

Handbok för åtgärder mot internbelastning



Rapport 2023:03

**Havs
och Vatten
myndigheten**

Den här rapporten har tagits fram inom LIFE IP Rich Waters av Länsstyrelsen i Örebro län, IVL Svenska miljöinstitutet och Sveriges Lantbruksuniversitet i samverkan med Havs- och vattenmyndigheten. Parterna ansvarar för rapportens innehåll och slutsatser. (Se kommentar i bilaga på sid 5.)

ISBN: 978-91-89329-56-0

Rapportnummer: 2023:3

Omslagsfoto: Ernst Witter

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

Sammanfattning

För att uppnå god ekologisk status avseende övergödning i svenska sjöar och kustvatten räcker det i många fall inte att enbart minska belastningen av fosfor från externa källor såsom reningsverk, enskilda avlopp, jordbruk och industrier. Detta beror på att förhöjd internbelastning från sedimenten leder till att halterna av fosfor i vattnet hålls höga. För att minska dessa halter skulle även internbelastningen behöva åtgärdas.

Åtgärder mot internbelastning är inte en ersättning för åtgärder mot näringsläckage från land till vattenmiljön, eftersom den externa näringsbelastningen måste vara nere på en tillräckligt låg nivå för att en internbelastningsåtgärd ska bli långsiktigt effektiv. Även om en framgångsrik åtgärd mot internbelastning resulterar i att fosforhalterna temporärt minskar, kommer den externa belastningen avgöra övergödningssituationen i vattenförekomsten på lång sikt. Det kan alltså vara nödvändigt att genomföra åtgärder mot både den externa och den interna belastningen till en och samma sjö.

I vilken utsträckning det förekommer förhöjd internbelastning är inte känt i detalj, men i många av de hundratals sjöar och kustvatten påverkade av övergödning kan internbelastning potentiellt utgöra ett problem. Det vore en närmast oöverstiglig uppgift att i detalj undersöka i vilka av dessa vatten åtgärder mot internbelastning skulle vara effektiva, och i så fall vilka dessa åtgärder skulle vara. Mot den bakgrunden presenterar vi i denna handbok ett beslutsstöd som tagits fram av Brian Huser, Mikael Malmaeus, Magnus Karlsson, Robert Almstrand och Ernst Witter med stöd från många partners inom LIFE IP-projektet Rich Waters samt från flera deltagande länsstyrelser i ett associerat projekt finansierad av Havs och Vattenmyndigheten (HaV).

Beslutsverktyget är utformat för att kunna användas av vattenmyndigheter, länsstyrelser, kommuner, vattenorganisationer och andra aktörer för att avgöra i vilka fall internbelastning bör åtgärdas och i så fall hur. Det är tänkt att i ett första steg kunna användas med utgångspunkt i de data som redan används vid bedömningen av ekologisk status av sjöar och kustvatten. Användarna ska därefter stegvis kunna gå vidare med ytterligare analyser och utredningar i de fall där detta är motiverat. Förhoppningen är att arbetet med internbelastning ska bli hanterbar och att fokus i största möjliga utsträckning ska läggas på de vatten som verkligen behöver åtgärder.

Även om handboken är komplett och uppgifterna i den granskade av författarna är arbetet med utveckling av beslutsverktygen en pågående process. Det förväntas därför komma nya, uppdaterade versioner av handboken. Den nuvarande versionen bygger till stor del, men inte uteslutande, på data från sjöar i södra och mellersta Sverige. Vi hoppas att kunna vidareutveckla verktygen även för kustvatten och för sjöar i norra Sverige.

Vi tar gärna emot era synpunkter på handboken och bilagorna. De kan skickas till författarna:

Brian Huser, SLU – brian.huser@slu.se (Del I. Beslutsverktygets steg 1 och 2, samt bilagorna 1–5 och Del II - Detaljerad beskrivning av åtgärder)

Mikael Malmaeus, IVL – mikael.malmaeus@ivl.se (Del I. Beslutsverktygets steg 3)

Magnus Karlsson, IVL – magnus.karlsson@ivl.se (Del I. Beslutsverktygets steg 4, Del II. Detaljerad beskrivning av åtgärder, samt bilaga 6)

Robert Almstrand, HaV – robert.almstrand@hav.se (Del I. Beslutsverktygets steg 4, information om möjligheter till finansiering, samt Del II. Detaljerad beskrivning av åtgärder)

Ernst Witter, Länsstyrelsen i Örebro län – ernst.witter@lansstyrelsen.se (övergripande frågor, samt bilagorna 1–5)

Ansvaret för innehållet i denna rapport ligger helt hos författarna.

Innehållet återspeglar inte Europeiska unionens hållning.

Titel: Handbok – ett beslutsverktyg för åtgärder mot internbelastning av fosfor i sjöar

Kontakt: se ovan.

Version 1.0, mars 2023

Handbokens syfte är att

- beskriva problembilden bakom internbelastning av fosfor
- vägleda om när det kan vara lämpligt att genomföra åtgärder mot internbelastning
- informera om vilka åtgärder som används i dag och deras egenskaper
- informera om hur åtgärder kan finansieras.

Handbokens uppbyggnad

Del I fokuserar på internbelastning av fosfor och inledningsvis beskrivs denna problembild. Därefter följer ett beslutsverktyg vars syfte är att stötta vid riskbedömning, provtagning, kvantifiering och modellering av fosfordynamiken i insjöar. Detaljerad metodik återfinns i bilagorna 1–5.

Efter beslutsverktyget följer i del I en översiktlig beskrivning av åtgärder i vattenmiljön som motverkar läckage av fosfor från sediment samt åtgärder som direkt bortför sediment och näringsrikt bottenvatten. I handbokens del II "Detaljerad beskrivning av åtgärder" utvecklas beskrivningarna för de olika åtgärderna, deras för- och nackdelar, lämplig lokalisering samt ett urval av dokumenterade erfarenheter.

Handboken består av ett huvuddokument i två delar och 6 stödande bilagor:

- Del I. Identifiering av sjöar med förhöjd internbelastning och val av åtgärder
- Del II. Detaljerad beskrivning av åtgärder
- 6 bilagor:
 - × Bilaga 1: Steg 1 – bedömning av risk
 - × Bilaga 2: Bedömning av sjötyp
 - × Bilaga 3: Steg 2 – Riktlinjer för miljöövervakning
 - × Bilaga 4: Steg 2 – Beräkning av internbelastning
 - × Bilaga 5: Steg 2 – Beräkning av sjöolymer
 - × Bilaga 6: Koldioxidavtryck av olika åtgärder

Innehållsförteckning

| | |
|--|----|
| Sammanfattning | 4 |
| Del I. Identifiering av sjöar med förhöjd internbelastning och val av åtgärder | 8 |
| 1 Vad är internbelastning? | 8 |
| 1.1 Interngödning i svenska sjöar | 9 |
| 1.2 Åtgärder mot interngödning | 10 |
| 1.3 Ett beslutsverktyg i flera steg | 11 |
| 2 Hur beslutsverktyget fungerar | 11 |
| 2.1 Beslutsverktygets osäkerheter och tillämpbarhet | 11 |
| 2.2 Steg 1 – riskbedömning | 12 |
| 2.3 Steg 2 – miljöövervakning och kvantifiering | 13 |
| 2.4 Steg 3 – modellering | 16 |
| 2.5 Steg 4 – val av åtgärder | 18 |
| 2.5.1 Möjliga åtgärder | 18 |
| 2.5.2 Miljöpåverkan av åtgärder | 22 |
| 2.5.3 Sociala och ekonomiska aspekter av åtgärdsarbete | 24 |
| 2.5.4 Sammanfattning av åtgärderna | 26 |
| Del II. Detaljerad beskrivning av åtgärder | 27 |
| 1 Aluminiumfällning | 28 |
| 2 Lera med tillsatser av fosforbindande ämnen | 33 |
| 3 Bottenvattenavtappning | 35 |
| 4 Muddring | 38 |
| 5 Reduktionsfiske (biomanipulation) | 41 |
| 6 Ombländning | 44 |
| 7 Syresättning | 46 |
| 8 Referenser | 49 |
| Bilaga 1. Verktyg (steg 1) för bedömning av risk för förhöjd internbelastning i inlandssjöar | 56 |
| Bilaga 2. Bedömning av om en sjö är dimiktisk, polymiktisk eller ombländad | 59 |
| Bilaga 3. Steg 2 – Riktlinjer för övervakningsprogram för att kvantifiera internbelastning i sjöar | 62 |
| Bilaga 4. Steg 2 – Beräkning av internbelastning i sjöar | 71 |
| Bilaga 5. Steg 2 – Beräkning av vattenvolymer i sjöar för olika djupintervaller | 80 |
| Bilaga 6. Koldioxidavtryck av olika åtgärder | 83 |

Del I. Identifiering av sjöar med förhöjd internbelastning och val av åtgärder

Författare

Brian Huser, SLU, Uppsala

Mikael Malmaeus, IVL, Stockholm

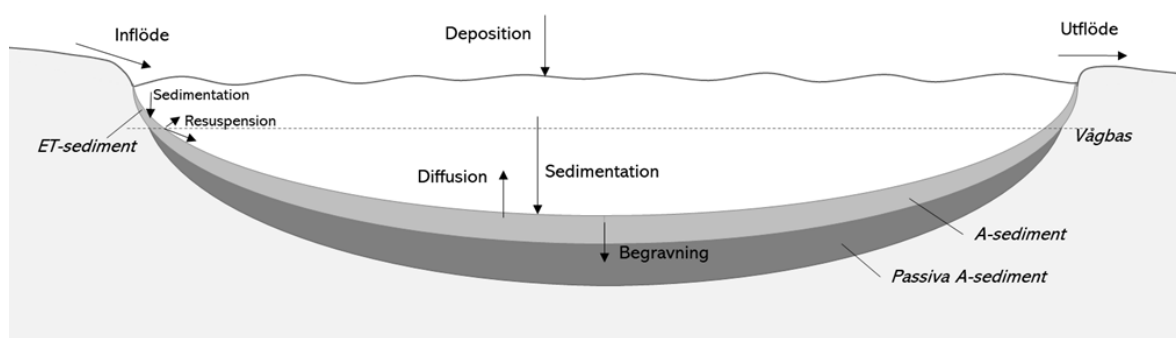
Magnus Karlsson, IVL, Stockholm

Robert Almstrand, Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg

Ernst Witter, Länsstyrelsen i Örebro län.

1 Vad är internbelastning?

Övergödning av sjöar och i Östersjöns kustvatten styrs i stor utsträckning av tillgången på fosfor. Fosfordynamiken i en sjö eller ett kustområde utgörs av ett samspel mellan externa och interna flöden. Den externa tillförseln av fosfor från avrinningsområdet sker naturligt via vattendrag, men mänskliga aktiviteter som exempelvis jordbruk, avlopp och industrier kan öka tillförseln och ibland orsaka övergödning i sjöar och hav. Viktiga interna flöden är sedimentation, ombländning och läckage av fosfor från sediment. **Figur 1** illustrerar fosfordynamiken i en sjö. Den fungerar likartat i ett kustområde men där tillkommer utbyte av vatten och fosfor mellan kustvattnet och ytvattnet som viktiga flöden.



Figur 1. Viktiga fosforflöden i sjöar. Fosfor tillförs genom inflöde och atmosfärisk deposition och förs bort genom utflöde. Fosfor i sjöns vattenmassa kan sedimentera på erosions- och transportbottnar (ET-sediment) samt på ackumulationsbottnar under vågbasen (A-sediment). Som ett resultat av vind- och vågpåverkan kan fosfor i ET-sediment återföras vattenmassan genom resuspension. Lösta former av fosfor kan läcka från A-sediment och återförs då till vattenmassan genom diffusion. Över tid begravs och fastläggs fosfor från A-sedimenten till passiva A-sediment och fosfor är då inte längre i kontakt med vattenmassan.

Med internbelastning menas att fosfor från bottensedimenten tillförs vattnet (genom läckage ("diffusion") eller resuspension (se **Figur 1**)). Den fosfor som finns i sedimenten har sitt ursprung i sedimenterande material och har alltså från början tillförts systemet utifrån via extern belastning. Internbelastning är en naturlig del av fosfordynamiken, men om stora mängder fosfor ansamlats i sedimenten på grund av hög tillförsel utifrån kan också internbelastningen bli förhöjd, dvs. större än i sjöar som är opåverkade av en extern fosforbelastning orsakad av mänsklig aktivitet. I övergödda sjöar är det vanligt att förhöjd internbelastning sker även långt efter att den externa belastningen minskat, eftersom det kan ta lång tid innan fosfor som ackumulerats i bottensedimenten läcker ut. Det är framför allt några former av fosfor som är läckagebenägna, såsom järnbunden fosfor och vissa organiska fosforformer. Fysikaliska och kemiska faktorer

påverkar i vilken utsträckning fosfor återförs från sedimenten till vattnet. Fosfor bunden till partiklar kan tillföras vattnet genom resuspension men bara en del av denna fosfor är biologiskt tillgänglig.

Definitionsmässigt finns en skillnad mellan bruttointernbelastning och nettointernbelastning. Bruttointernbelastning är storleken på det flöde av fosfor som sker från sedimenten, medan nettointernbelastning är bruttointernbelastningen minus den sedimentation av fosfor som sker på bottenarna. Med andra ord innebär en positiv nettointernbelastning att mängden fosfor som ackumuleras i vattenmassan eller lämnar sjön är större än mängden som tillförs till sjön. Internbelastningen varierar över året och är ofta större under sommaren än under vintern. I ett opåverkat system förekommer vanligen ingen nettointernbelastning på årsbasis eftersom en större mängd fosfor sedimenterar än vad som läcker ut från bottenarna. Man brukar då i stället tala om retention eller fastläggning av fosfor.

Även om det inte förekommer någon nettointernbelastning kan bruttointernbelastningen vara onaturligt hög. Detta leder då till att mängden fosfor i vattnet blir högre än den skulle varit i ett opåverkat system. Vad som är en naturlig internbelastning är däremot inte helt enkelt att fastställa. Rent konceptuellt kan förhöjd internbelastning anses beskriva skillnaden mellan internbelastningen i ett påverkat respektive opåverkat system.

1.1 Interngödning i svenska sjöar

I Sverige är det ungefär 600 sjöar som inte når god status med avseende på näringsämnen.¹ Det är inte känt i vilken utsträckning förhöjd internbelastning bidrar till denna situation. Även om internbelastningen sannolikt är förhöjd i många vattenförekomster innebär inte heller detta automatiskt att det i sig är ett problem. Å andra sidan kan en begränsad internbelastning vara avgörande för att fosforhalten ska kunna minska i vattenförekomster där man t.ex. genom åtgärder har minskat externbelastningen av fosfor. För att bedöma internbelastningens påverkan på halten av näringsämnen behöver därför en helhetsbedömning göras av fosfordynamiken i respektive vattenförekomst.

I ett antal svenska sjöar och kustområden har övergödningssproblemen föranlett noggrannare studier och åtgärder för att komma till rätta med problematiken. Därmed finns också kunskap om betydelsen av internbelastningen i dessa specifika fall. I de flesta fall har åtgärder mot externbelastning inledningsvis genomförts och man har då ibland kunnat konstatera att detta inte varit tillräckligt för att minska fosforhalten i vattnet tillräckligt mycket. I några fall har man då gått vidare och genomfört åtgärder för att minska den interna belastningen. Detta har ofta lett till förbättrad vattenkvalitet, men åtgärdernas varaktighet har varierat mycket. Otillräcklig kunskap om de externa och interna fosforflödena (se **Figur 1**) och hur dessa påverkas av åtgärderna är ofta orsak till att förväntad effekt av åtgärder uteblir eller visar sig inte bli varaktig.

Dessa erfarenheter visar att förhöjd internbelastning kan vara en betydelsefull faktor för övergödningen av sjöar och kustområden. Mörkertalet är stort, men sannolikt har de flesta övergödda sjöar en förhöjd internbelastning på grund av långvarigt förhöjd sedimentation av fosfor. Däremot innebär detta inte att åtgärder mot en förhöjd internbelastning behövs i samtliga fall.

