fosfor fastläggs sedan i sedimentet vilket minskar mängden fosfor som kan läcka till vattenmassan och därmed internbelastningen. Metoden används enligt samma princip som i reningsverk där aluminiumsalt tillsätts för att fälla ut oönskade ämnen ur vattnet. Fastläggning av fosfor med hjälp av aluminium är en väldokumenterad metod för behandling av insjöar och har använts sedan 1970-talet. Behandlingen av Björnöfjärden 2012-2013 i Värmdö kommun var första gången som åtgärden prövades i bräckt vatten.

Metodbeskrivning: Aluminiumfällning av fosfor kan genomföras på två sätt. Antingen sprids en aluminiumsaltlösning i vattenmassan eller så injiceras lösningen i sedimentet [1]. När aluminiumsalt tillsätts i vatten så kommer löst fosfor och partiklar fällas ut genom flockulering. Erfarenheter tyder på att även andra ämnen såsom olika metaller kan fällas ut av den tillsatta aluminiumsaltlösningen. Efter den påföljande sedimentationen så kan även ytterligare fosfor från botten bindas. Om aluminiumlösningen istället injiceras direkt i sedimentet så kommer det i direkt kontakt med högre koncentrationer av fosfor. Det aluminiumhydroxidkomplex som då bildas stannar sedan i sedimentet. Den största fördelen med sedimentinjicering är att doseringen har högre precision än fällning i vattenmassan. Doseringen kan här anpassas utifrån hur mycket läckagebenägen fosfor som finns i sedimenten och givan kan ändras mellan olika bottenområden. En annan fördel är att den direkta påverkan på vattenlevande organismer minskar. Nackdelen är att bottenfaunan kan störas mer under behandlingen samt att kostnaden är högre.

Aluminiumets förmåga att binda fosfor i stabila föreningar innebär att behandlingen åstadkommer fastläggning av fosfor i bottensedimenten och att syrebrist inte längre leder till att fosfor frigörs till vattenfasen. Några av de viktigaste faktorerna för en långvarig effekt av aluminiumbehandling är den externa tillförseln av fosfor, vattnets pH, doseringen av aluminium, hur stort

83 avrinningsområdet är i förhållande till sjöns area samt sjöns morfologi och
84 morfometri [2, 3].

85 Generellt så binds mobilt fosfor i en viktkvot mellan 5-10 till 1, dvs 5-10 gr
86 aluminium binder 1 gr fosfor [4, 5, 6]. Doseringen av aluminium har utvecklats
87 under de senaste decennierna. Idag kan man anpassa doseringen utifrån det
88 totala mobila fosforinnehållet i sedimenten [7]. Ett annat alternativ är en s.k.
89 ”dynamisk” dosering som baseras på mängden mobil fosfor som behöver bindas
90 för att internbelastningen ska sänkas till en acceptabel nivå. Aluminiumets
91 bindningskapacitet varierar beroende på olika lokala förutsättningar. För att
92 maximera bindningseffektiviteten och därmed mängden fosfor som fastläggs så
93 kan aluminiumbehandlingen därför behöva delas upp på ett antal år, snarare än
94 att genomföras vid ett tillfälle. Detta för att undvika att överskott av aluminium
95 tillsätts. För metod att beräkna om uppdelning av doser är nödvändigt, se [8].

96 **Lokalisering:** Aluminiumbehandlings i djupa stratifierade sjöar har generellt
97 lyckats bättre än i grunda sjöar med låg buffertkapacitet men undantag finns.
98 Lyckade sedimentbehandlings har till exempel genomförts även i grunda
99 oskiktade sjöar [1]. Stora förekomster av bottenlevande fiskarter (tex braxen) kan
100 också påverka effekten av aluminiumfällning genom att de ökar mängden
101 tillgänglig fosfor i sedimenten [9]. Det beror på att de resuspenderar, dvs rör upp
102 sediment, när de gräver efter föda i bottenarna [9, 10]. Aluminiumdoseringen kan
103 därför behöva anpassas efter detta.

104 Lösligheten av aluminium i vatten är pH-beroende och pH-värdet bör ligga
105 mellan 6 och 7 för att maximera inbindningen av fosfor och minimera de risker
106 som är förknippade med förhöjda aluminiumhalter i vattenmiljön. I vatten där
107 pH ligger mellan 6 och 9 bedöms riskerna för bottenfauna, plankton och fisk
108 vanligtvis som små [11, 12]. Det beror på att aluminium i detta pH-intervall har
109 låg löslighet eller är bundet till organiskt material vilket innebär att aluminium
110 har låg reaktivitet och därmed även låg biotillgänglighet. Utanför detta pH-
111 intervall ökar riskerna kopplade till aluminiumtoxiciteten drastiskt (se nedan).
112 Undantag finns dock, tex i känsligare vattenmiljöer med låg buffertkapacitet [13].

113 För kustmiljöer är det viktigt att spridning undviks i grundare kustdelen (0-6
114 meter). Det beror på att den grunda delen av svenska kusten är mer produktiv
115 och inkluderar mer biomassa av bottendjur än djupare bottnar.

116 **Tidpunkt:** Lämplig tidpunkt för behandling kan variera utifrån platsspecifika
117 förutsättningar och bör därför utredas i varje enskilt fall. Behandlingen bör dock
118 planeras så att resuspension och transport av det flockulerade materialet undviks.
119 I skiktade sjöar kan sommaren, dvs innan höstomblandningen, vara en lämplig
120 period för sedimentbehandling. Inför behandlingen av Växjösjön och Södra
121 Bergundasjön konstaterades dock att hösten kunde vara den lämpligaste
122 tidpunkten på grund av att de lokala vattenkemiska förutsättningarna är goda då
123 i kombination med lägre risk för naturvärdeskador [14].

124 **Nackdelar och risker:** Eftersom tekniken har använts under lång tid, så har
125 den varit föremål för omfattande undersökningar. Även riskerna med metoden är
126 därför att betrakta som välstuderade. Riskerna med aluminiumfällning är främst
127 förknippade med lösligheten av toxiska former av aluminium vid sura ($\text{pH} < 6$)
128 och basiska ($\text{pH} > 8,5$) förhållanden. Aluminiumförgiftning av fisk och
129 bottenfauna är en av de allvarligaste effekterna av försurning av vattenmiljön.

130 För sjöar med låg buffertkapacitet har tillsats av aluminium till vattenmassan lett
131 till oönskade förändringar i pH, eftersom vätejoner frigörs när aluminium
132 hydrolyseras i vattnet. Detta kan undvikas genom en dosering som tar hänsyn till
133 vattnets alkalinitet [11]. För att till viss del undvika detta kan buffrande former av
134 aluminium användas eller så kan aluminiumlösningen injiceras direkt i
135 sedimentet.

136 Även om de ekologiska riskerna med korrekt utförd aluminiumfällning bedömts
137 som små i ett pH-intervall mellan 6 och 8,5 så pekar vissa studier på möjliga
138 biologiska effekter vid aluminiumfällning även vid circumneutralt pH.
139 Kontinuerlig exponering av aluminium har visats ha större negativ effekt än
140 enstaka behandlingar [12].

141 Lösligheten av aluminium ökar med minskat pH (< 6). Lösta aluminiumjoner kan
142 sedan falla ut i miljöer där pH är högre än i omgivande vatten, t ex på fiskgälar.
143 Detta medför att fisken får försämrade syreupptagningsförmåga och att
144 jonbalansen i blodet påverkas negativt [15]. Aluminiumförgiftning av fisk och

145 bottenfauna anses vara en av de allvarligaste konsekvenserna vid försurning av
146 vattenmiljön. Vid en omfattande försurning skulle aluminiumbehandlade sjöar
147 därmed kunna löpa risk för allvarligare aluminiumförgiftning än motsvarande
148 sjöar med enbart naturliga halter av aluminium i sedimenten. Naturliga
149 buffringsprocesser i sedimenten kan dock motverka detta genom att bibehålla ett
150 betydligt högre pH i sedimenten jämfört med vattenmassan och sedimentytan
151 [16]. Dessutom är försurade sjöar oftast näringsfattiga och vanligtvis inte aktuella
152 för internbelastningsåtgärder.

153 Vid höga pH ($> 8,5$) bildas aluminat ($\text{Al}(\text{OH})_4^-$). Aluminat har tidigare inte
154 ansetts vara toxiskt men erfarenheter från Vedsted Sø i Danmark och
155 efterföljande laboratorieförsök har visat att aluminat är toxiskt i vatten med låg
156 buffertkapacitet [13]. Dessutom visar studier [17] att vid pH 8 eller högre så
157 påverkas stabiliteten av bindningen mellan aluminium och fosfor negativt och
158 åtgärden blir mindre effektiv. Förhöjda pH-värden i en sjö inträffar framförallt
159 när koldioxid tas upp i stor mängd av växtplankton (fotosyntesen) oftast till följd
160 av övergödning. I grunda (polymiktiska) och kraftigt övergödda sjöar och vikar
161 kan pH bli mycket högt ($\text{pH} > 9$). Om det föreligger risk för att sådana
162 förhållanden uppstår så är det lämpligare att genomföra behandlingen vid en
163 tidpunkt som gör att detta undviks [18] eller använda sig av annan åtgärd. I
164 djupare sjöar kan dock pH vara betydligt lägre i bottenvattnet och
165 sedimentbehandling skulle då kunna vara ett alternativ även om $\text{pH} > 8,5$ i
166 ytvattnet.

167 Under behandlingen kommer biota att exponeras för förhöjda halter av
168 aluminium. Generellt är ägg och larver, dvs yngre livsstadier mer känsliga än
169 motsvarande vuxna, främst på grund av att de inte kan förflytta sig från det
170 exponerade området. Graden av exponering och påverkan beror på val av
171 aluminiumfällningsmetod men varierar även mellan olika arter. En studie över
172 halten ackumulerad aluminium i fiskgälar efter en aluminiumfällning i
173 hypolimnion [19] kunde till exempel inte påvisa förhöjda halter hos mört, brax
174 eller silverkarp. Däremot observerades förhöjda halter av aluminium på gälarna
175 hos abborre. I en jämförelse av känsligheten för aluminium mellan skandinaviska
176 fiskarter konstaterades att lax, mört och elritsa var de tre känsligaste arterna, följt
177 av abborre, harr, öring och fjällröding [20]. I Björnöfjärden, där aluminium

injicerades direkt i sediment, observerades förhöjda halter av aluminium i vatten och biota under och efter aluminiumbehandlingen. Halterna i vattnet hade dock sjunkit till normal nivå, dvs till den nivå som observerats innan behandling, efter ett år. Motsvarande period för biota var två till tre år [21]. Inför behandlingen i Björnöfjärden genomfördes en tvåårig mesokosmstudie för att utvärdera metodens påverkan på ekosystem i bräckt vatten. Under behandlingen ökade aluminiumhalten i vattnet men inte i organismerna. Mätbara toxiska effekter avseende dödlighet, primärproduktion och respiration kunde inte påvisas [22]. Det bör dock poängteras att fortsatt forskning om effekten av långtidsexponeringar är nödvändig.