¹ Vattenmyndigheterna, 2016. Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status – underlag till vattenmyndigheternas åtgärdsprogram. Rapport 2016:19.

En sammanställning från Sveriges lantbruksuniversitet har tidigare konstaterat att antalet sjöar i Sverige som på årsbasis har en nettointernbelastning troligtvis är litet. Bakom en låg eller negativ nettointernbelastning på årsbasis kan det dock dölja sig en hög bruttobelastning eller en hög belastning under sommarhalvåret med stor betydelse för övergödningen. En förhöjd bruttointernbelastning är sannolikt ett betydande problem i vissa delar av landet, men det saknas data för att kvantifiera detta på en större skala.²

Inom ramen för LIFE IP Rich Waters och ett kompletterande projekt³ har nya uppskattningar gjorts av 45 sjöar. De flesta sjöar som har undersökts har förhöjd internbelastning. Däremot varierar storleken på internbelastningen mycket i dessa sjöar, och betydelsen för vattenkvaliteten och övergödningen beror till stor del på specifika förhållanden i och utanför dessa sjöar. Exempelvis uppgick internbelastningen i Övre Milsbosjön (Dalarnas län) till 17,8 mg P m⁻² d⁻¹ vilket är ett mycket högt värde, men sjön har fortfarande god status när det gäller fosfor på grund av en stark skiktning av vattnet som begränsar transporten av fosfor från bottenvattnet till ytvattnet. När sjövattnet omblandas kan dock en stor del av fosfor som har läckt från sedimenten tillföras till vattenförekomster nedströms om sjön. En mycket lägre nivå på internbelastning uppmättes i Norra Lången i Örebro län (1–2,5 mg P m⁻² d⁻¹), men där har sjön dålig ekologisk status. Även om internbelastningen där anses låg jämfört med andra sjöar, utgör den 90 procent eller mer av fosfortillförseln till sjön under sommarhalvåret. Som jämförelse kan nämnas att ett typiskt värde på internbelastning i opåverkade sjöar är 0,25–0,5 mg P m⁻² d⁻¹.

Sammantaget innebär förhöjd internbelastning att fosforläckaget från sedimenten är större jämfört med i ett opåverkat system. Men för att bedöma betydelsen av internbelastningen och behovet av åtgärder behöver belastningen sättas i relation till påverkan från externa källor och till fosfordynamiken i systemet.

1.2 Åtgärder mot internergödning

Den grundläggande orsaken till en övergödningssproblematik är i allmänhet en förhöjd externbelastning av näringsämnen, och åtgärder mot övergödning bör därmed i första hand rikta in sig mot de externa källorna. Ibland kan dock externa åtgärder visa sig vara otillräckliga, eller så kan effekten av dessa åtgärder dröja till följd av förhöjd internbelastning, som i sin tur vanligen beror på att den externa belastningen varit stor under en längre tid. Det finns då en rad metoder att tillämpa för att också åtgärda den interna belastningen. Huruvida sådana åtgärder är lämpliga beror både på internbelastningens storlek och på hur internbelastningen samverkar med andra interna och externa flöden i systemet.

Åtgärder för att minska internbelastningen av fosfor kan exempelvis vara att fosforrika sediment bortförs från systemet, att fosfor binds i sedimenten genom tillsättning av mineraler, eller att sedimenten syresätts. Fosfor kan också bortföras från vattnet exempelvis via utfiskning eller upptag av odlade organismer (exempelvis musslor) vilket indirekt bidrar till att reducera internbelastningen. Alla dessa metoder har sina fördelar, kostnader och risker – och dessa skiljer sig från fall till fall. I avsnitt 2.5 redogörs mer i detalj för några kriterier vid val av åtgärder mot internbelastning.

² Huser B., Löfgren S. & Markensten H., 2016. Internbelastning av fosfor i svenska sjöar och kustområden – en kunskapsöversikt och förslag till åtgärder för Vattenförvaltningen. Sveriges lantbruksuniversitet Rapport 2016:6.

³ Länsstyrelsen i Örebro län. "Från Skåne till Norrbotten: Identifiering av sjöar med förhöjd internbelastning." Finansiering genom bidrag från Havs- och vattenmyndigheten.

1.3 Ett beslutsverktyg i flera steg

De flesta åtgärder för att minska internbelastningen är kostsamma och kräver omfattande förberedelser i form av undersökningar och effektbedömningar. Som nämnts finns det ett stort antal övergödda sjöar och kustvatten där internbelastning skulle kunna utgöra ett problem, och därför behövs en metodik för att på ett effektivt sätt kunna avgöra när åtgärder behöver sättas in. Det beslutsverktyg som vi presenterar här syftar till att underlätta en sådan bedömning genom att beskriva en process för prioritering av vilka vattenförekomster som bör vara i fokus för mer detaljerade utredningar och eventuella åtgärder.

2 Hur beslutsverktyget fungerar

Beslutsverktyget är uppdelat i fyra steg, där steg 1 som har lite behov av data är tänkt att tillämpas generellt för alla sjöar i ett vattendistrikt. I detta steg görs en bedömning av vilka sjöar som ligger i riskzonen för förhöjd internbelastning och som utifrån detta bör prioriteras för vidare undersökningar. Dessa sjöar föreslås därmed tas vidare till steg 2, där ytterligare datainsamling (miljöövervakning) genomförs. Utifrån resultatet i steg 2 kan sedan ett vidare urval ske inför steg 3 (modellering) och steg 4 (val av åtgärder).

2.1 Beslutsverktygets osäkerheter och tillämpbarhet

Osäkerheten i bedömningen av påverkan av internbelastning minskar från steg 1 till steg 3. Osäkerheten är störst vid bedömning av risk för omblandade och polymiktiska sjöar (se avsnitt 2.2 nedan) i både steg 1 och steg 2. För dessa sjötyper finns det en sannolikhet på 25–30 % att risknivån i steg 1 felskattas med upp till två enheter. För dimiktiska sjöar är osäkerheten betydligt lägre i både steg 1 och steg 2. Nivån på osäkerheten är starkt avhängig av att tillräckliga data finns för att man ska kunna göra en korrekt bedömning. Detta beskrivs i mer detalj i bilagorna 1–4. Förutsatt att det finns tillräckliga data är risken för felbedömning av internbelastning med hjälp av dynamisk modellering i steg 3 mycket låg.

Beslutsverktyget bygger främst på data från sjöar i södra och mellersta Sverige och är därför främst tillämpligt där. Beslutsverktyget kan även användas vid bedömning av sjöar i norra delen av landet (Norrbotten, Västerbotten, Jämtland och Västernorrland) men bedömningen är då mer osäker. De data vi har tyder på att även när internbelastningen visar sig vara förhöjd i en sjö i norra Sverige, når den inte samma nivåer som kan finnas i övergödda sjöar i södra delen av landet där växtsäsongen är betydligt längre än i norr. Riskklassgränserna kan därför behöva justeras för sjöar i norra Sverige.

En större osäkerhet med beslutsverktyget gäller också om det skulle tillämpas på kustvatten. För de kustområden som finns i södra delen av landet förväntas dock att det befintliga beslutsverktyget och klassgränserna för sjöar i stort även är tillämpliga på kustvatten. Vid tillämpning av steg 1 på kustvatten förutsätts att vattenutbytet mellan kustvattnet och Östersjön är begränsat.

Beslutsverktyg optimerade för sjöar i norra Sverige samt för kustvatten håller på att utvecklas.

2.2 Steg 1 – riskbedömning

I detta steg bedöms om det finns en risk att en sjö har förhöjd internbelastning, det vill säga högre internbelastning än om sjön var opåverkad. Riskbedömningen är olika för grunda, helt omblandade sjöar och djupa, dimiktiska sjöar. Riskbedömningens skala (**Tabell 1** och **Tabell 2**) är framtagen med hjälp av kvantitativa data över internbelastningen från ett stort antal sjöar i främst Sverige men även andra länder. Databehov och tillvägagångssätt för att tillämpa beslutsverktyget beskrivs i detalj i **bilaga 1**. Vilken typ en sjö tillhör kan bedömas med hjälp av temperatur- och syrgasprofiler i vattenpelaren under sommarhalvåret, sjöns geomorfologiska egenskaper eller enbart utifrån bottenvattentemperaturen vid sensommarprovtagningen. Detta beskrivs i mer detalj i **bilaga 2**.





En hög risk innebär att internbelastningen är förhöjd och kan förväntas att signifikant öka mängden fosfor i vattenfasen och därmed bidra till övergödning av vattnet. Men det kan finnas undantag där en hög risk inte leder till ett motsvarande högt bidrag till övergödning. Till exempel kan en stark skiktning av vattnet i en sjö förhindra transport av fosfor till ytvatten, förutom när sjön omblandas under våren och hösten. Ett annat exempel är en sjö som har en liten djuphåla med hög internbelastning men där belastningen bidrar lite till övergödning av sjön pga. djuphålans begränsade omfång.

Om risken bedöms som låg är det troligt att internbelastningen inte är förhöjd och bidraget från internbelastningen försumbart.

För grunda sjöar som är helt omblandade under hela sommaren görs riskbedömningen utifrån den procentuella ökningen av fosforhalten i sjöns vatten mellan den lägst uppmätta fosforhalten under våren (februari–juni) och det högsta värdet under sensommar eller tidig höst (augusti–september). Bedömningen anges på en 4-gradig skala (**Tabell 1**).






Det är viktigt att vara medveten om att en ökning av fosforhalten kan bero likaväl på en ökad extern belastning som på internbelastning under sommarhalvåret. Mistänker man att så kan vara fallet behöver belastningen från externa källor utredas närmare, vilket görs i steg 2.

Tabell 1. Steg 1: bedömning av risk för förhöjd internbelastning i helt omblandade sjöar utifrån den procentuella ökningen av halten fosfor i sjövattnet.

| Risk för förhöjd internbelastning | Procentuell ökning av halten totalfosfor i sjöns vatten |
|---|---|
|  Låg | < 25 % |
|  Måttlig | 25–50 % |
|  Stor | 51–100 % |
|  Mycket stor | > 100 % |

För djupa, dimiktiska sjöar med stabil skiktning under hela sommarperioden bedöms risken enbart utifrån fosforhalten i sjöns bottenvatten vid djuphållet på en 5-gradig skala (**Tabell 2**). Riskbedömningen för dimiktiska sjöar är ganska säker eftersom skiktningen är stabil under hela sommaren i dessa sjöar, och eventuell påverkan från externa källor främst påverkar fosforhalten i ytvattnet medan bottenvattnets halter förblir tämligen opåverkade.

Tabell 2. Steg 1: bedömning av risk för förhöjd internbelastning i dimiktiska sjöar med stabil skiktning utifrån fosforhalten i sjöns bottenvatten på sensommaren.

| Risk för förhöjd internbelastning | Halten totalfosfor ($\mu\text{g P/l}$) under sensommaren i sjöns bottenvatten vid djuphållet |
|---|--|
|  Mycket låg | < 25 |
|  Låg | 25–50 |
|  Måttlig | 51–100 |
|  Stor | 101–200 |
|  Mycket stor | > 200 |

Om sjön är isbelagd över en längre sammanhängande period på minst 4 månader kan riskbedömningen för internbelastning även göras utifrån fosforhalten i bottenvattnet strax före islossningen. Riskbedömningsskalan i **Tabell 2** används då för alla sjötyper. Eftersom vattentemperaturen är lägre under vintern kan det dock förväntas att risken underskattas med hjälp av skalan i **Tabell 2**. Fortsatt arbete med data från isbelagda sjöar krävs för att vidareutveckla detta beslutsverktyg.

Polymiktiska sjöar har en instabil skiktning och är varken helt dimiktiska eller helt omblandade under hela sommaren. I sådana sjöar kan skiktning uppstå under vindstilla perioder under sommaren, men den bryts t.ex. när vädret blir blåsigare. Fosfor från internbelastning kan då ackumuleras i bottenvattnet under tiden vattnet är skiktat, men fördelar sig sedan i vattenpelaren när skiktningen bryts. För sådana sjöar ska riskbedömningen göras med både metoden för omblandade och för dimiktiska sjöar. Detta beskrivs i mer detalj i bilaga 1. Bedömningen av risk för polymiktiska sjöar är alltid osäker eftersom det inte är känt var på skalan mellan omblandade och dimiktiska förhållanden sjön befinner sig vid provtagningen på sensommaren. Eftersom förhållandena varken är helt dimiktiska eller omblandade underskattas oftast risken i polymiktiska sjöar.

För att få en så säker riskbedömning som möjligt bör data från fyra år användas för alla sjötyper. Risken bedöms då för varje år och ett medianvärde beräknas. Om medianvärde anger att risken är låg eller mycket låg kan internbelastning som påverkanskälla avfärdas. Om medianvärde anger måttlig risk med en del variation mellan åren kan fler mätningar behövas. För dimiktiska sjöar kan man även ta hänsyn till hur stor del av sjöns vattenyta som är skiktad (dvs. hur stor del av vattenytan som har ett djup som är större än språngskiktet). Är den delen mindre än ca 10 % och risken måttlig ger internbelastningen vanligtvis inget större bidrag till mängden fosfor i vattenfasen och det är troligen inte motiverat att gå vidare med steg 2. Bedöms risken däremot som stor eller mycket stor bör man gå vidare med steg 2 för att uppskatta internbelastningens storlek.

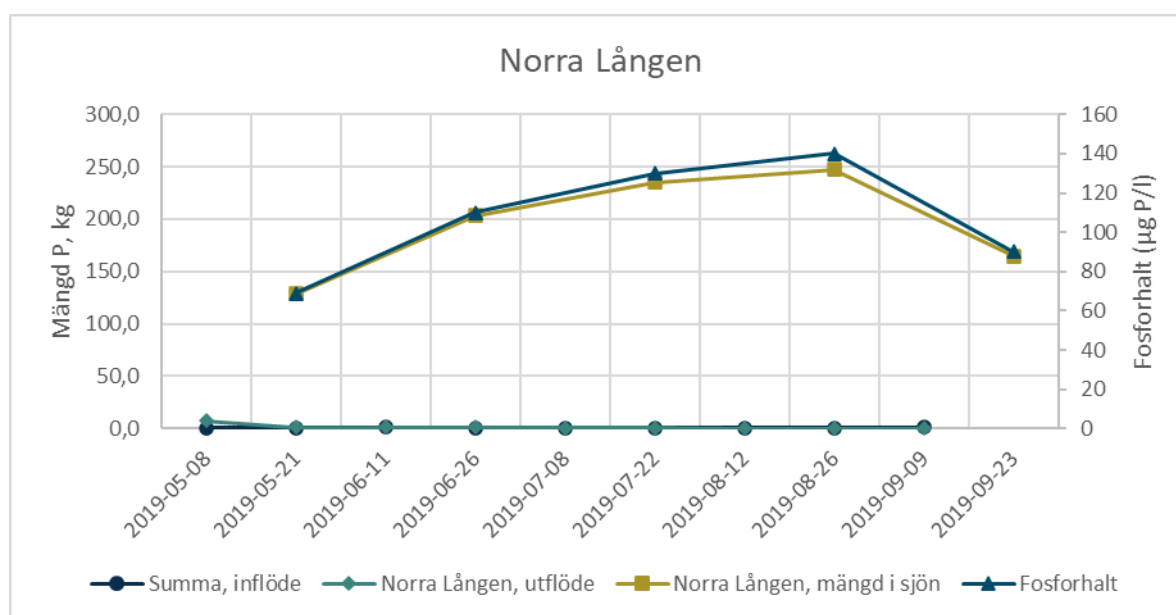
2.3 Steg 2 – miljöövervakning och kvantifiering

I steg 2 kvantifieras sjöns internbelastning (dvs. internbelastningen i kg P samt internbelastningshastigheten, Li, uttryckt i $\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$) och internbelastningens bidrag till mängden fosfor i sjön. Bidraget från internbelastningen kan sedan jämföras med andra påverkanskällor. För att kunna kvantifiera internbelastningen krävs oftast fler mätningar än vad som finns tillgängligt från den sedvanliga miljöövervakningen inom ramen för Vattenförvaltningen.