Framställningen av den aluminiumlösning som används vid fällning är energikrävande eftersom råvaran måste brytas. Idag saknas dock detaljerade livscykelanalyser för internbelastningsåtgärder vilket försvårar jämförelser mellan olika åtgärders ekonomiska och miljömässiga hållbarhet. En förenklad livscykelanalys avseende koldioxidemissioner vid aluminiumbehandling har dock genomförts och beräknar att dessa uppgår till ca 70 kg CO₂-ekvivalenter per kg avskild fosfor [23].

Kombinationsmöjligheter: Vid massförekomst av bentiska fiskarter som braxen så kan metoden vara lämplig att kombinera med reduktionsfiske för att reducera resuspensionen av sedimentmaterial [24] [9], sådan kombination skulle därmed kunna förstärka åtgärdens effekt mot internbelastning samt minska risken för resuspension och transport av det flockulerade materialet.

Dokumenterad erfarenhet:

Insjöar – Metoden har använts under 50 år i ett flertal sjöar både i Sverige och utomlands. En utvärdering visar att åtgärden över tid har gett blandade resultat, i några fall sågs ingen förbättring medan förbättringen i andra sjöar varade i decennier. Mängden tillsatt aluminium visades ha stor effekt på åtgärdens resultat. Metoden har också bedömts vara kostnadseffektiv [3, 25, 26, 27].

Långsjön (Stockholm), som är grund och oskiktad, behandlades med polyaluminiumklorid 2006 vilket minskade fosforkoncentrationen i vattenmassan markant [1], [28]. Aluminiumdoseringen till Långsjön baserades på det mobila fosforinnehållet i sedimenten. På senare år har dock försämring

skett i form av minskat siktdjup samt ökning av totalfosfor och kloryllhalt, troligtvis på grund av fortsatt hög belastning från externa källor. Den externa fosfortillförseln måste alltså först reduceras tillräckligt för att metoden ska ha långvarig effekt.

Växjö kommun fick under 2017 ett tioårigt tillstånd att aluminiumbehandla bottensediment i Växjösjön och Södra Bergundasjön. Behandlingen är den första i sitt slag som tillståndsprövats i svensk domstol [29], (Dom M2666-16). Totalt 60 ton aluminium (maximalt 36 ton per behandlingstillfälle) fick spridas i Växjösjön. För Södra Bergundasjön medgav tillståndet spridning av totalt 500 ton aluminium (maximalt 300 ton per tillfälle). Villkoren för verksamheten ställde bland annat krav på att:

- Fällningselementet, polyaluminiumklorid, ska innehålla så låga halter av oönskade spårämnen att den är godkänd för dricksvattenproduktion.
- Spridning av aluminium får endast ske när pH-värdet i sjöarna ligger inom intervallet 6,2 - 8,5. Om pH-värdet i sjöarna går utanför intervallet 6,5 – 8,0 ska detta anmälas till tillsynsmyndigheten som får meddela de ytterligare villkor om utökad kontroll som kan behövas.
- Till skydd för fågellivet får spridning av aluminium inte ske inom särskilda skyddsområden och tidsintervall.

Efter behandlingen av Växjösjön minskade även mängder tungmetaller i vattenmassan markant, pga minskad mängd partiklar i vattnet

Hav – Sedimentinjektion av aluminium har genomförts (2012 och 2013) i Björnöfjärden, Värmdö kommun [30, 31]. Björnöfjärden har ett begränsat havsvattenutbyte på grund av en trång mynning mot skärgården, vilket underlättar effektutvärdering av metoden. Totalt injicerades 36 ton aluminium (50 g Al/ m²) till det översta sedimentlagret på botten under 6 m djup, där syrebrist rådde. Efterföljande mätningar visade att koncentrationen av totalfosfor i Björnöfjärden gick ner till ungefär hälften jämfört med nivån innan åtgärden och jämfört med en närbelägen referensvik. Efter åtgärden kunde vattenkvaliteten klassificeras som hög eller god status med avseende på totalfosfor, Chl a och siktdjup, [32]. Bottenvattnet var dock fortfarande syrgasfattigt ett par år efter behandlingen p.g.a. en syreskuld efter tidigare års

242 höga planktondeposition. Efter minskad deposition av organiskt material
243 förväntas dock syreförbrukningen avta [30]. I bottenvattnet minskade
244 fosforkoncentrationen med 90 %, vilket tyder på en positiv åtgärdseffekt där
245 sedimenten binder fosfor trots de syrefattiga förhållandena vid botten [31, 33].

246 Kostnaden för åtgärden varierar beroende på hur mycket fosfor som behöver
247 fastläggas, sjöns storlek samt om man genomför vattenbehandling eller den
248 dyrare sedimentbehandlingen. I Vattenmyndigheternas rapport om åtgärder mot
249 övergödning [27] användes en schablonkostnad på 48 000 kronor per hektar.
250 Detta kan jämföras med kostnaden för att åtgärda Växjösjön och Södra
251 Bergundasjön i Växjö kommun som beräknas till 83 000 kronor respektive
252 50 000 kronor per hektar eller 1600 kronor respektive 750 kronor per kg fosfor.
253 Åtgärds-kostnaden för dessa sjöar avser sedimentbehandling. Kostnaden för
254 sedimentbehandlingen av Björnöfjärden uppgick totalt till ca 9 MSEK eller 2250
255 kronor per kg fosfor, vilket till stor andel bestod av utvecklingskostnader [21]. I
256 en studie [25] om aluminiumfällning i vattenmassan i fyra amerikanska sjöar
257 angavs en medelkostnad på ca 245 kr (27 USD) per kilo fastlagd fosfor.
258 Kostnadsintervallet var dock stort (14-95 USD per kg P).

259

FAKTABLAD B: Phoslock (sedimentcapping)

Phoslock är en så kallad sedimentcapping-metod där en barriär bestående av bentonitlera och lantan skapas på sedimentytan för att komplexbinda fosfor. Fullskaliga försök med Phoslock utfördes första gången 2001 [34] och sen dess har fler försök utförts i sjöar och på laboratorier, främst utomlands.

Metodbeskrivning: Phoslock består av bentonitlera och lantan som fungerar som komplexbindare av fosfor. När det tillsätts i vatten bildas ett slam som binder in fosfor medan det sjunker till botten. Väl på botten lägger sig slammet som ett lock på sedimentytan där fosforbindningen till lantan kan fortsätta. Bindningen mellan lantan och fosfat är stark och i teorin ska varje tillsatt lantanjon kunna binda en fosfatmolekyl, dvs ett 1:1 förhållande mellan fosfat och lantan. Liksom för aluminiumbehandling binds fosfor även under syrefria förhållanden. Bentonitleran håller 5 viktprocent lantan och tillverkaren anger doseringen till 1 ton Phoslock för att binda upp till 11 kg fosfatfosfor [35].

Lokalisering: Bindningsförmågan hos Phoslock har visats vara negativt korrelerad med alkaliniteten [36], dvs den fungerar bäst i mjuka vatten med låg alkalinitet. Bindningsförmågan minskar vid högre pH ($\text{pH} > 8$) [36, 37]. Metoden är inte lämplig i sjöar där omfattande resuspension av sedimenten sker [38]. Exempel på detta är grunda, oskiktade sjöar eller sjöar med omfattande bioturbation.

Tidpunkt: För att ta bort största möjliga mängd fosfor ur vattenmassan så rekommenderar tillverkaren att behandlingen bör göras när fosfor befinner sig i en form som binder till Phoslock, dvs som fosfat eller som filtrerbar reaktiv fosfor. Detta innebär för norra Europa från tidig höst till tidig vår [39]. Phoslock fortsätter dock binda fosfat så länge det finns aktiva bindningsytor. Tidpunkt för åtgärden bör därmed kunna fastställas utefter liknande kriterier som för motsvarande aluminiumfällning.

Nackdelar och risker: Lantan är toxisk i högre koncentrationer. Men för neutrala eller alkalina förhållanden, dvs de rådande pH-intervall i övergödda sjöar förekommer inte lantan som La^{3+} -joner. En sammanställning av toxicitetsmätningar från 16 försök i sjöar visar att halterna av lantan är låga i vatten med en alkalinitet över $>0,8 \text{ mEq/L}$ [40]. I sjöar med väldigt låg

292 alkalinitet konstaterades påverkan på *Daphnia*, men det kunde inte fastställas att
293 det berodde på halterna av lantan utan kunde bero på de lösta partiklar som
294 bildades när Phoslock tillsattes [41].

295 LC 50 för Phoslock har testats på ett antal olika arter. Ett exempel är en
296 kanadensisk studie där LC 50 (48h) för *Daphnia magna* samt mostvarande
297 koncentration (96h) för regnbåge låg på >4,9 g/L respektive >13,6 g/L vilket var
298 mer än hundra gånger den applicerade dosen i den aktuella sjön (0,02-0,05 g/L)
299 [42].

300 Eftersom metoden resulterar i att ett tunt lager av bentonit ackumuleras på
301 botten så är det möjligt att detta påverkar ekologin i sedimenten negativt. Det
302 saknas dock utförligt underlag om detta i den vetenskapliga litteraturen.

303 Det finns studier som tyder på att metoden har sämre resultat i vatten med
304 mycket humusämnen [43]. Detta tros bero på att lantan komplexbinder med
305 humusämnen vilket minskar effektiviteten hos Phoslock för att binda in fosfor.

306 Framställningen av lantan är energikrävande eftersom råvaran måste brytas,
307 vilket är en nackdel ur ett hållbarhetsperspektiv. Idag saknas dock detaljerade
308 livscykelanalyser för internbelastningsåtgärder vilket försvårar jämförelser
309 mellan olika åtgärders ekonomiska och miljömässiga hållbarhet.

310 **Kombinationsmöjligheter:** Om bottenlevande fisk kan förväntas orsaka
311 omfattande bioturbation så bör åtgärden föregås av reduktionsfiske.