Databehov samt tillvägagångssätt för att kunna beräkna internbelastningen enligt steg 2 beskrivs i detalj i **bilagorna 3 och 4**.

Liksom i steg 1 görs skillnad mellan dimiktiska, polymiktiska och helt omblandade sjöar i vilka data som behövs och hur internbelastningen beräknas. För samtliga sjötyper behövs det dataserier för minst två år eftersom det kan finnas betydande skillnader mellan åren beroende på väderförhållandena under sommaren.

I grunda, helt omblandade sjöar görs minst månatliga mätningar av bland annat fosforhalten i sjöns ytvatten från tidig vår (efter islossning) till tidig höst (vanligtvis september eller oktober). Med hjälp av uppgifter om sjöns vattenvolym kan ändringarna i mängden fosfor i sjön beräknas. En ökning av mängden fosfor under sommarhalvåret är ofta ett resultat av internbelastning. Hänsyn måste dock tas till in- och utflöden av fosfor för att kunna beräkna bidraget från internbelastningen. Det behövs därför även månatlig provtagning och mätning av fosforhalt och vattenföring i de största in- och utflödena. Eftersom internbelastningen beräknas utifrån en upprättad massbalans för fosfor är den beräknade internbelastningen känslig för variationer i in- och utflöden när omsättningstiden är kort. Däremot är den mindre känslig i sjöar med lång omsättningstid. **Figur 2** visar exempel från en sjö med mycket låga in- och utflöden under sommarhalvåret (genomsnittlig årlig omsättningstid 0,31 år⁴) där internbelastningen helt driver ökningen av mängden fosfor i sjön.

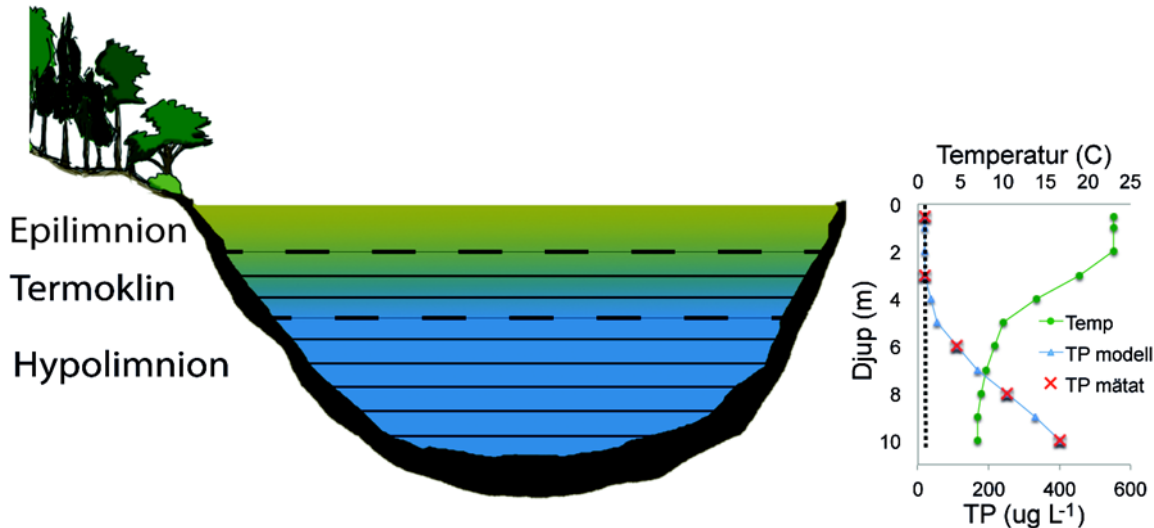


Figur 2. Ändringen i fosforhalten och mängden fosfor i en grund, helt omblandad sjö, samt tillförsel av fosfor från diken och vattendrag och bortförsel av fosfor vid sjöns utlopp.

I dimiktiska sjöar används profildata för totalfosforkoncentrationen i vattenpelaren för att kunna påvisa och kvantifiera internbelastningen. Fosfor som frigörs från sedimenten ackumuleras under språngskiktet (termoklinen) som leder till en typisk fosforgradient från sjöbotten upp till språngskiktet (**Figur 3**). Internbelastningen kvantifieras genom att multiplicera fosforkoncentrationen med vattenvolymen för varje djupintervall. Interpolering mellan

⁴ En omsättningstid på 1 år innebär att det tar 1 år innan tillrinning av vatten har bytt ut hela sjöns vattenvolym. En omsättningstid på 0,3 år innebär att det tar 4 månader. Under de relativt torra förhållandena under perioden maj till och med augusti 2019 var tillrinningen enbart 5 % av sjöns vattenvolym och motsvarade en omsättningstid på drygt 5 år.

provtagningsdjupen görs för koncentrationen för att kunna beräkna mängden fosfor för varje djupnivå. För att säkert kunna beräkna internbelastningen behövs det månatlig provtagning från tiden för våromblandningen (som vanligtvis inträffar mellan mars och maj) till höstomblandningen (vanligtvis i perioden september–november). Provtagningarna utförs vid sjöns djuphåla.








Figur 3. Skiktad, dimiktisk sjö (vänster) och profildata för temperatur och TP (höger). Horisontella streckade linjer i sjön representerar gränser för termoklinen. Den vertikala streckade linjen i figuren till höger representerar bakgrund TP ($20 \mu\text{g P L}^{-1}$ i detta exempel) som subtraheras från alla TP-koncentrationer i profilen innan P-massan beräknas.





För polymiktiska sjöar med instabil skiktning behöver datainsamling göras enligt protokollet för helt omblandade och för dimiktiska sjöar. Beräkningen av internbelastningen görs utifrån en massbalans för fosfor precis som för en helt omblandad sjö. Dock med den skillnaden att ändringarna i mängden fosfor i sjön beräknas med hjälp av fosforprofilen i vattenpelaren, och inte enbart utifrån fosforhalten i ytvattnet. Internbelastningen beräknas som den maximala ökningen av mängden fosfor i sjön mellan den minsta mängden på våren och den största mängden vilken ofta är på sensommaren. Precis som för helt omblandade sjöar tas hänsyn till in- och utflöden av fosfor vid beräkningen.

Fosforomsättningen i helt omblandade sjöar och polymiktiska sjöar med instabil skiktning är ofta mycket dynamisk. I dessa fall kan provtagningar oftare än 1 gång per månad behövas. Detta löser dock inte alltid problemet eftersom det kan finnas perioder när internbelastning dominerar och mängden fosfor i vattnet ökar, och andra perioder när sedimentation av fosfor dominerar (negativ internbelastning) och mängden fosfor i vattnet minskar. I sådana sjöar behövs det oftast dynamisk modellering för att man ska kunna modellera och beräkna sedimentation (en sänka) och internbelastning (en källa) separat.

Tabell 3. Steg 2: bedömning av nivån på internbelastningen i grunda, helt omblandade sjöar. Internbelastningshastigheten (Li) avser bruttointernbelastning, dvs. sedimentationen är frändragen. Värdena representerar medianen för varje nivå.

| Nivå | Li mg P m ⁻² d ⁻¹ |
|--|--|
|  Mycket låg | 0,2 |
|  Låg | 0,4 |
|  Måttlig | 1,9 |
|  Hög | 4,9 |
|  Mycket hög | 9,1 |

Tabell 4. Steg 2: bedömning av nivån på internbelastningen i dimiktiska sjöar med stabil skiktning. Internbelastningshastigheten (Li) avser bruttointernbelastningen. Värdena representerar medianen för varje nivå.

| Nivå | Li mg P m ⁻² d ⁻¹ |
|--|--|
|  Mycket låg | 0,4 |
|  Låg | 2,0 |
|  Måttlig | 3,9 |
|  Hög | 10,6 |

Den beräknade genomsnittliga hastigheten på internbelastningen Li (uttryckt i mg P m⁻² d⁻¹) kan jämföras med hastigheterna i opåverkade sjöar för att göra en bedömning av risken att internbelastningshastigheten är förhöjd. Detta görs med hjälp av **Tabell 3** för omblandade sjöar och **Tabell 4** för dimiktiska sjöar. För att bedöma sjön används den högsta risknivån som överskreds under en säsong gällande Li. Om nivån på internbelastningshastigheten är måttligt förhöjd eller mer kan det finnas anledning att gå vidare med steg 3. I bedömningen om det finns skäl att gå vidare med steg 3 bör man även väga in den beräknade internbelastningens storlek (i kg P) i förhållande till den externa belastningen under samma period. Även vattenförekomstens ekologiska status med avseende på parametern näringsämnen bör vägas in. Om internbelastningen är stor men status är god eller högre (möjligt i starkt skiktade sjöar) kan steg 3 ändå övervägas om det finns risk för ökad belastning av fosfor på nedströms liggande vattenförekomster.

I enstaka fall kan man överväga att direkt gå från steg 2 till steg 4 (val av åtgärder). Det är till exempel inte alltid motiverat att bekosta en detaljerad undersökning av fosfordynamiken för mindre sjöar där åtgärdskostnaderna är relativt låga. Det förutsätter dock att resultaten från steg 2 tydligt visar att sjön är påverkad av förhöjd internbelastning som är betydande i förhållande till externa påverkanskällor och väsentligt bidrar till övergödningens problematiken i sjön. Sjön Lången (se **Figur 2**) kan betraktas som ett sådant exempel.

2.4 Steg 3 – modellering

Med hjälp av modellering kan fosfordynamiken i ett akvatiskt system undersökas mer i detalj och effekten av olika åtgärdsstrategier kan simuleras. Det innebär att en avvägning kan göras mellan nyttan av åtgärder mot extern belastning jämfört med åtgärder mot internbelastning. Simuleringsmodeller kan också användas för att bedöma varaktigheten av åtgärder

mot internbelastning. Med hjälp av modeller är det i princip också möjligt att simulera hur lång tid en naturlig återhämtning från förhöjd internbelastning kan förväntas ta.

En adekvat simuleringsmodell behöver användas för att på ett tillfredsställande sätt kunna undersöka hur en sjö eller ett kustområde kommer att svara på en åtgärd, eller hur olika åtgärder kan kombineras för att åstadkomma en önskvärd förbättring av vattenkvaliteten. Det är viktigt att den använda modellen bygger på massbalans och att den hanterar såväl externa flöden (inflöde och utflöde) som de interna flöden som visas i **Figur 1**. Modellen behöver också kunna hantera säsongsdynamik.

Kriterier för användbara simuleringsmodeller i Steg 3

- Bygger på massbalans
- Inkluderar samtliga flöden som anges i bild 1.1
- Inkluderar vattenomsättning i sjön och vattenutbyte mellan yt- och djupvatten
- Modellerar säsongsdynamik

Mer specifikt måste modellen hantera inflöden av fosfor till systemet via vattendrag och eventuella punktkällor. Den måste också ta hänsyn till hur stor vattenomsättningen (hydrologin) är under olika delar av året för att beräkna hur mycket fosfor som flödar ut ur systemet. Utöver detta behöver en rad interna processer som vattenutbyte mellan ytvatten och djupvatten, sedimentation, resuspension och läckage från sedimenten hanteras. Resuspension och läckage är de processer som brukar räknas som internbelastning och betydelsen av dessa processer beror på vad som händer med den fosfor som tillförs vattnet genom dem och hur stor tillförseln är i relation till övriga fosforflöden. För att simulera åtgärder mot internbelastning är det således av särskild betydelse att beräkning av resuspension och läckage finns med i modellen. Ett exempel på en modell som uppfyller dessa krav är LEEDS-modellen som använts för att simulera fosfordynamik och åtgärder i ett flertal svenska sjöar och kustområden.^{5,6,7} För att genomföra en sådan modellering krävs särskild expertis.

Det finns även mer omfattande simuleringsmodeller som explicit inkluderar biologiska processer som gör det möjligt att prognosticera parametrar som siktdjup och även växtplanktonpopulationer. Sådana modeller kan i enstaka fall vara motiverat att använda, om man till exempel misstänker ett mer komplext samband mellan fosforhalterna och viktiga biologiska parametrar än vad man i Vattenförvaltningen utgår ifrån. I denna handbok är fokus enbart på fosforhalter eftersom det finns ett nära samband mellan fosforhalterna i en sjö och förekomsten av viktiga grupper av växtplankton som bidrar till algblomning⁸.

Ett exempel på hur en modellstudie av åtgärder mot internbelastning kan göras kommer från sjön Hjälmararen. Där användes LEEDS-modellen för att utvärdera vilken effekt olika kombinationer av åtgärder skulle ge i sjöns fyra bassänger. Specifikt utvärderades förväntad minskning av

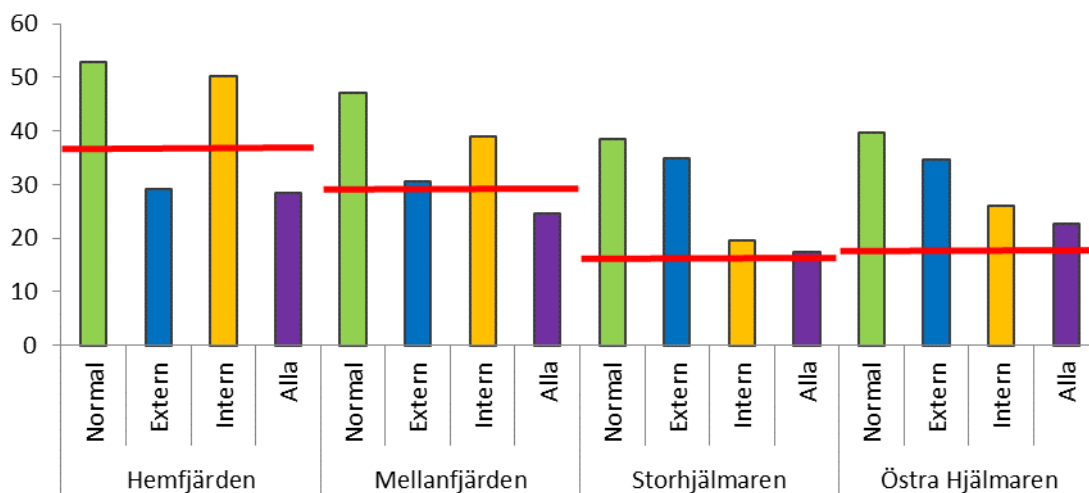
⁵ Malmaeus J.M. & Håkanson L., 2004. Development of a Lake Eutrophication model. *Ecological Modelling* 171, 35–63.

⁶ Malmaeus J.M., Karlsson O.M., Lindgren D. & Eklund J., 2008. The optimal size of dynamic phosphorus models for Baltic coastal areas. *Ecological Modelling* 216, 303–315.

⁷ Malmaeus M., 2021. Att modellera internbelastning av fosfor i sjöar. Nya rutiner i LEEDS-modellen. IVL Rapport C615.

⁸ Phillips G., Lyche-Solheim A., Skjelbred B., Mischke U., Drakare S., Free G., Järvinen M., de Hoyos C., Morabito G., Poikane S. & Carvalho L. (2012). A phytoplankton trophic index to assess the status of lakes for the Water Framework Directive. *Hydrobiologia* 704 (1): 75–95.

fosforhalten i sjöns ytvatten som ett årsmedelvärde givet 50 % minskad tillförsel från externa källor (vattendrag och punktkällor), 50 % minskad internbelastning i sjöns centrala bassäng (Storhjälmaren) samt en kombination av dessa två åtgärder (se **Figur 4**).



Figur 4. Modellerad halt av totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) i ytvatten (årsmedelvärde) i Hjälmarens fyra bassänger utan åtgärder (normal, grönt), med 50 % minskad extern tillförsel (extern, blått), med 50 % minskad internbelastning i Storhjälmaren (intern, orange) samt kombinerade åtgärder (alla, lila). I figuren visas också gränsen för god status i respektive bassäng (horisontell röd linje). Från Malmaeus & Karlsson (2015).⁹

En viktig observation är att sjöns fyra bassänger svarar helt olika på de testade åtgärderna. I två bassänger – Hemfjärden och Mellanfjärden – ger minskad extern belastning stor effekt på fosforhalten och skulle enligt modellen vara tillräckligt för att nå god status i dessa bassänger. I de två övriga bassängerna – Storhjälmaren och Östra Hjälmaren – är dock effekten av minskad extern belastning begränsad medan minskad internbelastning ser ut att ge stor effekt. Att effekten av minskad internbelastning enligt modellen är störst i Storhjälmaren är förväntat eftersom det är där åtgärden sätts in. Sammantaget visar denna modellering att utformningen av åtgärder har stor betydelse för resultatet och att varje system har unika förutsättningar, till och med inom en och samma sjö. Att utföra en dynamisk massbalansmodellering enligt de här beskrivna principerna är därför att rekommendera innan resurser läggs på att genomföra åtgärder. Mer utförlig information om modelleringen av Hjälmaren finns beskrivet i Malmaeus & Karlsson (2015).¹⁰

2.5 Steg 4 – val av åtgärder

2.5.1 Möjliga åtgärder

I detta kapitel beskriver vi översiktligt möjliga åtgärder mot internbelastning av fosfor. Åtgärderna är indelade i fyra kategorier: permanent fastläggning, bortförsel, biomanipulation samt syretillförsel och omblandning (**Tabell 5**). För detaljerad beskrivning av åtgärderna, se del II "Detaljerad beskrivning av åtgärder". Åtgärder som bedöms vara under utveckling nämns kort här men inkluderas inte i del II.

⁹ Malmaeus, M. & Karlsson, M. 2015 Fosfordynamik i Hjälmaren – resultat av simuleringar. Svenska Miljöinstitutet, IVL. Rapport C72. <https://www.ivl.se/publikationer/publikationer/fosfordynamik-i-hjalmaren.html>

Tabell 5. Olika metoder, antingen beprövade eller under utveckling, för att reducera effekter av internbelastning.

| Metod | Applikationer |
|------------------------|--|
| Permanent fastläggning | aluminiumfällning, tillförsel av lera med tillsatser av fosforbindande ämnen |
| Bortförsel | konventionell muddring, lågflödesmuddring, bottenvattenavtappning |
| Biomanipulation | Reduktionsfiske |
| Syretillförsel | omblandning, luftning |

2.5.1.1 Permanent fastläggning

Permanent fastläggning innebär att fosfor binds i sedimenten för att sedan begravas permanent. Detta kräver tillsats av fosforbindande ämnen som är effektiva både under de förhållanden som råder i vattenmassan och i sedimenten. Det innebär till exempel att de måste kunna binda fosfor oavsett om syre är tillgängligt eller inte.

2.5.1.1.1 Aluminiumfällning

Aluminiumfällning kan ske i vattenmassan (vattenbehandling) eller direkt i sedimentet (sedimentbehandling). Vid vattenbehandling fälls löst fosfor ut genom tillsats av en aluminiumsaltlösning i vattenmassan, vilket får ett aluminiummineral att bildas, följt av att mineralpartiklarna sedimenterar ut. Vid sedimentbehandling blandas aluminiumsaltlösningen med sjövattnet för att bilda aluminiummineralet och sedan injiceras mineralet direkt i sedimentet där det binder fosfor. Åtgärden minskar mängden fosfor som kan läcka till vattenmassan och därmed internbelastningen. pH i den ovannämnda sedimentytan behöver ligga inom intervallet 6–8,5 för att undvika toxiska effekter av aluminium på biota.

Fastläggning av fosfor med hjälp av aluminium är en väldokumenterad metod för behandling av insjöar.¹⁰ Behandlingen av Björnöfjärden 2012–2013 i Värmdö kommun var första gången som åtgärden prövades i bräckt vatten.¹¹

2.5.1.1.2 Fosforbindande ämnen i bentonitlera

Lera med tillsatser av fosforbindande ämnen som aluminium eller lantan tillsätts genom spridning i vattenmassan. Leran sjunker genom vattnet och läckagebenägen fosfor binds permanent i sedimentet. Fullskaliga försök med en blandning av bentonitlera och lantan (Phoslock) utfördes första gången 2001^{12,13} och sedan dess har fler försök utförts, främst utomlands, i sjöar och på laboratorier med lantan, aluminium och kalcium i olika leror.

¹⁰ Agstam-Norling, O., Lannergård, E.E., Rydin, E., Futter, M.N. & Huser, B.J., 2021. A 25-year retrospective analysis of factors influencing success of aluminum treatment for lake restoration, *Water Research* 200: 117267.

¹¹ Rydin, E. & Kumblad, L., 2019. Capturing past eutrophication in coastal sediments – towards water-quality goals, *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 221: 184–188.

¹² Robb M., Greenop B., Goss Z., Douglas G. & Adeney J., 2003. Application of Phoslock™, an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings, *Hydrobiologia* 494: 237–243.

¹³ Zeller, M.A. & Alperin, M. J., 2021. The efficacy of Phoslock™ in reducing internal phosphate loading varies with bottom water oxygenation. *Water Research* 11: 100095.

2.5.1.1.3 Övrigt

Metoder som är under utveckling inkluderar reaktiva filtermaterial som framställs av bergarten opoka som består av kalciumkarbonat och kisel (Polonite). Opoka har stor porositet och därmed yta där sorption kan ske och inbindningen av fosfor är långvarig.¹⁴

Ett annat material som kan användas består av granulerad modifierad zeolit, vilket förekommer naturligt som mineral av aluminiumsilikater men också kan framställas syntetiskt. Materialet är poröst och har därför en stor reaktiv ytareal. Det finns även zeolit som har modifierats med aluminiumsalt för att förstärka kapaciteten att fälla fosfor. Granulatet har visats kunna fasthålla både kväve och fosfor men behöver studeras i fullskaliga experiment innan dess potential som restaureringsmetod kan utvärderas.¹⁵

Märgelbehandling är en annan metod som används. Den går ut på att förstärka fastläggningen av fosfor i sediment genom att tillföra märgel (kalkrik lera) som adsorberar fosfat. Märgel är en partikulär restprodukt från utvinning av kalksten och innehåller stora mängder kalciumkarbonat. Granulat av märgel kan släppas i vattnet och på väg ned mot botten fastläggs löst fosfat genom adsorption på märgelpartiklarnas yta. Laboratorie- och pilotstudier har visat att adsorption av fosfor till märgel kan ske även vid låga temperaturer och syrefattiga förhållanden.¹⁶

2.5.1.2 Bortförsel av fosfor

Med bortförsel menas att fosfor avlägsnas direkt från vattenförekomsten. Det kan antingen ske genom att fosforrikt vatten tappas av sjön eller genom att man muddrar fosforrikt sediment.

2.5.1.2.1 Hypolimnionavtappning

Hypolimnionavtappning innebär att uttag görs av djupvatten som innehåller höga koncentrationer av fosfor. Metoden är bäst lämpad för skiktade sjöar och kan vara ett relativt billigt 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, framför allt i Centraleuropa.^{17,18}

2.5.1.2.2 Muddring

Muddring innebär att bottenmaterial i ett vattenområde tas bort. Det finns olika anledningar till att muddra. Det kan t.ex. gälla att säkra funktionen för en befintlig eller planerad vattenanläggning, genomföra en ny verksamhet, ta bort näringsrika sediment eller återställa naturvärden. Åtgärden beskrivs endast kortfattat i denna vägledning, eftersom detaljerade förutsättningar för muddring

¹⁴ Renman, G., Renman, A. & Gustafsson, J. P., 2013. Reaktiva sorbent för fastläggning av fosfor i Östersjöns botten. BalticSea2020

¹⁵ Zamparas, M. & Zacharias, I., 2014. Restoration of eutrophic freshwater by managing internal nutrient loads. A review. Science of the Total Environment, 496: 551–562.

¹⁶ Blomqvist, S. & Björkman, E., 2014. Permanent inaktivering av fosfor i Östersjöns bottensediment. Forskningsrapport till BalticSea2020. Sammanställning av resultat framtagna juni 2012 till september 2013. Institutionen för ekologi, miljö och botanik Stockholms universitet.

¹⁷ G. K. Nürnberg, 2007. Lake responses to long-term hypolimnetic withdrawal. Lake and Reservoir Management, 388–409.

¹⁸ Nürnberg, G.K., 2020. Hypolimnetic withdrawal as a lake restoration technique: determination of feasibility and continued benefits. Hydrobiologia, vol. 847: 4487–4501.

avhandlas i Havs- och vattenmyndighetens vägledning om muddring och hantering av muddermassor.¹⁹

Lågflödesmuddring av sjöbottensediment är en åtgärd under utveckling som testas i några restaureringsprojekt i olika sjöar i Sverige.^{20,21,22} Metoden är en skonsammare form av muddring som går ut på att ytsediment försiktigt sugts upp i slangar för att minimera partikelspridning. En utmaning med metoden är hantering av slammet som har en hög vattenhalt. Efter utförd muddring måste det avlägsnade näringsrika sedimentet tas om hand. Returvattnet måste också behandlas för att avlägsna fosfor och eventuella föroreningar. Om sedimentet inte innehåller för höga halter av miljögifter kan näringsämnen återanvändas som bland annat gödningsmedel till jord- och skogsbruk. Det är att föredra att sedimentet tas omhand lokalt då detta minimerar transporter och belastning på miljön.

2.5.1.3 *Biomanipulation och reduktionsfiske*

Med biomanipulation menas att man medvetet försöker förändra ekosystemets struktur genom selektivt minska eller öka antalet individer inom vissa artgrupper. På detta sätt kan man ibland uppnå önskade förändringar i ekosystemet som är utöver de som uppstår som en direkt effekt av de lägre fosforhalter i vattnet som har åstadkommit genom åtgärden. I jämförelsen mellan åtgärder i **Tabell 7** nedan har hänsyn inte tagits till denna effekt av biomanipulation.

Biomanipulation som direkt åtgärd mot internbelastning är vanligtvis lika med reduktionsfiske. Reduktionsfiske genomförs för att öka predationstrycket på växtplankton genom uttag av djurplanktonätande fiskar och för att minska frigörelse av fosfor från sedimentet. Reduktionsfisket bidrar även i sig till en betydande bortförsel av fosfor från systemet. Metoden är en vanlig åtgärd i övergödda grunda sjöar.²³ 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 mobil fosfor från sedimentet kan frigöras till vattenmassan.²⁴ Fisket riktas vanligtvis mot så kallad vitfisk, dvs. karpfiskar som mört och braxen.

2.5.1.4 *Syretillförsel och omblandning*

Som namnen antyder syftar syretillförsel och omblandning till att på olika sätt öka syresättningen i de delar av vattenmassan som riskerar att drabbas av syrebrist. En av de önskade effekterna med dessa metoder är att fosforläckaget från sedimenten begränsas eftersom fosfor kan bindas av järn i sedimenten under syresatta förhållanden.

¹⁹ Havs- och vattenmyndigheten, 2018. Muddring och hantering av muddermassor – vägledning och kunskapsunderlag för tillämpningen (Rapportnummer 2018:19). Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.

²⁰ Jönköpings kommun, "Restaurering av Barnarpasjön", 2014. [Online]. Available: <https://www.jonkoping.se/trafikstadsplanering/naturvardochparksksktsel/vattenochvatmarker/overgodningavsjoarochvattendrag/barnarpasjonovergodning/restaureringavbarnarpasjon/>. [Använd 2022-08-04.]

²¹ Lindell, M., Carlsson, F., & Ekström, M., 2022. Återföring av näringsrika ytsediment till produktionsmark – erfarenheter av muddring, pelletsproduktion samt testodling. Länsstyrelsen i Jönköpings län, Meddelande 2022:09.

²² Herbertsson, J. Lågflödesmuddring i sjön Öljaren [Online]. Available: <https://www.richwaters.se/vara-projekt/lagflodesmuddring-oljaren/>. [Använd 2023-01-23.]

²³ Bernes, C., Carpenter, S. R., Gårdmark, A., Larsson, P., Persson, L., Skov, C., Speed, J. D. M. & Van Donk, E., 2015. What is the influence of a reduction of planktivorous and benthivorous fish on water quality in temperate eutrophic lakes? *Environmental Evidence* 4:13.

²⁴ Søndergaard, M., Jensen, J. P. & Jeppesen, E., 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorous in shallow lakes", *Hydrobiologica*, 506: 135–145.

2.5.1.4.1 Omblandning i sjöar

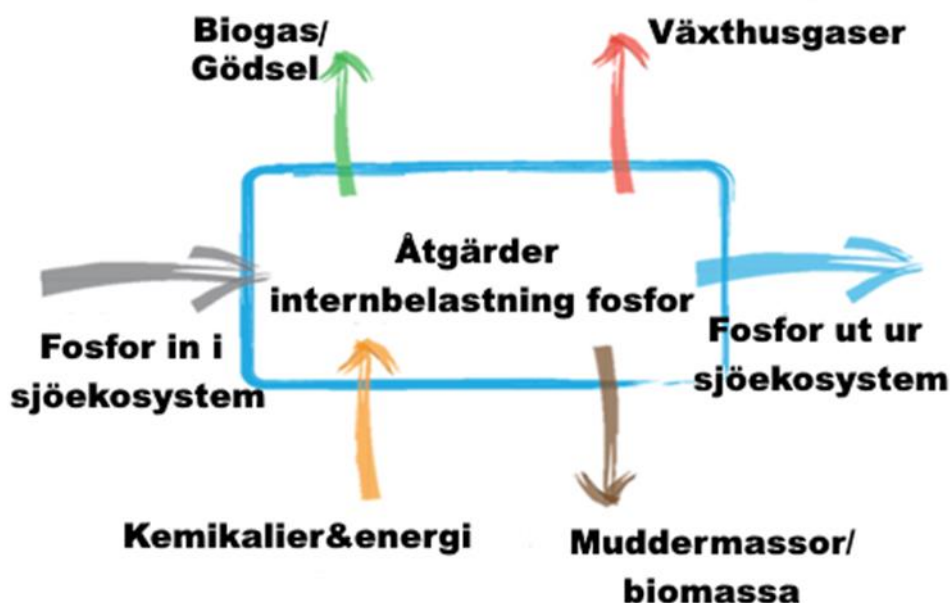
Metoden går ut på att omblanda vattenpelaren för att få syresatt vatten genom hela sjön och därmed få högre syrgaskoncentration i bottenvattnet. Detta syftar till att öka fasthållningen av fosfor i sedimenten. Omblandningen kan dock orsaka ökad primärproduktion av växtplankton och det saknas framgångsrika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

2.5.1.4.2 Syrgassättning och luftning av hypolimnion

Metoden att tillföra syre till syrefattigt bottenvattnet har använts i sjöar sedan mitten av 1900-talet. Syftet med åtgärden är att syresätta bottenvattnet så att botten ges tillgång till syre och därmed kan binda fosfor vid sedimentytan. Åtgärden utförs genom att man på olika sätt låter bottenvattnet komma i kontakt med syrgas eller luft.

2.5.2 Miljöpåverkan av åtgärder

Med livscykelanalyser (LCA) kan effektiviteten i åtgärder mot interngödning utvärderas. Man tittar då på deras sammanvägda miljöpåverkan och tar här hänsyn inte bara till åtgärdernas positiva verkan att mildra övergödningssymptom utan även deras potentiellt negativa miljöpåverkan, exempelvis i form av koldioxidutsläpp (**Figur 5**).



Figur 5. Konceptuell bild av flöden som kan beaktas i en LCA över åtgärder mot internbelastning.

LCA är i grunden en metod för att ur ett helhetsperspektiv belysa och bedöma miljöaspekter och potentiella miljöeffekter förknippade med en produkt eller ett system (ISO 14040:2006 och 14044:2006). Bedömning görs genom att man identifierar och sammanställer relevanta in- och utflöden för systemet, utvärderar potentiella miljöeffekter som är förknippade med dessa flöden samt tolkar resultaten. En fullständig LCA omfattar hela livscykeln hos det studerade systemet, från utvinning av råvaror, förädling av råvaror och energi, tillverkningsprocesser, transporter, användning och återvinning till slutlig kvittblivning. De allmänna kategorierna av miljöeffekter som normalt beaktas är resursanvändning, mänsklig hälsa och ekologiska konsekvenser.