312 **Dokumenterade erfarenheter:** Det finns erfarenheter från andra länder,
313 men ännu finns ingen genomförd meta-analys av resultaten. Vid en storskalig
314 behandling i Skottland [44] med den av tillverkarna rekommenderade doseringen
315 (24 ton Phoslock för att binda ca 270 kg fosfor) kunde man inte se någon
316 förändring i halterna av mobil fosfor efter 28 dagar. Man drar i artikeln slutsatsen
317 att Phoslock underdoserades i förhållande till mängden mobil fosfor. Ytterligare
318 en studie [36] visar att den av tillverkarna rekommenderade doseringen kan vara
319 för låg för att uppnå förväntad effekt.

3 Bortförsel

FAKTABLAD C: Hypolimnionavtappning

Hypolimnionavtappning innebär att uttag görs av djupvatten som innehåller höga koncentrationer av fosfor. Metoden är bäst lämpad för skiktade sjöar och är ett billigt och mindre invasivt alternativ för att åtgärda internbelastning. Detta förutsätter dock att omfattande temperaturförändringar i bottenvattnet undviks samt att det uttagna vattnet omhändertas på ett sätt som inte påverkar nedströms liggande vattenförekomster negativt. Metoden har använts sedan mitten av 1900-talet i ett flertal sjöar, framförallt i centraleuropa [45].

Metodbeskrivning: Bortförsel av hypolimnionvatten innebär att bottenvattnet tappas på höga fosfatkoncentrationer som annars ackumuleras nära sedimenten under skiktade förhållanden. Hypolimnionavtappningen minskar även omsättningstiden på bottenvattnet om den utförs under en stagnationsperiod, vilket innebär att syrgasförhållanden vid botten kan förbättras. Internbelastningen motverkas därför från två håll; dels det direkta borttagandet av fosfor och dels genom att syreförhållandena förbättras så att fosfor åter kan bindas i sedimenten.

Hypolimnionvattnet kan föras nedströms genom häverteffekten eller genom aktiv pumpning. Alternativt pumpas bottenvattnet upp för omhändertagande, tex bevattning [46]. Utförseln av bottenvattnet bör dock ske på ett sådant sätt att vattennivån och skiktningen bibehålls [47], för att t ex fisk och andra djur som är beroende av ett skiktat, kallare vatten sommartid inte ska påverkas. Vattennivån kan kontrolleras genom att endast ta bort en vattenvolym motsvarande den årliga avrinningen från ytvattnet, eller genom att delvis kompensera uttaget med nytt vatten av bättre kvalitet.

Uttaget av bottenvattnet måste ske med en tillräckligt låg flödeshastighet för att inte orsaka blandning och därmed påverka skiktningen. För optimering bör röret som suger bottenvattnet placeras på ett djup med höga fosforkoncentrationer, så djupt som möjligt, utan att vattensugningen stör sedimenten. Åtgärdens effekt ökar med mängden bottenvatten som avlägsnas, förutsatt att skiktningen och vattennivån behålls [47]. I de fall där häverteffekten ska utnyttjas får rörets slut mynna vid en lägre nivå än vid intaget.

352 **Lokalisering:** Avtappning och pumpning av hypolimnion kan användas som
353 restuareringsmetod i skiktade insjöar där stora mängder fosfor ackumulerats i
354 hypolimnion [45]. Även avgränsade havsvikar med stabil skiktning kan pumpas
355 på bottenvatten.

356 Metoden har beskrivits som användbar i djupa, skiktade och relativt små sjöar
357 [48] men olämplig eller åtminstone mer komplicerad för grunda sjöar [45].

358 Vid pumpning är det viktigt att utreda lokala förutsättningar för
359 omhändertagande av vattnet. Vid bortledning av vattnet måste påverkan på
360 recipient utredas.

361 **Tidpunkt:** Åtgärden bör utföras under de säsonger då koncentrationen av fosfor
362 i bottenvattnet är som högst (sommar, höst och vinter) men innan vattnet
363 blandas om och skiktningen försvagas av till exempel hårdare vindar på hösten.
364 [47, 48]. Avtappningen bör påbörjas under sommaren då vattnet är skiktat men
365 innan hypolimnion hunnit bli anoxiskt och svavelväte och Fe^{2+} har ackumulerats i
366 bottenvattnet [47].

367 **Nackdelar och risker:** Ledning av vatten nedströms innebär en ökad export
368 av fosfor vilket ökar närsaltsproblematiken i vattenmiljön dit hypolimnionvattnet
369 förs. Effekter som kan påverka recipient inkluderar övergödning,
370 temperaturskillnad, ökad förbrukning av syre samt att dålig lukt kan utvecklas
371 [45]. Dessutom föreligger risk för att giftiga ämnen kan ha ackumulerats i
372 bottenvattnet. Konsekvenserna av att leda vattnet nedströms (eller att på annat
373 sätt omhänderta vattnet) måste därför utredas.

374 Likaså måste effekterna av att pumpa upp bottenvattnet från insjöar eller
375 havsvikar för bevattning eller annat omhändertagande på land utredas för att
376 undvika negativ påverkan från det näringsrika och i förekommande fall saltare
377 bottenvattnet. Sådan konsekvensanalys bör även innefatta analys av risken för
378 kontamination av grundvatten om hypolimnionvattnet avses spridas på land.

379 En betydande risk med hypolimnionavtappning är att temperaturen i
380 hypolimnion ökar och skiktningen försvagas. Om detta sker så kan syrebrist i
381 bottenvattnet uppstå eller bli mer omfattande samtidigt som omblandningen i
382 sjön ökar. En ökad omblandning under den produktiva delen av året kan

383 resultera i förvärrad övergödning eftersom näringsämnen då kan transporteras
384 uppåt i vattenmassan och stimulera algbloomningar.

385 Metoden behöver upprepas under ett flertal år för att ge varaktig effekt men det
386 kan vara svårt att beräkna hur många år åtgärden behöver upprepas för att
387 minska den läckagebenägna fosfor till en nivå där man kan avsluta åtgärden.

388 Kombinationsmöjligheter: I sjön Kymijärvi i Finland pågår försök där det
389 uppumpade vattnet behandlas med olika filtermaterial för att sedan ledas via en
390 våtmark tillbaka till sjön.

391 **Dokumenterade erfarenheter:** I Bornsjön gjordes 2004 en pilotstudie där
392 bottenvattnet pumpades bort för att minska internbelastning av fosfor [49].
393 Utpumpningen pågick under den skiktade perioden, juni – november, från
394 Bornsjöns nordvästra bassäng vid utloppet till Mälaren. Ingen tydlig förändring
395 av fosforhalter kunde observeras i pilotstudien. Dock noterades en mer stabil
396 konsumtion av syrgas, vilken tidigare varit accelerationsartad. En mer effektiv
397 pump föreslogs ge bättre resultat. Perioden då åtgärden genomfördes var kort
398 jämfört med försök som varat i flera år. En utvärdering gjordes 2012 för att
399 utröna vilken metod som skulle vara mest lämplig för att minska
400 internbelastningen i hela Bornsjön [50]. Pumpning av bottenvatten föreslogs vara
401 en bättre åtgärd än både hypolimnionluftning och aluminiumfällning. Bland
402 argumenten för pumpning av bottenvatten listades att Bornsjöns skiktning är
403 stark, vilket minskar risken för omblandning, samt att det befintliga
404 vattenreningsverket kan användas för att rena bottenvattnet.

405 Sjöar i bland annat södra Europa har behandlats med ett lyckat resultat avseende
406 koncentrationen av totalfosfor. Studien av dessa sjöar visade att halten av
407 totalfosfor i epilimnion var märkbart reducerat efter att avtappningen pågått i 2 –
408 3 år [47]. Åtgärden har även visats ge en minskad koncentration av fosfor i
409 bottenvattnet i skiktade sjöar [45].

410 Metoden testas idag i Dynestadsjön, längst in i Gamlebyviken som lider av
411 omfattande övergödning och har en mycket begränsad omblandning [46]. De
412 höga närsaltskoncentrationerna belastar även den angränsande havsviken.
413 Näringsrikt bottenvattnen från Dynestadviken har därför pumpats upp och sedan
414 använts för att gödsla närliggande odlingsmark. En laboratoriestudie gav goda

415 resultat med avseende på tillväxt hos testgrödor som bevattnats med
416 bottenvatten [51]. Under april-augusti 2018 bevattnades därför 50 ha åkermark
417 och 10 ha betesmark under med sammanlagt 59760 m³ vatten från
418 Dynestadssjön. Näringsinnehållet på 20 g kväve och 2 g fosfor per m³ innebar att
419 ca 1250 kg kväve och 125 kg fosfor togs upp under somaren 2018. Näringen
420 mostvarade ca 15% av grödans behov och allt vatten, kväve och fosfor som
421 pumpades upp togs också upp av grödan [52].

422 Näringsrikt och syrefattigt bottenvatten från Brunnsviken i Stockholm har under
423 många år pumpats ut till Lilla Värtan för att minska utbredningen av syrefritt
424 bottenvatten och därigenom minska utläckaget av fosfor från bottarna.
425 Åtgärden har minskat fosforhalterna i Brunnsvikens bottenvatten och även i
426 ytvattnet men syrenivåerna var under 2017 fortsatt låga och svavelväte bildades i
427 djupområdena. Åtgärden innebär även en förvärrad övergödningssituation i Lilla
428 Värtan [53].

429

430 **FAKTABLAD D: Muddring**

431 *Muddring innebär att bottenmaterial i ett vattenområde tas bort. Det finns*
432 *olika anledningar till att muddra. Det kan t.ex. gälla att säkra funktionen för en*
433 *befintlig eller planerad vattenanläggning, genomföra en ny verksamhet, ta bort*
434 *näringsrika sediment eller för att återställa naturvärden. Åtgärden beskrivs*
435 *endast kortfattat i denna vägledning, eftersom detaljerade förutsättningar för*
436 *muddring avhandlas i Havs- och vattenmyndighetens vägledning om muddring*
437 *och hantering av muddermassor [54].*

438 **Metodbeskrivning:** Vattenrikt sediment avlägsnas genom sugmuddring eller
439 med hjälp av grävmaskiner. På detta sätt lyfts syretärande och fosforrikt material
440 bort från det översta bottenlagret och följaktligen kan den interna
441 fosforbelastningen minska.

442 Sedimentets näringsinnehåll kan fällas ut i avrinningsprocessen i särskilda
443 dammar på land varpå det rena vattnet pumpas tillbaka till sjön. Om
444 muddermassan är fri från miljögifter och tungmetaller kan det användas som
445 jordförbättringsmedel. Om muddermassan däremot ska klassas som riskavfall
446 måste den hanteras och deponeras säkert, vilket kan medföra stora kostnader.

447 Processen medför även att mängder av näringsrikt sediment och vatten måste tas
448 om hand vilket kan utgöra en resurskrävande del av restaureringsarbetet.

449 För en lyckad restaurering bör muddringen genomföras relativt snabbt och
450 angripa en majoritet av den bottenyta som täcks av sediment med en hög
451 koncentration av läckagebenägen fosfor [55]. På så sätt undviks att resuspenderat
452 material från omuddrade områden sprids till de muddrade ytorna och återför
453 problemen. För att muddringen ska föra bort de sedimentskikt som utgör källan
454 till internbelastningen är det viktigt att känna till på vilket sedimentdjup som
455 koncentrationen av läckagebenägen fosfor är hög [55].

456 **Lokalisering:** Metoden kan användas i både grunda och djupa sjöar [56] där
457 intern fosforbelastning är betydande och den dominerande källan till
458 övergödningsproblematiken. Metoden lämpar sig bäst där botten innehåller ett
459 identifierbart övre sedimentskikt med signifikant högre koncentration av
460 läckagebenägen fosfor.

461 **Tidpunkt:** Utanför perioden när fisk vandrar eller leker i det berörda området
462 [57].

463 **Nackdelar och risker:** Korrekt utfört är borttagande av sediment en effektiv
464 men dyr metod [11]. Metoden innebär också hantering på land av muddermassor,
465 medföljande innehåll av näringsämnen och eventuella miljögifter vilket också
466 påverkar kostnaderna. Dessutom kräver muddringsarbeten stora områden till
467 sedimentdammar. I avrinningsprocessen i dessa dammar kan fosfatet fällas ut
468 med aluminium och vattnet kan pumpas tillbaka till sjön [58]. Muddring gör att
469 sedimentet slammas upp i vattnet vilket, åtminstone temporärt, ökar
470 näringsläckaget och kan missgynna såväl siktdjup som bottenfauna och
471 undervattensvegetation [58]. Muddring riskerar också att frilägga djupare lager
472 av läckagebenägen fosfor. Det är därför viktigt att analysera hur djupt ner i
473 sedimenten som läckagebenägen fosfor föreligger, innan åtgärden vidtas.
474 Åtgärden kan även öka läckage av tungmetaller som annars hade begravts
475 permanent [59].

476 Ovanstående beskrivning av nackdelar och risker är enbart att betrakta som
477 komplettering till Havs- och vattenmyndighetens vägledning om muddring och
478 hantering av muddermassor [54]. Läsaren hänvisas därför till denna för
479 utförligare underlag om muddring.

480 **Kombinationsmöjligheter:** Kan kombineras med biomanipulation. Denna
481 kombination kan till exempel vara lämplig om restaurering av vattenväxter krävs
482 efter muddringen.

483 **Dokumenterade erfarenheter:** Muddring har genomförts i flera sjöar och
484 större dammar med skiftande resultat. Restaurering av Finjasjön i Hässleholm
485 misslyckades, bland annat på grund av att sedimentdjupet för den mobila fosfor
486 var svårdefinierat och resuspension i den stora grunda sjön förflyttade
487 näringsrikt sediment till de redan muddrade områdena [55].

488 I sjön Trummen utanför Växjö genomfördes muddring under 1970-talet för att
489 åtgärda eutrofieringsproblemen. Restaureringen anses lyckad eftersom både
490 fosforhalten och mängden alger minskade med 50–70 % [11, 58]. Däremot
491 påverkades vegetationen i Trummen negativt och har fortfarande inte återhämtat

492 sig. Vegetationen är viktig för att minska risken för algbloomingar och
493 restaureringsförsök pågår därför [60].

REMISSVERSION

4 Biomanipulation

FAKTABLAD E: Reduktionsfiske

Reduktionsfiske genomförs primärt för att öka predationstrycket på växtplankton genom uttag av djurplanktonätande fiskar. Metoden är en vanlig åtgärd i övergödda sjöar [10]. Bottenlevande fiskar som letar föda i sediment har dessutom särskild betydelse för internbelastning av fosfor då födosökandet blandar om det översta sedimentlagret vilket gör att mer mobilt fosfor från sedimentet kan frigöras till vattenmassan [61] [10]. Fisket riktas vanligtvis mot så kallad "vitfisk", dvs karpfiskar som mört och braxen. Metoden har gett bäst resultat i mindre sjöar med kort omsättningstid och höga fosforhalter.

Metodbeskrivning: De senaste decennierna har många försök att restaurera övergödda sjöar gjorts genom reduktionsfiske. En systematisk utvärdering av denna restaureringsmetod publicerades 2015 [10]. Metoden genomförs i sjöar där fiskpopulationens sammansättning domineras av vitfisk. Ett omfattande och riktat fiske genomförs med målet att decimera förekomsten av djurplanktonätande fisk samt fisk som födosöker i bottensediment. Bottenlevande fiskar som letar föda i sediment har särskild betydelse för internbelastning av fosfor då födosökandet blandar om det översta sedimentlagret vilket gör att mer mobilt fosfor från sedimentet kan lösas upp i vattenmassan [10, 9, 61]. Det är vanligtvis karpfiskar som mört eller braxen som reduktionsfiskas och det finns ett positivt samband mellan storleken på fiskuttaget och åtgärdens effekt. Minst 80% av vitfisken bör därför tas upp under en period på 1-3 år. I näringsrika sjöar kan detta motsvara ett uttag på upptill 200 kg/ha, men denna siffra varierar stort. Särskilt hög prioritet bör ges åt riktat fiske mot braxen med målsättning att man vid provfiske fångar färre än 20 braxar per nät, samt 15-20% abborre (>10 cm) i förhållande till vitfiskbeståndet. Dessutom bör undervattensvegetation på sikt täcka minst 25% av sjöbotten [62]. Rätt utfört så kan reduktionsfiske resultera i signifikant positiva resultat på vattenkvaliteten under tiden för utfiskning samt ett antal år därefter [10, 63]. Under utförandet så bör man sträva efter att släppa tillbaka eventuell bifångst av rovfisk eftersom dessa bidrar till att minska dominansen av karpfisk. Möjligheten till fiskvandring mellan sjöar i avrinningsområdet bör också beaktas i planeringen inför ett

526 reduktionsfiske. Om det till exempel förekommer massmigration av karpfiskar
527 mellan närbelägna sjöar så kan detta påverka åtgärdens effektivitet negativt [64].

528 Val av fångstmetod varierar och beror på vilken fisk man riktar in sig på samt de
529 lokala förutsättningarna. Som exempel kan nämnas att man i Ringsjön (Höör,
530 Hörby och Eslöv kommuner) främst använt sig av trålning och not men även
531 bottengarn och ryssjor [62].

532 **Lokalisering:** I vatten som domineras av djurplanktonätande (zooplanktivor)
533 och bottenlevande fisk. Reduktionsfiske är mest framgångsrikt i små sjöar med
534 kort omsättningstid och initialt höga fosfornivåer. Åtgärdens effekt varierar dock
535 beroende på både utförandets omfattning och sjöns övriga egenskaper.
536 Långvariga effekter har uppnåtts i både djupa, skiktade sjöar såväl som grunda
537 och väl omblandade sjöar.

538 **Tidpunkt:** Utfiskning kan exempelvis påbörjas under våren med start strax efter
539 islossning, motsvarande före och under fiskens lekperiod men kan även
540 genomföras med start i slutet på året om förutsättning finns. Reduktionsfiske har
541 även genomförts på vintern vid istäcke genom att notdragning använts. Om det
542 på sommaren förekommer höga vattentemperaturer på ca 25 °C eller mer så kan
543 det vara lämpligt att avbryta reduktionsfisket för att undvika onödig stress hos
544 rovfisk som tas upp som bifångst och behöver släppas tillbaka [65].

545 **Nackdelar och risker:** Åtgärden kan behöva upprepas med jämna mellanrum
546 för att upprätthålla den förbättrade vattenkvaliteten. Detta kan till exempel bero
547 på nyrekrytering av vitfisk, fortsatt läckage av ackumulerad fosfor från sediment,
548 otillräckliga åtgärder för att reducera den externa näringsbelastningen eller
549 underrepresentation av makrofyter [61, 10, 66].

550 Bristfällig tillgång på långvariga mätningar gör att det dessutom är svårt att dra
551 slutsatser kring biomanipulationens effekter på längre sikt än tre år efter
552 åtgärdens start. Det finns dock fall där åtgärden gett effekt i ett årtionde eller mer
553 [10].

554 **Kombinationsmöjligheter:** I samband med åtgärden genomförs ibland
555 utsättning av rovfisk för att ytterligare minska dominansen av karpfiskar. Enbart
556 utsättning av rovfisk har dock inte visats resultera i signifikanta förbättringar för
557 vare sig siktdjup eller klorofyllhalt [10]. Metoden kan vara lämplig att kombinera

558 med metoder för permanent fastläggning av fosfor, såsom aluminiumfällning [24,
559 64]. I samband med restaurering av Barnarpasjön (Jönköpings kommun) ska den
560 planerade lågflödesmuddringen kompletteras med reduktionsfiske [67].

561 **Dokumenterade erfarenheter:** Reduktionsfiske har utförts i många sjöar
562 under lång tid. Nedan följer ett par aktuella exempel.

563 I Ringsjön har det reduktionsfiskats mellan 1988-1992 och sedan kontinuerligt
564 sedan 2005 med ett totalt upptag på drygt 1100 ton vitfisk efter 2005. Detta har
565 resulterat i märkbara förbättringar i vattenkvaliteten. Närsaltskoncentrationerna
566 är lägre än innan åtgärden påbörjades och signifikanta förbättringar i både
567 siktdjup och utbredning av makrofytter har uppnåtts. Man har även konstaterat
568 att algblomningarna har blivit mindre intensiva och mängden djurplankton har
569 ökat. Samtidigt konstateras ett behov av fortsatt underhållsfiske för att
570 möjliggöra en fortsatt expansion av undervattensväxter.

571 Växjö kommun har under 2016-2018 bedrivit reduktionsfiske i de tre stadsnära
572 sjöarna Trummen, Växjösjön och Södra Bergundasjön. Totalt togs ca 200 ton fisk
573 upp ur sjöarna och insatsen har resulterat i förbättrad vattenkvalitet i samtliga
574 sjöar. Graden av förbättring skiljer sig mellan sjöarna, vilket förklaras av att
575 internbelastningens omfattning skiljer sig. För Trummen bedöms reduktionsfiske
576 vara en tillräcklig åtgärd men i Växjösjön och Södra Bergundajön har åtgärden
577 kompletterats med aluminiumfällning. Den totala kostnaden för reduktionsfisket
578 upp gick till ca 3,5 MSEK. Merparten av fångsten lämnades till Växjö kommuns
579 biogasanläggning och marknadsvärdet av den producerade biogasen
580 uppskattades till ca 0,7 MSEK. Varken detta värde eller klimatnyttan av
581 biogasproduktionen har vägts in i åtgärdens totalkostnad [64].