I en förenklad LCA som utförts vid IVL Svenska Miljöinstitutet har fokus legat på att jämföra klimatpåverkan mellan olika åtgärder mot internbelastning. I **Tabell 6** redovisas några olika åtgärder och vilka huvudsakliga processer inom deras livscykel som ger upphov till koldioxidemissioner. Bakomliggande antaganden och resultaten på en mer detaljerad nivå redovisas i **bilaga 6** "Koldioxidavtryck av olika åtgärder".

Tabell 6. Några åtgärder mot internbelastning, deras huvudsakliga orsaker till koldioxidemissioner och utsläppens storlek per kg avskild fosfor (kg CO₂-ekv./ kg P). Se bilaga 6 "Koldioxidavtryck av olika åtgärder" för detaljer hur emissionen för varje åtgärd är beräknat.

| Åtgärd | Orsak till koldioxidemissioner | Storleksordning emission (kg CO ₂ -ekv./kg avskild mobil fosfor) |
|------------------------|--|---|
| Aluminiumfällning | Tillverkning, transporter och spridning av fällningslösningar | 60 |
| Konventionell muddring | Upptagning, transport, avvattning och kvittblivning av muddermassor | 25 |
| Lågflödesmuddring | Som ovan för konventionell muddring fast i mindre omfattning | 12 |
| Reduktionsfiske | Är snarare en potentiell sänka för koldioxid om fångsten kan utnyttjas som energi, djurfoder eller livsmedel | -24 |

Det är givetvis svårt att dra generella slutsatser om vilket koldioxidavtryck olika åtgärder ger upphov till eftersom detta påverkas av de platsspecifika förhållandena i de områden åtgärderna genomförs. De nivåer som presenteras i **Tabell 6** ska därför inte användas bokstavligen som underlag vid beslut om åtgärdsstrategi. De illustrerar emellertid en viktig princip; olika åtgärder kan för samma mängd avskild fosfor ge upphov till högst varierande mängder utsläpp av växthusgaser. Genom att minska övergödningen kan genomförandet av en åtgärd i sig också minska utsläpp av växthusgaser från en sjö. Det saknas dock uppgifter för att kunna kvantifiera detta och för om det skiljer mellan olika typer av åtgärd. Det kan därför vara klokt att i det enskilda fallet, som underlag för val av åtgärdsstrategi, genomföra en förenklad LCA där koldioxidavtrycket och annan potentiell miljöpåverkan från de åtgärder som övervägs jämförs.

2.5.3 Sociala och ekonomiska aspekter av åtgärdsarbete

2.5.3.1 Sociala och ekonomiska effekter

En viktig aspekt att lyfta fram är de möjliga sociala och ekonomiska effekterna av vattenvårdsprojekt som åtgärder mot internbelastning. Genom att identifiera dessa effekter kan man generellt skapa större förståelse, acceptans och motivation för relativt kostsamma åtgärder. Direkta ekonomiska effekter kan vara besparingar, ökad sysselsättning och nya affärsmöjligheter. Det finns även möjliga samhällsekonomiska effekter genom sociala förbättringar, som ökat välmående.

Inom LIFE IP Rich Waters har de sociala och ekonomiska effekterna av en aluminiumbehandling i sjön Norrviken utvärderats.²⁵ Utvärderingen visar att behandlingen har gett Sollentuna och Upplands Väsby kommuner förutsättningar att belysa miljöengagemang och handlingskraft och en möjlighet att kommunicera om vattenvårdsarbetet i ett bredare perspektiv. Invånarnas kunskap om och engagemang för sjön har ökat. Projektet gjorde en enkät där de frågade medborgare om de upplever någon skillnad i vattenkvalitet. Många svarar att det är klarare och bättre kvalitet än på väldigt länge. Det klarare vattnet upplevs mer attraktivt och sjöns värde för rekreation och bad har därmed ökat.

Enstaka åtgärder för sjöar och vattendrag kan verka kostnadsintensiva, men att förbättra vattenkvaliteten, särskilt i rekreativa sjöar nära tätbebyggda områden, kan ge stora samhällsekonomiska värden. En värderingsstudie som gjordes i Stockholm, visade att de samhällsekonomiska nyttorna av att uppnå god vattenstatus i samtliga vattendrag i kommunen skattades till 2,5–2,8 miljarder kronor, medan kostnaderna för åtgärderna som krävdes för att nå dit skattades till ca 1 miljard kronor.²⁶ Det är svårt att göra en värdeöverföring (använda ett resultat för ett visst område för att göra en skattning i ett annat område) till Norrviken baserat på studien. Men från studien vet vi att sjöar som används för bad och rekreation ofta renderar höga värden beträffande samhällsekonomiska nyttor för förbättring av vattenkvaliteten. Därför är det troligt att värdet av att förbättra vattenkvaliteten i Norrviken också bör skattas relativt högt.

2.5.3.2 Åtgärdernas kostnad

Kostnaderna för att genomföra åtgärder mot interngödning varierar naturligtvis från fall till fall och även kontinuerligt över tid i takt med att olika tekniker utvecklas. I **Tabell 7** ges några schablonmässiga kostnader baserat på kalkyler som redovisats i tidigare studier^{27,28}, i något fall kompletterat med nya uppgifter. Kostnaderna är uttryckta per kg fosfor bortförd från systemet som ett resultat av åtgärden.

²⁵ Franzén, F. & Svensson, M., 2022. Utvärdering av sociala och ekonomiska effekter av Rich Waters delprojekt. Publicerad digitalt på <https://www.richwaters.se/utvardering-av-sociala-och-ekonomiska-effekter-av-rich-waters-delprojekt/>

²⁶ Soutukorva, Å., Wallström, J., Ivarsson M. & Wallentin, E., 2017. Värdering av vattenförekomster i Stockholm. Anthesis Enveco AB, rapport 2017:5.

²⁷ Karlsson, M., Malmaeus, M., Baresel, C., Sivard, Å., Ericsson, T. & Grahn, O., 2012. Kostnadseffektivitet i åtgärder mot övergödning – Fallstudie Gävle fjärdar, IVL-rapport B2078.

²⁸ Karlsson, M., Malmaeus, M. & Rydin E., 2019. Åtgärder mot internbelastning av fosfor i Hjälmararen – kostnader, nytta och konsekvenser. IVL-rapport C381.

Tabell 7. Ungefärliga kostnader per kg avskild fosfor med olika åtgärder mot internbelastning.

| Åtgärd | Kostnad (kr/kg avskild P) |
|------------------------|---------------------------|
| Aluminiumfällning | 400–700 |
| Konventionell muddring | 1 000* |
| Reduktionsfiske | 750**–2 000 |
| Lågflödesmuddring | 70 000–80 000*** |

* Under förutsättning att sedimenten inte är påtagligt kontaminerade av miljöfarliga ämnen som kräver särskild omhändertagning. **Personlig kommunikation Klara Vatten *** Personlig kommunikation Måns Lindell, Länsstyrelsen i Jönköping.

2.5.3.3 Möjligheter till finansiering – LOVA-bidrag

När det gäller internbelastning av fosfor kan det vara omöjligt att identifiera och avgöra vem som är ansvarig för att vidta åtgärder mot den uppkomna skadan. Frivilliga åtgärder mot internbelastning kan finansieras med statliga bidrag, och då kan medel företrädesvis sökas från de årligt återkommande LOVA-bidragen eller via särskilda riktade utlysningar.

LOVA-bidragets syfte är att bidra till att uppnå de miljökvalitetsmål som fastställts för vattenmiljön, vilket inkluderar åtgärder mot övergödning och internbelastning. Bidraget kan sökas hos länsstyrelsen och går framför allt till kommuner, föreningar och andra sammanslutningar. LOVA-bidraget regleras genom förordning (2009:381) om statligt stöd till lokala vattenvårdsprojekt. Havs- och vattenmyndigheten har bemyndigande att meddela närmare föreskrifter om bland annat stödberättigade åtgärder och vad som krävs av en ansökan.²⁹ För ytterligare information, se www.havochvatten.se.

Förordningen medger finansiering av internbelastningsåtgärder med upp till 90 %. För åtgärder som avser att minska internbelastningen av fosfor kan stöd exempelvis ges till

- permanent fastläggning av fosfor i sediment, till exempel genom tillsats av fosforbindande ämne, såsom aluminiumklorid
- bortförel av fosfor från sediment, inklusive hypolimnionavtappning
- syresättning av anoxiskt bottenvatten för att stimulera naturlig fastläggning av fosfor, till exempel genom pumpning av syrerikt ytvatten ned till botten
- reduktionsfiske som utförs med avsikt att minska internbelastning av fosfor
- andra åtgärder som resulterar i minskning av fosforläckage från sediment.

Stöd kan även ges till framtagande av planer, information, uppföljning eller utvärdering. Det kan exempelvis gälla följande:

- analyser av de bakomliggande källorna till internbelastningsproblematiken och uppskattning och beskrivning av åtgärder som vidtas för att reducera dessa belastningar
- framtagande av en plan för långsiktig uppföljning (flera år) av en åtgärd och hur data om det ska tillgängliggöras
- nödvändig åtgärdsutredning, t.ex. insamling av vattenkemiska mätdata för att uppskatta storleken på både den interna och den externa belastningen.

²⁹ 15 § Förordning (2009:381) om statligt stöd till lokala vattenvårdsprojekt. Regeringskansliet, Klimat- och näringslivsdepartementet.

LOVA-bidrag kan inte beviljas för åtgärder som följer av skyldighet i lag eller annan författning eller för kostnader som täcks med stöd enligt någon annan författning. Bidrag kan inte heller medges för åtgärder som har påbörjats innan länsstyrelsen har beslutat att ge stöd.

2.5.3.4 Särskilda satsningar

Havs- och vattenmyndigheten kan i vissa fall genomföra *särskilda satsningar* och riktade utlysningar inom prioriterade ämnesområden. Offentliga aktörer och ideella organisationer kan söka sådana bidrag. När särskilda utlysningar genomförs finns information om dessa på Havs- och vattenmyndighetens webbsida: www.havochvatten.se/anslag-bidrag-och-utlysningar.

2.5.4 Sammanfattning av åtgärderna

I **Tabell 8** ges slutligen en sammanvägd bedömning av några olika åtgärders tillämpbarhet, kostnader och koldioxidavtryck på en relativ skala.

Tabell 8. Sammanställning av olika åtgärders applicerbarhet, nackdelar/osäkerheter, potentiella positiva bieffekter, kostnader och koldioxidavtryck på en relativ skala.

| Åtgärd | Applicerbarhet | Nackdelar/osäkerheter | Potentiella positiva bieffekter | Kostnad | Koldioxidavtryck |
|-------------------------------|--------------------------------------|--|---|---------|------------------|
| Aluminium-fällning | Generell, väl testad | Energi- och resurskrävande | | Låg | Stort |
| Konventionell muddring | Mindre områden | Energi- och resurskrävande | | Medel | Stort |
| Lågflödesmuddring | Under utveckling | | Nyttjande av näring på åker-/skogsmark | Hög | Medel |
| Hypolimnion-avtappning | Skiktade vattenmassor | Eventuell flytt av problem nedströms | Nyttjande av näring på närliggande åker-/skogsmark | | |
| Syretillförsel | Områden med syrgasbrist | Behöver pågå under lång tid | Gynnsam för högre djurliv | Låg | Medel |
| Reduktions-fiske | Områden med höga tätheter av vitfisk | Eventuellt borttagande av födoresurs för rovfisk | Gynnsam för sjöns flora och fauna (biomanipulation), tillvaratagande av födo-/foderresurs | Medel | Litet |

Del II. Detaljerad beskrivning av åtgärder

Författare

Robert Almstrand, Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg

Brian Huser, SLU, Uppsala

Magnus Karlsson, IVL, Stockholm

Avgränsning

Handbokens del II omfattar åtgärder i insjöar för att motverka läckage av fosfor från sediment samt för direkt bortförsl av sediment och näringsrikt bottenvatten. Den omfattar inte åtgärder i kust och hav.

Handbokens del II är inte avsedd att användas som en manual för att genomföra åtgärder. Den ska betraktas som ett stöd vid bedömning om en internbelastningsåtgärd kan vara aktuell samt informera om olika åtgärdsteknikers för- och nackdelar. I varje enskilt fall behöver dock en noggrann analys göras där möjliga åtgärder ställs mot varandra utifrån platsspecifika förhållanden.

Innehållsförteckning del II

| | | |
|---|--|----|
| 1 | Aluminiumfällning | 28 |
| 2 | Lera med tillsatser av fosforbindande ämnen..... | 33 |
| 3 | Bottenvattenavtappning | 35 |
| 4 | Muddring | 38 |
| 5 | Reduktionsfiske (biomanipulation)..... | 41 |
| 6 | Omblandning..... | 44 |
| 7 | Syresättning | 46 |
| 8 | Referenser..... | 49 |

1 Aluminiumfällning

Aluminiumfällning innebär att löst fosfor fälls ut genom att man tillsätter en aluminiumsaltlösning i vattenmassan (vattenbehandling) eller injicerar den i sedimentet (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.

Metodbeskrivning

Aluminiumfällning av fosfor kan genomföras på två sätt. Antingen sprids en aluminiumsaltlösning i vattenmassan eller så blandas lösningen med sjövattnet och harvas in 10–15 cm ner i sedimentet [1]. När aluminiumsalt tillsätts i vattnet bildas ett aluminiummineral med den lösta fosfor i vattnet, vilket genom flockulering gör att de bildade partiklarna sedimenterar ut från vattenmassan. Erfarenheter tyder på att även andra ämnen såsom olika metaller kan fällas ut av den tillsatta aluminiumsaltlösningen. Efter den påföljande sedimentationen kan även ytterligare fosfor från botten bindas.

Om aluminiummineralet i stället injiceras direkt i sedimentet kommer det i direkt kontakt med högre koncentrationer av fosfor. Det aluminiummineral som då bildas stannar sedan i sedimentet oavsett vilken metod som används. De största fördelarna med sedimentbehandling är att doseringen har högre precision än vid vattenbehandling och att bindningseffektiviteten kan förbättras. Doseringen kan här anpassas utifrån hur mycket läckagebenägen fosfor som finns i sedimenten och ändras mellan olika bottenområden. Kostnaden är dock 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 avrinningsområdet är i förhållande till sjöns area samt sjöns morfologi och morfometri [2, 3].

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

Lokalisering

Aluminiumbehandlingar i djupa stratifierade sjöar har generellt lyckats bättre än i grunda sjöar med låg buffertkapacitet, men undantag finns. Lyckade sedimentbehandlingar har till exempel genomförts även i grunda oskiktade sjöar [1]. Stora förekomster av bottenlevande fiskarter (t.ex. karpfiskar) ökar mängden tillgänglig läckagebenägen fosfor och då måste sedimentblandningsdjupet utökas [9]. Det beror på att fiskarna bioturberar, dvs. rör upp sediment, när de gräver efter föda i bottenarna [9, 10]. Även aluminiumdoseringen kan behöva anpassas efter detta.

Lösligheten av aluminium i vatten är pH-beroende och pH-värdet bör ligga mellan 6 och 7 för att maximera inbindningen av fosfor och minimera de risker som är förknippade med förhöjda aluminiumhalter i vattenmiljön. I vatten där pH ligger mellan 6 och 8,5 bedöms riskerna för bottenfauna, plankton och fisk vanligtvis som små [11]. Det beror på att aluminium i detta pH-intervall har låg löslighet eller är bundet till organiskt material, vilket innebär att aluminiumet har låg reaktivitet och därmed även låg biotillgänglighet. Utanför detta pH-intervall ökar riskerna kopplade till aluminiumtoxiciteten drastiskt (se avsnitt "Nackdelar och risker" nedan). Notera att åtgärden kan vara olämplig även om pH ligger inom lämpligt intervall, till exempel i känsligare vattenmiljöer med låg buffertkapacitet [12].

Tidpunkt

Lämplig tidpunkt för behandling kan variera utifrån platsspecifika förutsättningar och bör därför utredas i varje enskilt fall. Behandlingen bör dock planeras så att man undviker resuspension och transport av det flockulerade materialet. Oftast undviker man sommaren om behandlingen ska ske i vattenmassan, detta på grund av att alger i vattnet kan störa fällningen av mineralet. I skiktade sjöar kan sommaren, dvs. innan höstomblandningen, vara en lämplig period för sedimentbehandling. Inför behandlingen av Växjösjön och Södra Bergundasjön konstaterades dock att hösten kunde vara den lämpligaste tidpunkten på grund av att de lokala vattenkemiska förutsättningarna är goda då, samtidigt som det är lägre risk för naturvärdesskador [13].