582 I Vallentunasjön genomfördes reduktionsfiske med trål, not och ryssjor under
583 åren 2011-2017, vilket inte resulterade i tydliga förbättringar av vattenkvaliteten
584 [68]. En anledning till detta kan ha varit att fisket inte har varit tillräckligt
585 effektivt. En annan anledning kan vara den kraftiga internbelastning i sjön, som
586 ökar totalfosforhalten i sjöns vattenmassa fyra gånger under vår och försommar.
587 Fångsten motsvarade dock 50 % av den fosfor som lämnade sjön via utloppet,
588 antaget att fosforinnehållet i vitfisken var så pass hög som 1 % av våtvikten. Den

589 extra fosforexporten från sjön i form av fiskbiomassa bedömdes dock kunna
590 påskynda sjöns utveckling mot ett mindre övergött tillstånd [68].

591 I Danmark och Nederländerna har många sjöar genomgått reduktionsfiske och
592 en sammanställning av mer än 70 projekt i mestadels grunda och övergödda sjöar
593 publicerades 2007 [66].

REMISSVERSION

5 Syretillförsel och omblandning

FAKTABLAD F: Omblandning i sjöar

Metoden går ut på att omblanda vattenpelaren för att få syresatt vatten genom hela sjön och därmed få högre syrgaskoncentration i bottenvattnet. Detta syftar till att öka fasthållningen av fosfor i sedimenten. Omblandningen kan dock orsaka ökad primärproduktion och det saknas framgångsrika exempel på metodens tillämpning. Metoden samt den underliggande principen har under senare decennier ifrågasatts.

Metodbeskrivning: Omblandning sker med hjälp av en pump som trycker ned luft eller syrerikt vatten till ett djup under språngskiktet eller nära botten. Pumpat vatten eller luft stiger genom vattenmassan och inducerar ett vertikalt flöde samtidigt som det orsakar turbulens och blandning med det omgivande vattnet. Utöver pumpar kan exempelvis propellrar användas för att skapa en vertikal rörelse och turbulens i vattnet och på så sätt blanda vattenkolumnen. I skiktade vatten krävs mer kraft för att blanda om. Åtgärden kan även syfta till att förhindra skiktning i oskiktade vatten.

Metoden används för att blanda om hela vattenmassan, främst under vintern. Syftet är att förebygga syrebrist vid sedimentytan för att möjliggöra att fosfor binds naturligt till sedimenten. Erfarenheter har dock visat att effekten av omblandning i sjöar kan bli att primärproduktionen i stället ökar [11, 69].

Lokalisering: Metoden har en möjlig potential i vatten där botten har förutsättningar för att fastlägga fosfor (till exempel sediment som innehåller löst reducerat järn) då syreförhållanden vid botten förbättras. Åtgärden har inte gett tillfredsställande resultat i kraftigt övergödda sjöar [70].

Tidpunkt: Metoden har använts på olika sätt med avseende på årstider. Omblandning av hela vattenmassan kan ske med en relativt liten insats under hösten/vintern då skiktningen är svagare. I sjöar har metoden exempelvis implementerats dels genom att använda fler pumpar på sommaren för att bryta skiktningen [71] och dels genom ett minskat luftflöde för att behålla skiktningen och därigenom förhindra läckage av näring till ytligare vattenlager under sommaren [70]. Inget av dessa försök gav någon effekt på internbelastningen.

625 **Nackdelar och risker:** Det har förekommit fall då metoden använts i sjöar
 626 utan att förbättra internbelastningen och i stället resulterat i ett ökat flöde av
 627 fosfor från botten [71, 70] Omblandningen kan öka temperaturen i hypolimnion
 628 och kan dessutom orsaka resuspension vid botten vilket ökar möjligheten för
 629 fosfor att lösas i vattenmassan. Omblandningen kan dessutom periodvis
 630 förstärkas i ytligare vattenlager av kraftiga vindar. Resuspension orsakas särskilt i
 631 grunda områden som blandas mer av vind.

632 Omblandningen kan förvisso öka inbindning av fosfor till oxiderat järn men
 633 riskerar samtidigt att orsaka en frigörelse av fosfor genom ökad mineralisering
 634 pga den ökade syretillgången och på så sätt öka tillgången till näring för
 635 primärproduktionen. Om temperaturen dessutom ökar så ökar även
 636 mineraliseringshastigheten [55]. Detta innebär att fosfor förflyttats temporärt
 637 för att sedan åter sedimentera tillsammans med biomassan, så att problemet med
 638 internbelastningen och övergödningen kvarstår. Metoden har därför förknippats
 639 med många möjliga risker, som till exempel ökad mängd total-fosfor och
 640 algbloomingar, vid användning i sjöar [11].

641 Åtgärden kan inte förväntas leda till permanenta positiva effekter i sig utan måste
 642 pågå kontinuerligt och åtgärdens potential är ifrågasatt [70, 71]. Att under lång
 643 tid pumpa stora mängder vatten eller luft vertikalt kräver dessutom stora
 644 mängder energi

645 **Kombinationsmöjligheter:** Åtgärden rekommenderas inte att kombineras
 646 med andra metoder i sjöar, eftersom omblandningen kan motverka effektiviteten
 647 av andra metoder [11].

648 **Dokumenterade erfarenheter:** En negativ slutsats har dragits av
 649 erfarenheter av syresättning av bottenvattnet i sjöar. En utvärdering av
 650 omblandning/syresättning i Lake Sempach och Lake Baldegg under en 10 års
 651 period har visat att fosfor-flödet från botten inte minskade trots att
 652 syrgasförhållanden vid botten förbättrades [70]. Liknande observationer har
 653 nyligen gjorts i Finland. Omblandning med hjälp av en pump i sjön Tuusulanjärvi
 654 har skett sedan 1998 men utan att ge effekt på den interna belastningen av fosfor.
 655 Tvärtom resulterade omblandningen i att fosfor-flödet från sedimenten
 656 accelererade, trots förbättrade syreförhållanden [71].

657 **FAKTABLAD G: Haloklin ventilation**

658 *Metoden går ut på att tillföra väl syresatt vatten till djupvattnet under*
659 *haloklinen i marina miljöer. Därmed fås en högre syrgaskoncentration i*
660 *bottenvattnet, vilket kan öka fasthållningen av fosfor i sedimenten. Syftet med*
661 *syresättning av djupvattnet är att hålla sedimentytan oxiderad för att*
662 *förhindra intern belastning. Metoden och den underliggande principen har*
663 *beskrivits och även omdebatterats i vetenskapliga publikationer. Åtgärden har*
664 *testats i vetenskapliga pilotprojekt i skärgårdsmiljö i Sverige och Finland.*

665 **Metodbeskrivning:** Metoden går ut på att tillföra syre genom att pumpa ner
666 väl syresatt vatten från strax ovanför haloklinen (i Östersjön) eller från ytskiktet
667 (i kustbassänger). Det nedpumpade vattnet har en lägre densitet än djupvattnet
668 och leder till att vattenmassan under haloklinen syresätts och att haloklinen
669 lägger sig djupare. Åtgärden testades i ett experiment i Byfjorden [72].

670 Inför pumpningen i experimentet i Byfjorden modellerades salt- och syrgashalter
671 [73] i Byfjordens djupvatten. Syftet var att pumpningen skulle dimensioneras så
672 att fjordens djupvatten skulle ha en viss lägsta syrekoncentration. Denna typ av
673 simuleringar bör genomföras för alla bassänger där syresättning kan bli aktuellt
674 för att i förväg beräkna vilken pumpkapacitet som måste installeras.

675 En fosforbudget har satts upp för Egentliga Östersjön [74]. Budgeten visar med
676 stöd av in situ flödesmätningar från Österjön [75] samt studier i
677 Bornholmsbassängen där bottnarna växlar mellan att vara syresatta och syrefria
678 att det finns visst stöd för att en syresättning av Östersjöns djupvatten skulle
679 oxidera sedimentet och därmed minska den interna belastningen. Avsikten med
680 pumpning är dock inte att binda fosfor permanent utan när pumpningen avslutas
681 riskerar fosforläckaget återkomma om bottenvattnet åter blir syrefritt.

682 **Lokalisering:** Åtgärden har testats i prototypskala i vetenskapliga pilotprojekt i
683 skärgårdsmiljö i Sverige och Finland. Endast ett fåtal kustbassänger runt
684 Östersjön har flerårig saltskiktning, t.ex. Kanholmsfjärden och andra
685 fjordliknande bassänger med djupt (>60 m) liggande trösklar, medan de allra
686 flesta kustbassänger saknar flerårig saltskiktning. Flera djupa kustbassänger med
687 trösklar (fjordar) på svenska västkusten har flerårig saltskiktning. Den fleråriga

688 saltskiktningen var en avgörande orsak till att Byfjorden valdes för BOX-
689 projektet.

690 I södra Östersjön har man genom simulering av hydrografi och
691 syrgasförhållanden i Bornholmbassängen visat att syresättning skulle leda till
692 kolonisering av tidigare döda bottenar, vilket skulle öka födotillgången för bl.a.
693 torsk, förbättra begravning av organiskt material samt minska internbelastningen
694 [76].

695 **Tidpunkt:** Kontinuerlig pumpning under så stor del av året som möjligt så att
696 alla bottenar hålls syresatta för att eliminera den interna belastningen.

697 **Nackdelar och risker:** Inflöden från angränsande havsbassänger kan innebära
698 problem om det inflödande vattnet är syrefattigt. Detta bör beaktas där
699 angränsande havsbassänger innehåller ett mer syrefattigt vatten under
700 tröskeldjupet [72, 77].

701 Även om syresättning av anoxiskt bottenvatten i sig är positivt så föreligger risk
702 att exempelvis torskens reproduktion påverkas negativt av metoden på grund av
703 sänkt salthalt. Det beror på att torskägg behöver en salthalt över 10‰ för att inte
704 sjunka. Vid lägre koncentrationer så sjunker torskäggen mot botten och dör om
705 de når ner till djup där syrehalten i vattnet är lägre än 2 mg/L. [78].