Nackdelar och risker

Eftersom aluminiumfällning har använts under lång tid, har tekniken varit föremål för omfattande undersökningar. Även riskerna med metoden är därför att betrakta som välstuderade. Riskerna med aluminiumfällning är främst förknippade med lösligheten av toxiska former av aluminium vid sura (pH <6) och basiska (pH >8,5) förhållanden. Aluminiumförgiftning av fisk och bottenfauna är en av de allvarligaste effekterna av försurning av vattenmiljön.

För sjöar med låg buffertkapacitet har tillsats av aluminium till vattenmassan lett till oönskade förändringar i pH, eftersom vätejoner frigörs när aluminium hydrolyseras i vattnet under bildning av aluminiummineralet. Detta kan man undvika genom en dosering som tar hänsyn till vattnets alkalinitet [14]. Man kan även till viss del undvika oönskade förändringar i pH genom att använda buffrande former av aluminium, dela upp dosen i flera givor som ges vid olika tillfällen eller så kan man tillsätta kalk (t.ex. kalkstensmjöl) innan behandling.

De ekologiska riskerna med korrekt utförd aluminiumfällning har alltså bedömts som små i ett pH-intervall mellan 6 och 8,5, men trots det pekar vissa studier på möjliga biologiska effekter vid

aluminiumfällning även vid circumneutralt pH. Kontinuerlig exponering av aluminium har visat sig ha större negativ effekt än enstaka behandlingar [11].

Lösligheten av aluminium ökar med minskat pH (<6). Lösta aluminiumjoner kan sedan falla ut i miljöer där pH är högre än i omgivande vatten, t.ex. på fiskgälar. Detta medför att fisken får försämrade syreupptagningsförmåga och att jonbalansen i blodet påverkas negativt [15]. Aluminiumförgiftning av fisk och bottenfauna anses vara en av de allvarligaste konsekvenserna vid försurning av vattenmiljön. Det är dock osannolikt att risken för aluminiumförgiftning är större i aluminiumbehandlade sjöar så länge man undviker behandling av försurningskänsliga sjöar med låg alkalinitet. I sjöar med tillräckligt hög alkalinitet bibehåller naturliga buffringsprocesser ett betydligt högre pH i sedimentet jämfört med i vattenmassan och sedimentytan [16]. Ett antal år efter behandling är det utfällda aluminiumet också begravt i sedimentet och inte mer känsligt för effekterna av försurning än det aluminium som redan naturligt fanns i sedimentet.

Vid högt pH (>8,5) bildas aluminat ($\text{Al}(\text{OH})_4^-$). Aluminat har tidigare inte ansetts vara toxiskt men erfarenheter från Vedsted Sø i Danmark och efterföljande laboratorieförsök har visat att aluminat är toxiskt i vatten med låg buffertkapacitet [12]. Dessutom visar studier [17] att vid pH 8 eller högre påverkas stabiliteten av bindningen mellan aluminium och fosfor negativt och åtgärden blir mindre effektiv. Förhöjda pH-värden i en sjö uppkommer framför allt när koldioxid tas upp i stor mängd av växtplankton (fotosyntesen), oftast till följd av övergödning. I grunda (polymiktiska) och kraftigt övergödda sjöar och vikar kan pH bli mycket högt (pH >9). Om det föreligger risk för att sådana förhållanden uppstår är det lämpligare att genomföra behandlingen vid en tidpunkt när förhållandena är mer gynnsamma [18] eller att använda sig av en annan åtgärd. I djupare sjöar kan dock pH vara betydligt lägre i bottenvattnet och sedimentbehandling skulle då kunna vara ett alternativ även om pH >8,5 i ytvattnet.

Under behandlingen kommer biota att exponeras för förhöjda halter av aluminium. Generellt är ägg och larver, dvs. yngre livsstadier, mer känsliga än vuxna individer, främst på grund av att de inte kan förflytta sig från det exponerade området. Graden av exponering och påverkan beror på vilken aluminiumfällningsmetod man väljer men varierar även mellan olika arter. Till exempel kunde en studie över halten ackumulerat aluminium i fiskgälar efter en aluminiumfällning i hypolimnion [19] inte påvisa förhöjda halter hos mört, braxen eller silverkarp. Däremot observerades förhöjda halter av aluminium på gälarna hos abborre. I en jämförelse av känsligheten för aluminium mellan skandinaviska fiskarter konstaterades att lax, mört och elritsa var de tre känsligaste arterna, följt av abborre, harr, öring och fjällröding [20].

I Björnöfjärden, där aluminium injicerades direkt i sedimentet, 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.

En annan aspekt att ta hänsyn till är att sedimentbehandling kan störa sedimenten och leda till att föroreningar frigörs. Det är därför viktigt att innan behandling veta om sådana föroreningar föreligger, eftersom det kan påverka hur åtgärden genomförs.

Slutligen ska sägas att framställningen av den aluminiumlösning som används vid fällning är energikrävande eftersom råvaran måste brytas. I dag 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 [24].

Kombinationsmöjligheter

Vid massförekomst av bentiska fiskarter som braxen kan metoden vara lämplig att kombinera med reduktionsfiske för att reducera bioturbationen av sedimentmaterial [9, 25]. En sådan kombination skulle 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 visade sig ha stor effekt på åtgärdens resultat. Metoden har också bedömts vara kostnadseffektiv [3, 26, 27, 28].

Långsjön (Stockholm), som är grund och oskiktad, behandlades med polyaluminiumklorid 2006 vilket minskade fosforkoncentrationen i vattenmassan markant [1, 29]. Aluminiumdoseringen till Långsjön baserades på det mobila fosforinnehållet i sedimenten. På senare år har dock en försämring skett i form av minskat siktdjup samt ökning av totalfosfor och klorofyllhalt, troligtvis på grund av fortsatt hög belastning från externa källor. Nära Långsjön ligger sjön Flaten som behandlades redan 2000. Här finns inga tecken på försämring när det gäller fosforhalter i botten- eller ytvattnet [1, 30]. Externbelastningen är låg, vilket troligtvis förklarar skillnaden i åtgärdens livslängd jämfört med Långsjön. Dessa två sjöar är ett bra exempel på att den externa fosfortillförseln måste reduceras tillräckligt för att internbelastningsåtgärder 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 [31], (Dom M2666-16). Man fick tillstånd att sprida totalt 60 ton aluminium (maximalt 36 ton per behandlingstillfälle) 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 följande:

- Fällningselementet, polyaluminiumklorid, ska innehålla så låga halter av oönskade spårämnen att det är godkänt 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 för utökad kontroll som kan behövas.

- Alkaliniteten måste vara >0,2 mekv/L.
- Till skydd för fågellivet får spridning av aluminium inte ske inom särskilda skyddsområden och tidsintervall.

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

Brackvatten – Sedimentinjektion av aluminium har även genomförts (2012 och 2013) i brackvattenmiljö i Björnöfjärden, Värmdö kommun [32, 33]. Björnöfjärden har ett begränsat vattenutbyte på grund av en trång mynning mot skärgården. Totalt injicerades 36 ton aluminium (50 g Al/ m²) i 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, med god status avseende totalfosfor, klorofyll och siktdjup [34]. Bottenvattnet var dock fortfarande syrgasfattigt ett par år efter behandlingen pga. en syreskuld efter tidigare års höga planktondeposition. Efter minskad deposition av organiskt material förväntas dock syreförbrukningen avta [32]. I bottenvattnet minskade fosforkoncentrationen med 90 %, vilket tyder på en positiv åtgärdseffekt där sedimenten binder fosfor trots de syrefattiga förhållandena vid botten [33, 35].

Kostnaden för åtgärden varierar beroende på hur mycket fosfor som behöver fastläggas, sjöns storlek samt om man genomför vattenbehandling eller sedimentbehandling [81]. I Vattenmyndigheternas rapport om åtgärder mot övergödning [28] användes en schablonkostnad på 48 000 kronor per hektar. Detta kan jämföras med kostnaden för att behandla Växjösjön och Södra Bergundasjön i Växjö kommun, som beräknas till 83 000 kronor respektive 50 000 kronor per hektar eller 1 600 kronor respektive 750 kronor per kg fosfor. Åtgärds-kostnaden för dessa sjöar avser sedimentbehandling. Kostnaden för sedimentbehandlingen av Björnöfjärden uppgick totalt till ca 9 miljoner kronor eller 2 250 kronor per kg fosfor, vilket till stor andel bestod av utvecklingskostnader [21]. I en studie [26] om aluminiumfällning i vattenmassan i fyra amerikanska sjöar angavs en medelkostnad på ca 245 kronor (27 USD) per kg fastlagd fosfor. Kostnadsintervallet var dock stort (14–95 USD per kg P).

Viktigt att ta hänsyn till vid utformning av åtgärden

Tre saker är viktiga för att utforma en aluminiumbehandling korrekt:

1. Beräkna mängden läckagebenägen fosfor i det aktiva sedimentlagret.
2. Säkerställa att pH i vattenfasen inte understiger 6 under och efter behandlingen.
3. Maximera mängden fosfor som blir bunden till mineralet.

Man behöver göra provtagning och analys av sedimentprover uppdelade i flera skikt (se bilaga 4) för att kunna beräkna mängden läckagebenägen fosfor i sedimentet och för att beräkna det aktiva sedimentdjupet (den delen av sedimentet som släpper fosfor till vattenmassan).

Geokemisk modellering ska göras med vattenkemiska data från sjön och den förväntade aluminiumdosen. Det finns gratis program som är tillgängliga (t.ex. PHREEQC från USGS) som kan användas för detta. Alkalinitet, pH, lösliga Al-former m.m. kan modelleras fram för att simulera förhållanden under en behandling och för att beräkna den aluminiumdos som kan tillsättas utan att man riskerar skadliga effekter i miljön.

Bindningskvoten (Al:Al-P) i tidigare behandlade sjöar har varierat mycket över tid, från 2:1 till över 20:1. Bindningseffektiviteten kan modelleras fram med hjälp av empiriska modeller [8, 81]. Om en viss aluminiumdos skulle förväntas ha dålig bindningseffektivitet är det bättre att dela upp behandlingen i ett antal behandlingar med några års mellanrum.

2 Lera med tillsatser av fosforbindande ämnen

Lera med tillsatser av fosforbindande ämnen som aluminium eller lantan tillsätts genom spridning i vattenmassan. Leran sjunker genom vattnet och läckagebenägen fosfor binds permanent i sedimentet. Fullskaliga försök med en blandning av bentonitlera och lantan (Phoslock™) utfördes första gången 2001 [36] och sedan dess har fler försök utförts i sjöar och på laboratorier, främst utomlands.

Metodbeskrivning

En blandning av exempelvis bentonitlera och fosforbindande ämnen som aluminium eller lantan tillsätts i vatten och bildar ett slam som binder in fosfor medan det sjunker till botten. Väl på botten lägger sig slammet på sedimentytan där fosforbindningen 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 vid 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 [37].

Lokalisering

Bindningsförmågan hos lantanbaserade bentonitlermaterial (LMB) har visats vara negativt korrelerad med alkaliniteten [38], dvs. den fungerar bäst i mjuka vatten med låg alkalinitet. Bindningsförmågan minskar vid högre pH (pH >8) [38, 39]. Metoden är inte lämplig i sjöar där omfattande resuspension av sedimenten sker [40]. Exempel på detta är grunda, oskiktade sjöar eller sjöar med omfattande bioturbation.

Tidpunkt

För att ta bort största möjliga mängd fosfor ur vattenmassan rekommenderar en tillverkare av LMB att behandlingen bör göras när fosfor befinner sig i en form som binder till LMB, dvs. som fosfat eller som filtrerbar reaktiv fosfor. Detta innebär för norra Europa perioden tidig höst till tidig vår [41]. LMB fortsätter dock binda fosfat så länge det finns aktiva bindningsytor. Man bör därmed kunna fastställa tidpunkt för åtgärden utifrån liknande kriterier som för när man räknar ut lämplig tidpunkt för aluminiumfällning.

Nackdelar och risker

Lantan är toxisk i högre koncentrationer. Men för neutrala eller alkalina förhållanden, dvs. de rådande pH-intervallen 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 som är >0,8 mEq/L [42]. I sjöar med väldigt låg alkalinitet

konstaterades påverkan på *Daphnia*. Man kunde dock inte fastställa att det berodde på halterna av lantan, utan det kunde även bero på de lösta partiklar som bildades när LMB tillsattes [43].

Giftigheten av Phoslock™ har testats på ett antal olika arter. Ett exempel är en kanadensisk studie där LC 50 (mediankoncentrationen som ger upphov till 50% dödlighet) för *Daphnia magna* (48h) samt LC 50 (96h) för regnbåge låg på >4,9 g/L respektive >13,6 g/L. Detta var mer än hundra gånger den applicerade dosen i den aktuella sjön (0,02–0,05 g/L) [44].

Metoden resulterar i att bentonit ackumuleras på botten och i sediment, vilket skulle kunna medföra att ekologin i sedimenten påverkas negativt. Det saknas dock utförligt underlag om detta i den vetenskapliga litteraturen. Däremot finns det studier som tyder på att metoden har sämre resultat i vatten med mycket humusämnen [45]. Detta tros bero på att lantan komplexbinder med humusämnen vilket minskar effektiviteten hos LMB för att binda in fosfor. När koncentrationen löst organiskt kol (DOC) närmar sig 8 mg/L ökar mängden lantan som frigörs från leran. Därmed minskar mängden fosfor som binds till leran med mellan 18 och 34 % [82]. Studier har även visat på ett samband mellan LMB och utsläpp av ammoniumkväve [46, 47].

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

Kombinationsmöjligheter

Åtgärden bör föregås av reduktionsfiske om bottenlevande fisk kan förväntas orsaka omfattande bioturbation.

Dokumenterade erfarenheter

Det finns erfarenheter av metoden från andra länder, men ännu finns ingen genomförd meta-analys av resultaten. I Skottland gjordes en storskalig behandling [48] med den av tillverkarna rekommenderade doseringen (24 ton Phoslock™ för att binda ca 270 kg fosfor). Där kunde man inte se någon förändring i halterna av mobil fosfor efter 28 dagar. Man drar i artikeln slutsatsen att Phoslock™ underdoserades i förhållande till mängden mobil fosfor. Ytterligare en studie [38] visar att den av tillverkarna rekommenderade doseringen kan vara för låg för att uppnå förväntad effekt.

Viktigt att ta hänsyn till vid utformning av åtgärden

Eftersom modifierade leror påverkas av löst organiskt kol i vattnet måste man ta hänsyn till detta. Det finns empiriska modeller som beräknar försämringen av bindningseffektiviteten [43]. Det är troligt att uppdelade doser skulle förbättra bindningseffektiviteten något, som med aluminiumbehandling, men det saknas data för att säkerställa detta i nuläget.

3 Bottenvattenavtappning

Bottenvattenavtappning eller 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 komplicerat alternativ för att åtgärda internbelastning. Detta förutsätter dock att man undviker omfattande temperaturförändringar i bottenvattnet samt att man tar hand om det uttagna vattnet på ett sätt som inte påverkar nedströms liggande vattenförekomster negativt. Metoden har använts sedan mitten av 1900-talet i ett flertal sjöar, framför allt i Centraleuropa [49].

Metodbeskrivning

Bortförelse av hypolimnionvatten innebär att man tappar bottenvattnet 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 syrgasförhållandena vid botten kan förbättras. Internbelastningen motverkas därför från två håll: dels genom det direkta borttagandet av fosfor, 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 man upp bottenvattnet och tar hand om det, t.ex. kan det användas till bevattning [50]. Utförelsen av bottenvattnet bör dock ske på ett sådant sätt att vattennivån och skiktningen bibehålls [51], för att t.ex. fisk och andra djur som är beroende av ett skiktat, kallare vatten sommartid inte ska påverkas. Man kan kontrollera vattennivån 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 flödes hastighet 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 det är möjligt utan att vattensugningen stör sedimenten. Åtgärdens effekt ökar med mängden bottenvatten som avlägsnas, förutsatt att skiktningen och vattennivån behålls [51]. I de fall där man ska utnyttja häverteffekten får rörets slut mynna vid en lägre nivå än vid intaget.

Lokalisering

Avtappning och pumpning av hypolimnionvatten kan användas som restaureringsmetod i skiktade insjöar där stora mängder fosfor ackumulerats i hypolimnion [49]. Även avgränsade havsvikar med stabil skiktning kan pumpas på bottenvatten.

Metoden har beskrivits som användbar i djupa, skiktade och relativt små sjöar [52] men olämplig för oskiktade sjöar som inte utvecklar ett stabilt djupvattenlager med höga fosforkoncentrationer [49, 53].

Vid pumpning är det viktigt att man utreder lokala förutsättningar för omhändertagande av vattnet. Vid bortledning av vattnet måste man utreda påverkan på recipient. Det kan därför vara aktuellt att behandla det avtappade vattnet, till exempel genom filtrering, innan det återförs till recipient.

Tidpunkt

Åtgärden bör utföras under de säsonger då koncentrationen av fosfor i bottenvattnet är som högst (sommar, höst och vinter) men innan vattnet blandas om och skiktningen försvagas av till exempel hårdare vindar på hösten [51, 52]. Avtappningen bör påbörjas under sommaren då vattnet är skiktat men innan hypolimnionvattnet hunnit bli anoxiskt och svavelväte och Fe^{2+} har ackumulerats i bottenvattnet [51].

Nackdelar och risker

Om vatten leds nedströms innebär det en ökad export av fosfor vilket ökar närsaltsproblematiken i vattenmiljön dit hypolimnionvattnet förs. Effekter som kan påverka recipient inkluderar övergödning, temperaturskillnad, ökad förbrukning av syre samt att dålig lukt kan utvecklas [49]. Dessutom föreligger risk för att giftiga ämnen kan ha ackumulerats i bottenvattnet. Hypolimnionvattnet måste alltså hanteras på ett sådant sätt att det inte medför en risk för försämring av vattenkvaliteten nedströms åtgärden. Om vattenkvaliteten medger det är bevattning en möjlig lösning. I annat fall kan det vara nödvändigt med till exempel filterbehandling av det avtappade vattnet.

Man kan även behöva utreda effekterna av att pumpa upp bottenvattnet från insjöar för bevattning eller annat omhändertagande på land, för att undvika negativ påverkan från det näringsrika och i vissa fall saltare bottenvattnet. En sådan konsekvensanalys bör även innefatta analys av risken för kontamination av grundvatten om man avser sprida hypolimnionvattnet på land.

En betydande risk med hypolimnionavtappning är att temperaturen i hypolimnion ökar och skiktningen försvagas. Om detta sker kan syrebrist i bottenvattnet uppstå eller bli mer omfattande samtidigt som omblandningen i sjön ökar. En ökad omblandning under den produktiva delen av året kan resultera i förvärrad övergödning eftersom näringsämnen då kan transporteras uppåt i vattenmassan och stimulera algblomningar.

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

Kombinationsmöjligheter

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

Avtappat hypolimnionvatten kan i vissa fall användas för bevattning (se nedan). Det är även möjligt att kombinera åtgärden med filtrering av bottenvattnet för att avskilja näringsämnen innan det återförs.

Dokumenterade erfarenheter

I Borsjön gjordes 2004 en pilotstudie där bottenvattnet pumpades bort för att minska internbelastning av fosfor [54]. Utpumpningen pågick under den skiktade perioden, juni–november, från Borsjöns nordvästra bassäng vid utloppet till Mälaren. Ingen tydlig förändring av fosforhalterna kunde observeras i pilotstudien. Dock noterades en mer stabil konsumtion av syrgas,

vilken tidigare varit accelerationsartad. En mer effektiv pump föreslogs ge bättre resultat. Perioden då åtgärden genomfördes var kort jämfört med försök som varat i flera år. En utvärdering gjordes 2012 för att utröna vilken metod som skulle vara mest lämplig för att minska internbelastningen i hela Bornsjön [55]. Pumpning av bottenvatten föreslogs vara en bättre åtgärd än både hypolimnionluftning (se avsnitt om syresättning nedan) och aluminiumfällning. Bland argumenten för pumpning av bottenvatten listades att Bornsjöns skiktning är stark, vilket minskar risken för omblandning, samt att det befintliga vattenreningsverket kan användas för att rena bottenvattnet.

Sjöar i bland annat södra Europa har behandlats med ett lyckat resultat avseende koncentrationen av totalfosfor. Studien av dessa sjöar visade att halten av totalfosfor i epilimnion var märkbart reducerad efter att avtappningen pågått i 2–3 år [51]. Åtgärden har även visats ge en minskad koncentration av fosfor i bottenvattnet i skiktade sjöar [49].

Metoden testas i dag i Dynestadsjön, längst in i Gamlebyviken som lider av omfattande övergödning och har en mycket begränsad omblandning [50]. De höga närsaltskoncentrationerna belastar även den angränsande havsviken. Näringsrikt bottenvattnet från Dynestadsjön har därför pumpats upp och sedan använts för att gödsla närliggande odlingsmark. En laboratoriestudie gav goda resultat med avseende på tillväxt hos testgrödor som bevattnats med bottenvatten [56]. Under april–augusti 2018 bevattnades därför 50 ha åkermark och 10 ha betesmark med sammanlagt 59 760 m³ vatten från Dynestadsjön. Näringsinnehållet på 20 g kväve och 2 g fosfor per m³ innebar att ca 1 250 kg kväve och 125 kg fosfor togs upp under sommaren 2018. Näringen motsvarande ca 15 % av grödans behov och allt vatten, kväve och fosfor som pumpades upp togs också upp av grödan [57].

Näringsrikt och syrefattigt bottenvatten från Brunnsviken i Stockholm har under många år pumpats ut till Lilla Värtan för att minska utbredningen av syrefritt bottenvatten och därigenom minska läckaget av fosfor från bottarna. Åtgärden har minskat fosforhalterna i Brunnsvikens bottenvatten och även i ytvattnet, men syrenivåerna var under 2017 fortsatt låga och svavelväte bildades i djupområdena. Åtgärden innebär även en förvärrad övergödning i Lilla Värtan [58].

Viktigt att ta hänsyn till vid utformning av åtgärden

Vid avtappning är det mycket viktigt att undvika att skiktningen bryts. Sker detta kommer åtgärden vara verkningslös, och det finns en risk att vattenkvaliteten till och med kan försämrans pga. ökad transport av fosfor från bottenvattnet till ytvattnet.

4 Muddring

Muddring innebär att bottenmaterial i ett vattenområde tas bort. Det finns olika anledningar till att muddra. Det kan t.ex. gälla att säkra funktionen för en befintlig eller planerad vattenanläggning, sanera förorenade eller näringsrika sediment eller återställa naturvärden. Åtgärden beskrivs endast kortfattat i denna vägledning, eftersom detaljerade förutsättningar för muddring avhandlas i Havs- och vattenmyndighetens vägledning om muddring och hantering av muddermassor [59].

Metodbeskrivning

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

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

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

För en lyckad restaurering bör muddringen genomföras relativt snabbt och angripa en majoritet av den bottenyta som täcks av sediment med en hög koncentration av läckagebenägen fosfor [60]. På så sätt undviker man att resuspendrat material från omuddrade områden sprids till de muddrade ytorna och återför problemen. För att muddringen ska föra bort de sedimentiskt som utgör källan till internbelastningen är det viktigt att man känner till på vilket sedimentdjup som koncentrationen av läckagebenägen fosfor är hög [60].

Lokalisering

Metoden kan användas i både grunda och djupa sjöar [61] där den interna fosforbelastningen är betydande och den dominerande källan till övergödningssproblematiken. Metoden lämpar sig bäst där botten innehåller ett identifierbart övre sedimentiskt med signifikant högre koncentration av läckagebenägen fosfor.

Tidpunkt

Muddring bör utföras utanför perioden när fisk vandrar eller leker i det berörda området [62].

Nackdelar och risker

Korrekt utförd är muddring en effektiv men dyr metod [14] [14]. Metoden innebär också att man på land behöver hantera muddermassor, medföljande innehåll av näringsämnen och eventuella miljögifter vilket också påverkar kostnaderna. Dessutom kräver muddringsarbeten stora områden till sedimentdammor. I avrinningsprocessen i dessa dammar kan fosfatet fällas ut med aluminium och vattnet kan pumpas tillbaka till sjön [63]. Muddring gör att sedimentet slammas upp i vattnet vilket,

åtminstone temporärt, ökar näringsläckaget och kan missgynna såväl siktdjup som bottenfauna och undervattensvegetation [63]. Muddring riskerar också att frilägga djupare lager av läckagebenägen fosfor. Det är därför viktigt att analysera hur djupt ner i sedimenten som läckagebenägen fosfor föreligger, innan man påbörjar åtgärden. Åtgärden kan även öka läckage av metaller och organiska föreningar som annars hade begravts permanent (se till exempel [64]).

Ovanstående beskrivning av nackdelar och risker är enbart att betrakta som komplettering till Havs- och vattenmyndighetens vägledning om muddring och hantering av muddermassor [59]. Läsaren hänvisas därför till denna för utförligare underlag om muddring.

Kombinationsmöjligheter

Muddring kan kombineras med biomanipulation. Denna kombination kan till exempel vara lämplig om restaurering av vattenväxter krävs efter muddringen.

Dokumenterade erfarenheter

Muddring har genomförts i flera sjöar och större dammar med skiftande resultat. Restaurering av Finjasjön i Hässleholm misslyckades, bland annat på grund av att sedimentdjupet för den mobila fosfor var svårdefinierat och resuspension i den stora grunda sjön förflyttade näringsrikt sediment till de redan muddrade områdena [60].

I sjön Trummen utanför Växjö genomfördes muddring under 1970-talet för att åtgärda eutrofieringsproblemen. Restaureringen anses lyckad eftersom både fosforhalten och mängden alger minskade med 50–70 % [14, 63]. Däremot påverkades vegetationen i Trummen negativt och har fortfarande inte återhämtat sig. Vegetationen är viktig för att minska risken för algbloomingar och restaureringsförsök pågår därför [65].

Viktigt att ta hänsyn till vid utformning av åtgärden

Det finns flera steg när det gäller utformning av ett muddringsprojekt. Här pekar vi bara på några viktiga saker som man ska beakta:

- När man bedömer till vilket djup man behöver muddra är det viktigt att man utgår från profilen av fosformassan i sedimentet och inte från fosforkoncentrationen. Enheterna massa (mg/cm^3) och koncentration (mg/g torrsvikt) är olika mått och det är massan och inte koncentrationen av fosfor som driver internbelastningen [83]. Oftast är koncentrationen av fosfor högst vid sedimentytan, men massan av fosfor kan vara högst i något djupare sedimentskikt. Detta beror på att de översta få cm sediment oftast har en mycket hög vattenhalt (ca 95 %), vilket innebär att det inte finns så många sedimentpartiklar och därför mindre fosformassa även om koncentrationen är hög. Koncentrationen anger hur mycket fosfor som finns bunden till sedimentpartiklarna, medan massan anger hur mycket fosfor det finns i en viss volym av sediment. Om t.ex. lagret 0–1 cm har en vattenhalt på 95 % och 4 mg/g fosfor i sedimentet medan lagret 1–2 cm har 90 % vatten och 2 mg/g fosforhalt, finns det samma fosformassa i de två lagren.

- Sediment har en hög vattenhalt. I övergödda sjöar med en hög halt av organiskt material i det översta sedimentskiktet har detta skikt ofta en vattenhalt på > 90 % i de zoner där sediment ackumuleras. Som jämförelse har filmjök t.ex. en vattenhalt på ca 88 %. Man kan dra ett spår med en sked i en skål med filmjök och se att spåret fylls på en gång. Även de yttre sedimentlagren kan flytta sig ganska enkelt och fort, så muddringen behöver utformas för att minska risken att spåren fylls med sediment från sidorna.
- Det kan finnas föroreningar i sedimentet som ska muddras bort, men de kan också finnas under muddringsdjupet, dvs. den nya sedimentytan. Det är därför viktigt att även analysera sedimentet som kommer att exponeras för vattnet efter åtgärden. Vissa tungmetaller bildar stabila ämnen under syrefattiga förhållanden. När de exponeras för syrgas efter muddring, kan de lösas upp och metallerna kan transporteras till vattenmassan. Det kan också finnas organiska föroreningar bland annat i djupare sedimentlager som man behöver ta hänsyn till.
- Det är viktigt att inte muddra bort alla frön i sjön eftersom fröerna behövs för att makrofyter ska kunna återetablera sig efter behandlingen. Detta hände i sjön Trummen i Växjö. Makrofyter är en viktig del av en sjös ekosystem, dessutom stabiliserar de sedimenten. Det finns mindre risk att fröer muddras bort om bara de första få cm av sediment behandlas, men om muddringsdjupet är >10–20 cm finns det risk att mängden makrofyter minskas kraftigt. Lågflödesmuddring lär därför innebära mindre risk att oavsiktligt muddra bort frön från makrofyter.
- Det finns även risk att bottenfauna muddras bort och dödas, så det är viktigt att ta hänsyn till detta och spara områden för bottenfaunan att överleva och återetablera sig. Även för bottenfauna kan lågflödesmuddring vara mer skonsam än konventionell muddring.

5 Reduktionsfiske (biomanipulation)

Reduktionsfiske genomförs primärt för att öka betetrycket 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. Detta beror på att födosökandet blandar om det översta sedimentlagret vilket gör att mer mobil fosfor från sedimentet kan frigöras till vattenmassan [10, 66]. Fisket riktas vanligtvis mot så kallad vitfisk, dvs. karpfiskar som mört och braxen.

Metodbeskrivning

De senaste decennierna har det gjorts många försök att restaurera övergödda sjöar 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 mobil fosfor från sedimentet kan lösas upp i vattenmassan [9, 10, 66].

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 upp till 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 braxnar per nät, samt högst 15–20 % abborre (>10 cm) i förhållande till vitfiskbeståndet. Dessutom bör undervattensvegetation på sikt täcka minst 25 % av sjöbotten [67].

Rätt utfört kan reduktionsfiske resultera i signifikant positiva resultat på vattenkvaliteten under tiden för utfiskning samt ett antal år därefter [10, 68]. Under utförandet bör man sträva efter att släppa tillbaka eventuell bifångst av rovfisk eftersom dessa bidrar till att minska dominansen av karpfisk. Man bör också beakta möjligheten till fiskvandring mellan sjöar i avrinningsområdet när man planerar inför ett reduktionsfiske. Åtgärdens effektivitet kan till exempel påverkas negativt om det förekommer massmigration av karpfiskar mellan närbelägna sjöar [69]. Det finns olika fångstmetoder, och vilken metod man bör välja beror på vilken fisk man riktar in sig på samt på de lokala förutsättningarna. Som exempel kan nämnas att man i Ringsjön (Höör, Hörby och Eslöv kommuner) främst använt sig av trålning och not men även bottengarn och ryssjor [67].

Möjligheten för makrofyter att återetablera sig över stora delar av sjöbotten är en viktig faktor för att reduktionsfisket ska ge varaktig effekt [84, 85].

Lokalisering

Metoden lämpar sig för vatten som domineras av djurplanktonätande (zooplanktivor) och bottenlevande fisk. Enligt en systematisk utvärdering som gjorts är reduktionsfiske mest framgångsrikt i små sjöar med kort omsättningstid och höga fosforhalter innan ingreppet [10]. Möjliga förklaringar till detta var enligt studien bland annat att det är lättare att avlägsna stora

delar av fiskbeståndet i en mindre sjö. Varför omsättningstiden korrelerar med åtgärdens effekt är svårare att förklara. Tidigare studier menade dock att det snarare främst är grunda sjöar utan skiktning som är bäst lämpade för reduktionsfiske då potentialen för återkolonisering av makrofyter är större i sådana (se till exempel Mehner, 2002) [9]. I [10] saknas dataunderlag avseende skiktning för ca hälften av sjöarna i studien, vilket åtminstone delvis skulle kunna förklara skillnaden i slutsatserna. Åtgärdens effekt varierar således beroende på både utförandets omfattning och sjöns övriga egenskaper, men långvariga effekter har uppnåtts i såväl djupa, skiktade sjöar som grunda och väl omblandade sjöar.