706 Metoden bygger även på att det finns tillräckligt med naturliga komplexbindare (t
707 ex järn och mangan) som överskottet av fosfor kan binda till. I Östra
708 Gotlandsbassängen oxiderades dock bottenarna snabbt vid den naturliga
709 syresättningen som skedde i och med inflödet 2015 [79] vilket indikerar att det
710 där finns komplexbindare. Metodens potential för att stimulera omfattande och
711 långsiktig fosforbindning i stor skala är dock omdebatterad [80, 81].

712 Ytterligare analys och bedömning av risker förknippade med metoden återfinns i
713 [78, 82].

714 **Kombinationsmöjligheter:** Uppgifter saknas.

715 **Dokumenterade erfarenheter:** I två forskningsprojekt (BOX och PROPPEN)
716 har syrerikt ytvatten pumpats ner för att bl.a. undersöka om åtgärden minskar
717 läckaget av fosfor från havsbotten. Pilotprojekten utfördes i Byfjorden på
718 västkusten vid Uddevalla, i Lännerstasundet i Stockholms inre skärgård och i

719 Sandöfjärden i Ekenäs skärgård i Finska viken. Pumpningen pågick till och från
720 under tre år.

721 Resultaten gav minskade fosforhalter i bottenvattnet samtidigt som
722 syreförhållandena förbättrades i både Byfjorden och Lännerstasundet. I
723 Sandöfjärden lyckades man inte syresätta bottenvattnet helt på grund av
724 oförutsedda inflöden från sidobassänger med låg syrehalt varför fosfor-läckaget
725 fortsatte, även om fosforhalterna under syresatta perioder var låga. De
726 oförutsedda inflödena hade kunnat förutses om man i förväg hade simulerat
727 skiktningen i Sandöfjärden på samma sätt som inför experimentet i Byfjorden.

728 I Byfjorden ökade frekvensen av inflöden av nytt djupvatten från Havstensfjorden
729 med en faktor 10 vilket betyder att djupvattnets uppehållstid minskade med 90
730 %. Dessa extra inflöden bidrog starkt med syre till Byfjordens djupvatten.
731 Mängden fosfat i vattenkolumnen minskade med en faktor 5 pga. ökat
732 vattenutbyte och minskat läckage från sedimenten. Läckaget av toxiska metaller
733 och organiska föroreningar från sedimenten ökade inte under syresättningen.
734 Sedimenten oxiderades och ca 2,5 km² tidigare död bottenyta koloniserades av
735 djur. Ingen strukturell skillnad kunde upptäckas under experimentet mellan
736 fytoplanktonsamhällena i Byfjorden och den utanför liggande Havstensfjorden
737 [72]

738 **FAKTABLAD H: Syrgassättning och luftning av hypolimnion**

739 *Metoden att tillföra syre till syrefattigt bottenvatten har använts i sjöar sedan*
 740 *mitten av 1900-talet. Syftet med åtgärden är att syresätta bottenvattnet så att*
 741 *botten ges tillgång till syre och därmed kan binda fosfor vid sedimentytan.*
 742 *Åtgärden utförs genom att på olika sätt låta bottenvatten komma i kontakt med*
 743 *syrgas eller luft. Hypolimnionluftning kan ses som symptomlindring snarare än*
 744 *åtgärd av orsakerna till internbelastningen.*

745 **Metodbeskrivning:** Syretillförseln används i sjöar där fosfor-läckaget från
 746 botten kontrolleras av huruvida järn i sedimenten är oxiderat eller ej [83].
 747 Åtgärden består i att låta vattnet i hypolimnion lösa upp syre genom att komma i
 748 kontakt med ren syrgas (syrgassättning) eller luft (hypolimnionluftning).

749 Syrgassättning av bottenvattnet sker genom att tillföra ren syrgas till
 750 hypolimnion. Metoden att använda ren syrgas är vanlig eftersom lösligheten av
 751 syrgas är högre än luft. Därför genererar metoden med syrgas ett högt upptag av
 752 syre i bottenvattnet. Att tillföra syrgas istället för luft har fler fördelar, som till
 753 exempel mindre turbulens eftersom endast ett litet flöde av syrgas behövs till
 754 följd av den höga lösligheten. Syrgas kan tillföras bottenvattnet genom ett
 755 pumpsystem som pumpar syrgas från en syrgasbehållare ner genom ett rör som
 756 mynnar i hypolimnion. Där stiger syrgasen och blandas med bottenvattnet tills
 757 det når en nivå med lika densitet, där det sprider sig horisontellt. För att behålla
 758 skiktningen krävs då att syrgas-bottenvattenblandningen inte stiger ovanför
 759 språngskiktet. Ett annat sätt att tillföra syre är att låta en kontaktkammare vara
 760 nedsänkt i vattnet. Kontaktkammaren har tillgång till syrgas som bubblas genom
 761 kammaren där bottenvattnet pumpas igenom och på så sätt kommer i kontakt
 762 med syre. Dessutom kan syrgas tillföras genom att pumpa upp bottenvatten på
 763 land, där syrgas injiceras, och sedan förs vattnet tillbaka ner till botten. Metoden
 764 har beskrivits som fördelaktig jämfört med hypolimnionluftning [84].

765 Hypolimnionluftning är en metod som bygger på liknande principer som
 766 syrgassättning. Luftningen åstadkommes genom att bottenvatten lyfts upp till
 767 ytan med pump eller med tryckluft så att det kommer i kontakt med syre i luften.
 768 Sedan vänds vattnet åter ner mot botten. Trycklyft kan användas genom att
 769 pressa bottenvatten upp genom en tub. Bottenvattnet och luften blandas i tuben
 770 så att vattnet syresätts innan det förs tillbaka ner till hypolimnion. Bottenvattnet

771 lyfts antingen hela vägen upp till ytan eller bara delvis. Hypolimnionluftning kan
772 också utföras genom att bubbla komprimerad luft i hypolimnion.

773 Om metoden dimensioneras rätt ger den möjlighet att bibehålla en sval
774 temperatur i bottenvattnet och därmed en bestående temperaturskiktning.
775 Bibehållandet av skiktningen ses som fördelaktigt för att inte fosfor ska cirkulera
776 från bottenvattnet till ytliga lager [83].

777 **Lokalisering:** Åtgärden kan ge en viss minskning av fosfor i hypolimnion i
778 skiktade sjöar som är tillräckligt djupa [83]. Metoden bör undvikas i grunda sjöar
779 (<15 m djup) eftersom skiktningen är för svag [48].

780 **Tidpunkt:** I finska sjön Tuusulanjärvi har hypolimnionluftning testats dels
781 under vintern och dels under sommaren men utan att ge förbättring på
782 internbelastningen [71].

783 **Nackdelar och risker:** För att lyckas syresätta bottenvattnet med
784 hypolimnionluftning kan det behövas en hög cirkulation i luftningssystemet.
785 Detta kan medföra turbulens vilket kan orsaka resuspension vid botten.
786 Dessutom kan turbulensen orsaka en blandning av vattenmassan och förstöra
787 skiktningen. Det är därför viktigt att syrgassättning- eller luftningssystemet är
788 rätt dimensionerat. Om tekniken är feldimensionerad kan åtgärden bidra till att
789 fosfor sprids från bottenlagret till ytlagret [83].

790 Hypolimnionluftning kan beskrivas som att snarare minska symptomen av
791 internbelastning, jämfört med t ex avtappning av bottenvatten som innebär ett
792 faktiskt uttag av fosfor [85]. En liknande slutsats har dragits från 10 år av
793 restaurering i två schweiziska sjöar, där komprimerad luft tillfördes hypolimnion
794 under vintern och syrgas tillfördes sommartid. Åtgärden lyckades inte påverka
795 sjöbottens förmåga att permanent fastlägga fosfor och ansågs därför inte ha
796 någon långvarig effekt [70].

797 **Kombinationsmöjligheter:** I Danmark har metoden kombinerats med
798 reduktionsfiske [86].

799 **Dokumenterade erfarenheter:** Hypolimnionluftning är en vanlig metod för
800 att restaurera sjöar i Finland och Danmark. Ungefär 100 finska sjöar behandlas
801 med metoden. Den längsta luftningen har pågått i sjön Tuusulanjärvi tidigt 1970-

802 tal och behandlingen betraktas av allmänheten närmast som outhärlig [87]. En
803 utvärdering av behandlingen har dock visat att internbelastningen inte har
804 minskat i Tuusulanjärvi, trots 40 år av olika luftningsmetoder [71]. I Danmark är
805 hypolimnionluftning använt i 4–5 sjöar, ofta i kombination med reduktionsfiske
806 och tillförsel av rovfiskar [86].

807 I Bornsjön, reservvattentäkt i Stockholm, har hypolimnionluftning tillämpats
808 under sommartid i den östra bassängen sedan 1987. Åtgärden avbröts 2004 och
809 då observerades en drastisk ökning av fosfor i bottenvattnet, till följd av att
810 syreförhållanden vid sedimentytan försämrades. Förändringen indikerade att
811 fosfor som ackumulerats i sedimenten kan läcka ut i vattnet så fort luftningen
812 avbryts. Därför bedömdes hypolimnionluftning inte kunna utgöra en långsiktigt
813 hållbar åtgärd i Bornsjön [50].

814 6 Referenser

815

- [1] Schütz, J., Rydin, E., Huser, B., "A newly developed injection method for aluminum treatment in eutrophic lakes: Effects on water quality and phosphorus binding efficiency.," *Lake and Reservoir Management.*, 2017.
- [2] Steinman, A., Rediske, R., Reddy, R. K., "The reduction of internal phosphorus loading using alum in Spring Lake, Michigan," *Journal of Environmental Quality*, vol. 33, pp. 2040-2048, 2004.
- [3] Huser, B. J., Egemose, S., Harper, H., Hupfer, M., Jensen, H., Pilgrim, K. M., Reitzel, K., Rydin, E. and Futter, M., "Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment," *Water Research*, 97, pp. 122-132, 2016 b.
- [4] E. Rydin och E. Welch, "Dosing Alum to Wisconsin Lake Sediments Based on in vitro Formation of Aluminum Bound Phosphate," *Journal of Lake and Reservoir Management*, vol. 15, nr 4, pp. 324-331, 1999.
- [5] H. Jensen, K. Reitzel och S. Egemose, "Evaluation of aluminum treatment efficiency on water quality and internal phosphorus cycling in six Danish lakes," *Hydrobiologia*, vol. 751, nr 1, pp. 189-199, 2015.
- [6] Rydin, E., Huser, B., Welch, E., "Amount of phosphorus inactivated by Al treatments in Washington lakes," *Limnol. Oceanogr.*, vol. 45, nr 1, pp. 226-230, 2000.
- [7] E. Rydin, "Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment," *Water Research*, vol. 34, nr 7, pp. 2037-2042, 2000.
- [8] B. J. Huser, "Variability in phosphorus binding by aluminum in alum treated lakes explained by lake morphology and aluminum dose," *Water Research*, vol. 46, pp. 4697-4704, 2012.
- [9] Huser, B. J., Bajer, P. G., Chizinski, C. J., Sorensen, P. W., "Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on sediment mixing depth and mobile phosphorus mass in the active sediment layer of a shallow lake," *Hydrobiologia* 763, pp. 23-33, 2016 a.
- [10] Bernes, C., Carpenter, S. R., Gårdmark, A., Larsson, P., Persson, L., Skov, C., Speed, J. D. M., Van Donk, E., "What is the influence of a reduction of planktivorous and bentivorous fish on water quality in temperate eutrophic lakes?," *Environmental Evidence* 4:13, 2015.

- [11] Cooke, G. D., Welch, E. B., Peterson, S. A., Nichols, S. A., Restoration and management of Lakes and Reservoirs. 3rd edition., Boca Raton: CRC Press, 2005.
- [12] Huser, B. J., Köhler, S., "Potential toxicity and chemical processes of aluminium addition for sediment phosphorus control in Östhammarsfjärden," Swedish University of Agricultural Sciences, Sweden, 2012.
- [13] Jensen, H. S., Egemose, S., Andersen, F.ø., "Restaurering af danske søer med aluminium," *Vand and Jord*, pp. 47-50, 2016.
- [14] Växjö kommun, *Samrådsunderlag – Aluminiumbehandling av bottensediment i sjöarna Växjösjön och Södra Bergundasjön*, 2015.
- [15] Länsstyrelsen i Jönköpings län, "Utvärdering av labilt aluminium - Kalkningsverksamheten i Jönköpings län," Länsstyrelsen i Jönköpings län, Jönköping, 2009.
- [16] B. J. Huser och E. Rydin, "Phosphorus inactivation by aluminum in Lakes Gårdsjön and Härsvatten sediment during the industrial acidification period in Sweden," *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 62, nr 8, pp. 1702-1709, 2005.
- [17] B. Huser, "Phosphorus binding by aluminium in sediment: A tool for restoring water quality in the Baltic Sea and other brackish surface waters," SLU Rapport 2014:05, 2013.
- [18] Reitzel, K., Jensen, H. S., Egemose, S., "pH dependent dissolution of sediment aluminum in six Danish lakes treated with aluminum.," *Water Research*, vol. 47, pp. 1409-1420, 2013.
- [19] Wauer, G., Teien, H-C., "Risk of acute toxicity for fish during aluminium application to hardwaer lakes," *Science of the Total Environment*, vol. 408, pp. 4020-4025, 2010.
- [20] A. Poleo, K. Östbye, S. Öxnevad, R. Andersen, E. Heibo och L. Völlestad, "Toxicity of acid aluminum-rich water to seven freshwater fish species: a comparative laboratory study," *Environmental Pollution*, vol. 96, nr 2, pp. 129-139, 1997.
- [21] L. Kumblad och E. Rydin, "Levande kuster vitbok 1.0," BalticSea2020, 2019.
- [22] L. Kumblad, E. Rydin, G. Lilliesköld Sjöo och E. Mörk, "Fosforfällning för en förbättrad skärgårdsmiljö - ett mesokosmförsök," BalticSea2020, 2012.

- [23] M. Karlsson, M. Malmaeus och E. Rydin, "Åtgärder mot internbelastning av fosfor i Hjälmaren - kostnad, nytta och konsekvenser," IVL Svenska miljöinstitutet - Rapportnummer C 381, Stockholm, 2019.
- [24] E. Jeppesen och et al, "Biomanipulation as a Restoration Tool to Combat Eutrophication: recent advances and future challenges," *Advances in Ecological Research*, vol. 47, pp. 411-487, 2012.
- [25] Huser, B. J., Futter, M., Lee, J. T., Perniel, M., "In-lake measures for phosphorus control: The most feasible and cost-effective solution for long-term management of water quality in urban lakes," *Water Research*, 97, pp. 142-152, 2016 c.
- [26] Lüring, M., Mackay, E., Reitzel, K., Spears, B. M., "Editorial – A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes," *Water Research*, 97, pp. 1-10, 2016.
- [27] M. e. a. Gyllström, "Rapport 2016:19 Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status - underlag till vattenmyndigheternas åtgärdsprogram," De fem vattenmyndigheterna i samverkan, Västerås, 2016.
- [28] Stockholms stad, 5 Oktober 2017. [Online]. Available: <http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/sjoar/langsjon/langsjon-reduktion-av-intern-fosforbelastning/>.
- [29] Naturvårdsverket, 2017. [Online]. Available: <http://sverigesmiljomal.se/larande-exempel/restaurering-av-overgodda-sjoar-i-vaxjo/>. [Använd 4 Oktober 2017].
- [30] Rydin, E., Kumblad, L., Wulff, F., Larsson, P., "Remediation of a Eutrophic Bay in the Baltic Sea," *Environmental Science & Technology* 51 (8), pp. 4559-4566, 2017.
- [31] E. Rydin och L. Kumblad, "Capturing past eutrophication in coastal sediments - Towards water-quality goals," *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 221, pp. 184-188, 2019.
- [32] Svealands Kustvattenförbund, Resultat från karteringar 2001–2015 (p32–25). Svealandskusten 2016. ISBN: 978-91-980325-4-3, <http://havet.nu/dokument/Svealandskusten2016.pdf>.: (SKVVF), 2016.
- [33] BalticSea2020, 19 April 2017. [Online]. Available: <http://balticsea2020.org/pressrum/601-projektet-levande-kust-har-bidragit-till-en-friskare-bjornofjard>.

- [34] Robb M., Greenop B., Goss Z., Douglas G., Adeney J., "Application of PhoslockTM, an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings," *Hydrobiologia*, vol. 494, pp. 237-243, 2003.
- [35] "About Phoslock," Phoslock Europe GmbH, [Online]. Available: <http://www.phoslock.eu/en/phoslock/about-phoslock/>. [Använd 06 08 2019].
- [36] Reitzel K., Andersen, F. Ø., Egemose, S., Jensen, H. S., "Phosphate adsorption by lanthanum modified bentonite clay in fresh and brackish water," *Water Research*, vol. 47, pp. 2787-2796, 2013.
- [37] G. Ross, F. Haghseresht och T. E. Cloete, "The effect of pH and anoxia on the performance of Phoslock, a phosphorus binding clay," *Harmful Algae*, vol. 7, p. 545-550, 2008.
- [38] I. Schauser, J. Lewandowski och M. Hupfer, "Decision support for the selection of an appropriate in-lake measure to influence the phosphorus retention in sediments," *Water Research*, vol. 37, pp. 801-812, 2003.
- [39] Phoslock, "Phoslock FAQ," [Online]. Available: <http://www.phoslock.eu>.
- [40] Spears, B. M., Lürling, M., Yasseri, S., Castro-Castellon, A. T., Gibbs, M., Meis, S., McDonald, C., Mc Intosh, J., Sleep, D., Van Oosterhout, F., "Lake responses following lanthanum-modified bentonite clay (Phoslock(C)) application: An analysis of water column lanthanum data from 16 case study lakes," *Water Research*, vol. 57, pp. 5930-5942, 2013.
- [41] Lürling, M., Tolman, Y., "Effects of lanthanum and lanthanum-modified clay on growth, survival and reproduction of *Daphnia magna*," *Water Research*, vol. 44, nr 1, pp. 309-319, 2010.
- [42] T. Watson-Leung, "Phoslock Toxicity Testing with Three Sediment Dwelling Organisms (*Hyalella azteca*, *Hexagenia* spp. and *Chironomus dilutus*) and Two Water Column Dwelling Organisms (Rainbow Trout and *Daphnia magna*)," Ontario Ministry of the Environment, Etobicoke, 2009.
- [43] Lürling, M., Waajen, G., van Oosterhout, F., "Humic substances interfere with phosphate removal by lanthanum modified clay in controlling eutrophication," *Water Research*, vol. 54, pp. 78-88, 2014.
- [44] Meis, S., Spears, B.M., Maberly, S.C., O' Malley, M.B., Perkins, R.G., "Sediment amendment with Phoslock(C) in Clatto Reservoir (Dundee, UK): investigating changes in sediment elemental composition and phosphorus fractions," *Journal of Environmental Monitoring*, vol. 27, pp. 123-131, 2011.

- [45] G. K. Nürnberg, "Lake responses to long-term hypolimnetic withdrawal," *Lake and Reservoir Management*, pp. 388-409, 2007.
- [46] Västerviks Kommun, "Övergödningen som en resurs. Genomförande av åtgärder för minskat läckage av näringsämnen från Dynestadsjön till Gamlebyviken. Styrdokument 2013-2018.," 2013.
- [47] G. K. Nürnberg, "Hypolimnetic withdrawal as a lake restoration technique.," *J. Environ. Eng.*, 113, pp. 1006-1016, 1987.
- [48] Bormans, M., Maršálek, B., Jančula, D., "Controlling internal phosphorus loading in lakes by physical methods to reduce cyanobacterial blooms: a review," *Aquat Ecol*, pp. 407-422, 2016.
- [49] Lindvall, A., Ulén, B., "Bortpumpning av sjöars bottenvatten för att minska internbelastningen av fosfor, Erfarenheter från Bornsjön.," *Vatten*, 61, pp. 183-192, 2005.
- [50] Nürnberg, G.K., LaZerte, B., "Evaluation of hypolimnetic withdrawal as a possible treatment for the Bornsjön Reservoir internal phosphorous load," Stockholm, 2012.
- [51] Västerviks kommun, *Tema vatten i Västerviks kommun, Årgång 1, Nummer 1*, 3 Februari 2014.
- [52] Västerviks kommun, "Fördjupad uppföljning av projekt "Övergödningen som en resurs" - Delrapportering av bidrag ur Havs- och vattenmiljöanslaget," 2019.
- [53] "Stockholms stad; Miljöbarometern," 2017. [Online]. Available: <http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/kustvatten/brunnsviken/brunnsviken-forbatttrad-utpumpning-av-bottenvatten/>. [Använd 12 February 2018].
- [54] Havs- och vattenmyndigheten, "Muddring och hantering av muddermassor - Vägledning och kunskapsunderlag för tillämpningen (Rapportnummer 2018:19)," Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg, 2018.
- [55] Naturvårdsverket, "Kan Östersjön restaureras? – Utvärdering av erfarenheter från sjöar. Rapport 5860.," 2008.
- [56] Huser, B. J., Löfgren, S., Markensten, H., "Internbelastning av fosfor i svenska sjöar och kustområden - en kunskapsöversikt och förslag till åtgärder för vattenförvaltningen," *Rapport / Sveriges länbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö*, nr 2016:6, 2016 d.

- [57] Naturvårdsverket, "Muddring och handering av muddermassor," Miljörättsavdelningen, Naturvårdsverket, Stockholm, 2010.
- [58] Svensson, M., Lindahl, J., "Åtgärdsprogram för Ringsjön," MS Naturfakta, Osby, 2002.
- [59] J. Yu, Q. Chen, J. Zhang, J. Zhong, C. Fan, L. Hu, W. Shi, W. Yu och Y. Zhang, "In situ simulation of thin-layer dredging effects on sediment metal release across the sediment-water interface," *Science of The Total Environment*, vol. 658, pp. 501-509, 2019.
- [60] V. kommun, "Vattenväxter Trummen - Fältförsök 2014," 2014.
- [61] Søndergaard, M., Jensen, J. P., Jeppesen, E., "Role of sediment and internal loading of phosphorous in shallow lakes," *Hydrobiologica*, pp. 506-509: 135-145, 2003.
- [62] P. Nyström, M. Stenberg och Ekoll AB, "Reduktionsfiske i Ringsjön 2005-2017. Fiskbeståndens utveckling och riktlinjer för fortsatta åtgärder," Ringsjöns vattenråd, 2018.
- [63] Meijer, M-L., de Boois, I., Scheffer, M., Portielje, R., Hosper, H., "Biomaniipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies," *Hydrobiologia*, 408/409, pp. 13-30, 1999.
- [64] A. Hedren och Växjö kommun, "Reduktionsfiske i Växjösjöarna - Slutredovisning av ett LOVA-projekt 2016-2018," Växjö kommun, Växjö, 2018.
- [65] B. Bergqvist och et al, "Standardiserat elfiske i vattendrag - En manual med praktiska råd," SLU Aqua, 2014.
- [66] Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T L., Skov, C., van Nes, E. H., Roijackers, R., Lammens, E., Portielje, R., "Lake restoration: successes, failures and long-term effects.," *Journal of Applied Ecology*, 44, pp. 1095-1105, 2007.
- [67] Jönköpings kommun, "Restaurering av Barnarpasjön," 2014. [Online]. Available: <https://www.jonkoping.se/byggabomiljo/naturvardochskotselavgronomraden/vattenochvatmarker/overgodningivatten/barnarpasjonovergodning/restaureringavbarnarpasjon>. [Använd 06 12 2017].
- [68] Gustafsson, A., Rydin, E., Lindqvist, U., "Vattenkvalitet och plankton i Vallentunasjön 2017. Utvärdering av effekter av biomanipulering.," *Naturvatten i Roslagen AB. Rapport 2018:4*, 2018.

- [69] G. K. Nürnberg, "Hypolimnetic withdrawal as a lake restoration technique: determination of feasibility and continued benefits," *Hydrobiologia*, vol. TBD, nr TBD, p. TBD, 2019.
- [70] Gächter, R., Wehrli, B., "Ten Years of Artificial Mixing and Oxygenation: No Effect on the Internal Phosphorus Loading of Two Eutrophic Lakes," *Environ. Sci. Technol.*, pp. 3659-3665, 1998.
- [71] Horppila, J., Holmroos, H., Niemistö, J., Massa, I., Nygrén, N., Schönoch, P., Tapio, P., Tammeorg, O., "Variations of internal phosphorus loading and water quality in a hypertrophic lake during 40 years of different management efforts," *Ecological Engineering*, pp. 264-274, 2017.
- [72] Stigebrandt, A., Liljebladh, B., de Brabandere, L., Forth, M., Granmo, Å., Hall, P., Hammar, J., Hansson, D., Kononets, M., Magnusson, M., Norén, F., Rahm, L., Treusch, A. H., Viktorsson, L., "An Experiment with Forced Oxygenation of the Deepwater of the Anoxic By Fjord," *Ambio*, vol. 44, nr 42-54, 2015.
- [73] Stigebrandt, A., Liljebladh, B., "Oxygenation of Large Volumes of Naturalwaters by Geoengineering: with particular reference to a Pilot Experiment in Byfjorden," i *Macroengineering Seawater in Unique Environments*, Berlin Heidelberg, Environmental Science and Engineering, 2011.
- [74] Stigebrandt, A., Rahm, A., Viktorsson, L., Ödalen, M., Hall, P.O.J., Liljebladh, B., "A New Phosphorus Paradigm for the Baltic Proper," *AMBIO*, pp. 634-643, 2014.
- [75] Viktorsson, L., Ekeröth, N., Nilsson, M., Kononets, M., Hall, P. O. J., "Phosphorus recycling in sediments of the central Baltic Sea," *Biogeosciences*, vol. 10, pp. 3901-3916, 2013.
- [76] Stigebrandt, A., Rosenberg, R., Råman-Vinnå, L., Ödalen, M., "Consequences of artificial deepwater ventilation in the Bornholm Basin for oxygen conditions, cod reproduction and benthic biomass – a model study," *Ocean Sci.*, vol. 11, pp. 93-110, 2015.
- [77] Pitkänen, H., Bendtsen, J., Hansen, J., Lehtoranta, J., Lännergren, C., Ollikainen, M., Priha, M., Reinikainen, M., Saarjärvi, E., Zandersen, M., "Controlling benthic release of phosphorus in different Baltic Sea scales. Final Report on the result of the PROPPEN Project (802-0301-08).," Finnish Environment Institute, Helsinki, 2012.
- [78] E. e. a. Rantajärvi, "Controlling benthic release of phosphorus in different Baltic Sea scales. Final Report on the result of the PROPPEN Project (802-0301-08)

- to the Swedish Environmental Protection Agency, Formas and VINNOVA," Helsingfors, 2012.
- [79] Rosenberg, R., Magnusson, M., Stigebrandt, A., "Rapid reoxygenation of Baltic Sea sediments following a large inflow event," *Ambio*, vol. 45, pp. 130-132, 2016.
- [80] O. M. Karlsson och J. M. Malmaeus, "Limited capacity to retain phosphorus in the Baltic proper offshore sediments," *Ambio*, vol. 47, pp. 379-381, 2018.
- [81] Reed, D., C., Gustafsson, B., Slomp, C., P., "Shelf-to-basin iron shuttling enhances vivianite formation in deep Baltic Sea sediments," *Earth and Planetary Science Letters*, vol. 434, pp. 241-251, 2016.
- [82] Vahanen Environment Oy och Centrum Balticum, "Speeding up the ecological recovery of the Baltic Sea," 2018.
- [83] G. D. (. Cooke, Restoration and management of lakes and reservoirs, 3rd red., Boca Rator, FL: CRC Press, 2005.
- [84] Beutel, M.W., Horne, A., "A Review of the Effects of Hypolimnetic Oxygenation on Lake and Reservoir Water Quality," *Journal of Lake and Reservoir Management*, pp. 285-297, 1999.
- [85] G. K. Nürnberg, "Phosphorus release from anoxic sediments: what we know and how we can deal with it," *Limnética*, 1994.
- [86] Liboriussen, L., Søndergaard, M., Jeppesen, E., "Sørestaurering i Danmark Del II: Eksempelsamling," *Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet*, vol. DMU nr 636, p. 312 s, 2007.
- [87] Schönach, P. , Tapio, P., Holmroos, H., Horppila, J., Niemistö, J., Nygrén, N.A., Tammeorg, O., Massa, I., "Persistency of artificial aeration at hypertrophic Lake Tuusulanjärvi: A sociohistorical analysis," *Ambio*, pp. 865-877, 2017.
- [88] Lee, F. G., Sonzogni, W. C., Spear, R. D., "Significance of oxic vs anoxic conditions for Lake Mendota sediment phosphorus release," *Proc. International Symposium on Interactions between Sediments and Fresh Water*, pp. 294-306, 1976.
- [89] Länsstyrelsen Östergötland, Miljöskyddsenheten, "Kan ny teknik minska internbelastningen av fosfor i övergödda sjö- och kustekosystem, Fas 2," Linköping, 2017.

- [90] Teknikmarknad, "Fältutrustning för separering av tungmetaller från organiska sediment från sjöbotten," Stockholm, 2016.
- [91] Storm, J-O., Carlsson, F., "Generell analys av användning av sediment som gödselmedel inom jordbruket samt värdering av bottensediment från Barnarpasjön genom fältförsök," Hushållningssällskapet, Jönköping, 2017.
- [92] Jönköpings kommun, "Lilla Nätaren, övergödning," 2014. [Online]. Available: <https://www.jonkoping.se/byggabomiljo/naturvardochskotselavgronomraden/vattenochvatmarker/overgodningivatten/lillanatarenovergodning.4.74fef9ab15548f0b8002226.html>. [Använd 06 12 2017].
- [93] S. Blomqvist och E. Björkman, "Permanent inaktivering av fosfor i Östersjöns bottensediment," 2014.
- [94] Blomqvist, S., Rydin, E., "Förbättra fosforbindningen i Östersjöns bottnar," *Kemivärlden Biotech med Kemisk Tidskrift*. Nr 5., pp. 31-34, Maj 2011.
- [95] Renman, G., Renman, A., Gustafsson, J. P., Reaktiva sorbent för fastläggning av fosfor i Östersjöns bottnar, *BalticSea2020*, 2013.
- [96] Zamparas, M., Zacharias, I., "Restoration of eutrophic freshwater by managing internal nutrient loads. A review," *Science of the Total Environment*, vol. 496, pp. 551-562, 2014.

816

817

818

819

820

Titel

Undertitel

Skriv baksidestext.

Vi arbetar för levande hav och vatten

Havs- och vattenmyndigheten, HaV, är en statlig miljömyndighet. Vi arbetar för att lösa viktiga miljöproblem och skapa en hållbar förvaltning av hav, sjöar och vattendrag.

Vi tar ansvar för att hav och sötvatten nyttjas men inte överutnyttjas. Vi utgår från ekosystemens och människans behov nu och i framtiden. Detta gör vi genom att samla kunskap, planera och fatta beslut om insatser för en bättre miljö. För att nå framgång samverkar och förankrar vi vårt arbete med alla berörda, nationellt såväl som internationellt.

**Havs
och Vatten
myndigheten**