Tidpunkt

Reduktionsfiske kan exempelvis påbörjas under våren med start strax efter islossningen, motsvarande före och under fiskens lekperiod, men det kan även genomföras med start i slutet på året om förutsättningar finns. Reduktionsfiske har även genomförts på vintern vid istäcke; man har då använt sig av notdragning. På sommaren kan det vara lämpligt att avbryta reduktionsfisket om det förekommer höga vattentemperaturer på ca 25 °C eller mer, detta för att undvika onödig stress hos rovfisk som tas upp som bifångst och behöver släppas tillbaka [70].

Nackdelar och risker

Åtgärden kan behöva upprepas med jämna mellanrum för att upprätthålla den förbättrade vattenkvaliteten, som annars kan påverkas av till exempel nyrekrytering av vitfisk, fortsatt läckage av ackumulerad fosfor från sediment, otillräckliga åtgärder för att reducera den externa näringsbelastningen eller underrepresentation av makrofyter [10, 66, 71]. Bristfällig tillgång på långvariga mätningar gör att det dessutom är svårt att dra slutsatser kring biomanipulationens effekter på längre sikt än tre år efter åtgärdens start. Det finns dock fall där åtgärden gett effekt i ett årtionde eller mer [10].

Det är viktigt att man använder selektiva redskap som möjliggör att man endast tar bort den fisk som åtgärden riktar sig mot, annars riskerar åtgärden att motverka sitt syfte.

Kombinationsmöjligheter

I samband med reduktionsfiske sätter man ibland ut rovfisk för att ytterligare minska dominansen av karpfiskar. Att enbart sätta ut rovfisk har dock inte visats resultera i signifikanta förbättringar för vare sig siktdjup eller klorofyllhalt [10].

Reduktionsfiske kan vara lämplig att kombinera med metoder för permanent fastläggning av fosfor, såsom aluminiumfällning [25, 69]. I samband med restaurering av Barnarpasjön (Jönköpings kommun) ska den planerade lågflödesmuddringen kompletteras med reduktionsfiske [72].

Dokumenterade erfarenheter

Reduktionsfiske har utförts i många sjöar under lång tid. Nedan följer några aktuella exempel.

I Ringsjön har man reduktionsfiskat under åren 1988–1992 och därefter kontinuerligt sedan 2005, med ett totalt upptag på drygt 1 100 ton vitfisk efter 2005. Detta har resulterat i märkbara förbättringar i vattenkvaliteten. Närsaltskoncentrationerna är lägre än innan åtgärden påbörjades och signifikanta förbättringar i både siktdjup och utbredning av makrofyter har uppnåtts. Man har

även konstaterat att algblomningarna har blivit mindre intensiva och mängden djurplankton har ökat. Samtidigt konstateras ett behov av fortsatt underhållsfiske för att möjliggöra en fortsatt expansion av undervattensväxter.

Växjö kommun har under 2016–2018 bedrivit reduktionsfiske i de tre stadsnära sjöarna Trummen, Växjösjön och Södra Bergundasjön. Totalt togs ca 200 ton fisk upp ur sjöarna och insatsen har resulterat i förbättrad vattenkvalitet i samtliga sjöar. Graden av förbättring skiljer sig mellan sjöarna, vilket förklaras av att internbelastningens omfattning skiljer sig. För Trummen bedöms reduktionsfiske vara en tillräcklig åtgärd, men i Växjösjön och Södra Bergundasjön har åtgärden kompletterats med aluminiumfällning. Den totala kostnaden för reduktionsfisket uppgick till ca 3,5 miljoner kronor. Merparten av fångsten lämnades till Växjö kommuns biogasanläggning och marknadsvärdet av den producerade biogasen uppskattades till ca 0,7 miljoner kronor. Varken detta värde eller klimatnyttan av biogasproduktionen har vägts in i åtgärdens totalkostnad [69].

I Vallentunasjön har reduktionsfiske pågått sedan 2010 men det har inte resulterat i tydliga förbättringar av vattenkvaliteten, se till exempel [73]. En anledning kan vara den kraftiga internbelastningen i sjön, som ökar totalfosforhalten i sjöns vattenmassa fyra gånger under vår och försommar. Totalt har 195 ton vitfisk bärgats. Fångsten motsvarar en stor del av den fosfor som lämnar sjön via utloppet, antaget att fosforinnehållet i vitfisken var så pass högt som 0,7–1 % av våtvikten. Den extra fosforexporten från sjön i form av fiskbiomassa bedömdes kunna påskynda sjöns utveckling mot ett mindre övergött tillstånd [73].

I Danmark och Nederländerna har många sjöar genomgått reduktionsfiske och en sammanställning av mer än 70 projekt i mestadels grunda och övergödda sjöar publicerades 2007 [71].

Viktigt att ta hänsyn till vid utformning av åtgärden

Det finns en risk att man genom åtgärden tar bort för mycket vitfisk, vilket i kombination med en minskning av halten näringsämnen kan försvåra för rovfiskar att hitta tillräckligt mycket föda. Genom åtgärden minskas nämligen mängden växtplankton vilket kan ge en kaskadeffekt genom födokedjan. Tyvärr finns det inte mycket information om hur ett fisksamhälle behöver se ut efter åtgärder för att minska stressen på rovfiskar. Vi vet bara hur ett sådant samhälle ser ut under naturliga förhållanden när det råder balans. En möjlighet är att man uppskattar sjöns naturliga bärförmåga av fiskbiomassa (dvs. om sjön inte var påverkad av övergödning) och utgår från detta när man uppskattar mängden vit- och rovfisk som kan tas bort genom reduktionsfiske.

6 Omblandning

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 av växtplankton 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 vattenpelaren. 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 [14, 53].

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 syreförhållandena vid botten förbättras. Åtgärden har inte gett tillfredsställande resultat i kraftigt övergödda sjöar [74].

Tidpunkt

Metoden har använts på olika sätt under olika årstider. Omblandning av hela vattenmassan kan ske med en relativt liten insats under hösten eller vintern då skiktningen är svagare. I sjöar har metoden exempelvis implementerats dels genom att man använt fler pumpar på sommaren för att bryta skiktningen [75], dels genom ett minskat luftflöde för att behålla skiktningen och därigenom förhindra läckage av näring till ytligare vattenlager under sommaren [74]. Inget av dessa försök gav någon effekt på internbelastningen.

Nackdelar och risker

Det har förekommit fall då metoden använts i sjöar utan att förbättra internbelastningen och i stället resulterat i ett ökat flöde av fosfor från botten [74, 75]. Omblandningen kan öka temperaturen i hypolimnion och dessutom orsaka resuspension vid botten vilket ökar möjligheten för att fosfor och andra föroreningar frigörs i vattenmassan. Omblandningen kan dessutom periodvis förstärkas i ytligare vattenlager av kraftiga vindar. Resuspension orsakas särskilt i grunda områden som blandas mer av vind.

Omblandningen kan förvisso öka inbindningen av fosfor till oxiderat järn men riskerar samtidigt att orsaka att mer fosfor frigörs från sediment. Detta sker genom ökad mineralisering pga. den ökade syretillgången och på så sätt öka tillgången till fosfor för primärproduktionen. Om temperaturen dessutom ökar, ökar även mineraliseringshastigheten [60]. Detta innebär att fosfor förflyttats temporärt för att sedan åter sedimentera tillsammans med biomassan, så att problemet med internbelastningen och övergödningen kvarstår. Metoden har därför förknippats med många möjliga risker, som till exempel ökad mängd totalfosfor och algbloomingar, vid användning i sjöar [14].

Omblandning kan inte förväntas leda till permanenta positiva effekter i sig utan måste pågå kontinuerligt, och åtgärdens potential är ifrågasatt [74, 75]. Det krävs dessutom stora mängder energi för att under lång tid pumpa stora mängder vatten eller luft vertikalt.

Kombinationsmöjligheter

Omblandning kan motverka effektiviteten av andra metoder, och att kombinera åtgärden med andra metoder i sjöar rekommenderas därför inte [14].

Dokumenterade erfarenheter

En utvärdering av omblandning i Lake Sempach och Lake Baldegg under en 10-årsperiod har visat att fosforflödet från botten inte minskade trots att syrgasförhållandena vid botten förbättrades [74]. Liknande observationer har nyligen gjorts i Finland. Omblandning med hjälp av en pump i sjön Tuusulanjärvi har skett sedan 1998 men utan att ge effekt på den interna belastningen av fosfor. Tvärtom resulterade omblandningen i att fosforflödet från sedimenten accelererade, trots förbättrade syrgasförhållanden [75].

7 Syresättning

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

Metodbeskrivning

Syresättning används i sjöar där fosforläckaget från botten kontrolleras av huruvida järn i sedimenten är oxiderat eller ej [76]. Åtgärden består i att låta vattnet i hypolimnion komma i kontakt med ren syrgas (syrgassättning) eller luft (hypolimnionluftning) och därefter lösa upp syret.

Syresättning av bottenvattnet sker genom att man tillför ren syrgas till hypolimnion. Metoden att använda ren syrgas är vanlig eftersom syrgas har en högre löslighet än luft, och metoden genererar därför ett högt upptag av syre i bottenvattnet. Att tillföra syrgas i stället för luft har fler fördelar, som till exempel mindre turbulens eftersom den höga lösligheten gör att endast ett litet flöde av syrgas behövs.

Syrgas kan tillföras bottenvattnet genom ett pumpsystem som pumpar syrgas från en behållare ner genom ett rör som mynnar i hypolimnion. Där stiger syrgasen och blandas med bottenvattnet tills det når en nivå med lika densitet, där det sedan sprider sig horisontellt. För att behålla skiktningen krävs då att syrgas-bottenvattenblandningen inte stiger ovanför språngskiktet. Ett annat sätt att tillföra syre är att låta en kontaktkammare vara nedsänkt i vattnet. Kontaktkammaren har tillgång till syrgas som bubblas genom kammaren där bottenvattnet pumpas igenom och på så sätt kommer i kontakt med syre. Dessutom kan syrgas tillföras genom att man pumpar upp bottenvatten på land, injicerar syrgas, och sedan för vattnet tillbaka ner till botten. Metoden har beskrivits som fördelaktig jämfört med hypolimnionluftning [77].

Hypolimnionluftning är en metod som bygger på liknande principer som syrgassättning. Luftningen görs genom att bottenvatten lyfts upp till ytan med pump eller med tryckluft så att det kommer i kontakt med syre i luften. Sedan förs vattnet åter ner mot botten. Tryckluft kan användas för att pressa bottenvatten upp genom en tub. Bottenvattnet och luften blandas därefter i tuben så att vattnet syresätts innan det förs tillbaka ner till hypolimnion. Bottenvattnet lyfts antingen hela vägen upp till ytan eller bara delvis. Hypolimnionluftning kan också utföras genom att man bubblar komprimerad luft i hypolimnion.

Om metoden dimensioneras rätt ger den möjlighet att bibehålla en sval temperatur i bottenvattnet och därmed en bestående temperaturskiktning. Att bibehålla skiktningen ses som fördelaktigt för att inte fosfor ska cirkulera från bottenvattnet till ytliga lager [76].

Lokalisering

Syresättning kan ge en viss minskning av fosfor i hypolimnion i skiktade sjöar med tillräcklig vattenvolym i hypolimnion [76]. Metoden bör undvikas i grunda sjöar där skiktningen är svag [52].

Det ligger utanför vägledningens omfattning att ange vid vilken specifik vattenvolym eller djup som åtgärden är lämplig eftersom detta måste undersökas och beräknas för varje enskilt fall.

Det är lämpligt att genomföra en undersökning av sedimentet i fråga för att analysera hur mycket fosforbindande material som finns tillgängligt och i vilken form. Syresättning bör inte genomföras i vatten där det föreligger risk för att miljögifter mobiliseras som en följd av åtgärden.

Tidpunkt

I finska sjön Tuusulanjärvi har hypolimnionluftning testats dels under vintern, dels under sommaren, dock utan att förbättra internbelastningen vid något av tillfällena [75].

Nackdelar och risker

För att lyckas syresätta bottenvattnet med hypolimnionluftning kan det behövas en hög cirkulation i luftningssystemet. Detta kan medföra turbulens vilket kan orsaka resuspension vid botten. Dessutom kan turbulensen orsaka en blandning av vattenmassan och förstöra skiktningen. Det är därför viktigt att syresättnings- eller luftningssystemet är rätt dimensionerat. Om tekniken är feldimensionerad kan åtgärden bidra till att fosfor sprids från bottenlagret till ytlagret [76].

Hypolimnionluftning kan beskrivas som en metod som minskar symptomen av internbelastning, snarare än en metod som innebär ett faktiskt uttag av fosfor, vilket t.ex. avtappning av bottenvattnet gör [78]. En liknande slutsats har dragits från 10 år av restaurering i två schweiziska sjöar, där komprimerad luft tillfördes hypolimnion under vintern och syrgas tillfördes sommardag. Åtgärden lyckades inte påverka sjöbottens förmåga att permanent fastlägga fosfor och ansågs därför inte ha någon långvarig effekt [74].

Det är viktigt att undersöka om syresättning kan orsaka mobilisering av miljögifter, om det finns anledning att misstänka att det finns sådana ämnen i sedimenten.

Kombinationsmöjligheter

I Danmark har metoden kombinerats med reduktionsfiske [79].

Dokumenterade erfarenheter

Hypolimnionluftning är en vanlig metod för att restaurera sjöar i Finland och Danmark. Ungefär 100 finska sjöar behandlas med metoden. Den längsta luftningen har pågått i sjön Tuusulanjärvi sedan tidigt 1970-tal och åtgärden betraktas av allmänheten närmast som outhärlig [80]. En utvärdering av åtgärden har dock visat att internbelastningen inte har minskat i Tuusulanjärvi, trots 40 år av behandling med olika luftningsmetoder [75]. I Danmark har hypolimnionluftning använts i 4–5 sjöar, ofta i kombination med reduktionsfiske och tillförsel av rovfiskar [79].

I Bornsjön, reservvattentäkt i Stockholm, har hypolimnionluftning tillämpats under sommardag i den östra bassängen sedan 1987. Åtgärden avbröts 2004 och då observerades en drastisk ökning av mängden fosfor i bottenvattnet, till följd av att syreförhållandena vid sedimentytan försämrades. Förändringen indikerade att fosfor som ackumulerats i sedimenten kan läcka ut i vattnet så fort luftningen avbryts. Därför bedömdes hypolimnionluftning inte kunna utgöra en långsiktigt hållbar åtgärd i Bornsjön [55].

Viktigt att ta hänsyn till vid utformning av åtgärden

För att syresättning ska ha önskad effekt är det viktigt att säkerställa att det finns tillräcklig bindningskapacitet i sedimentet för att kunna binda hela överskottet av läckagebenägen fosfor som finns där. Om så inte är fallet behöver man tillsätta aluminium- eller järnbaserat bindningsmaterial innan man påbörjar syresättningen.

Tidigare studier har visat att det måste finnas tillräckligt mycket järn för att kunna binda läckagebenägen fosfor och förhindra internbelastning från sedimentet under syrerika (oxiska) förhållanden (t.ex. [86]). En grov uppskattning är att kvoten mellan totaljärn och totalfosfor i sedimenten behöver vara högre än 15 för att syresättningen ska ge önskad effekt.

Man kan behöva genomföra ett antal försök med sedimentprover på laboratorieskala för att förvissa sig om att åtgärden kommer att fungera. En metod för att testa lämpligheten av åtgärden är att tillsätta fosfor till sedimentprover (översta 4–10 cm sediment) i ökade mängder. Med denna metod kan man beräkna jämviktskoncentrationen av fosfor (EPC_0) under syrerika förhållanden, dvs. koncentrationen av fosfor i sjövattnet där sedimenten varken binder eller läcker fosfor. Om referenskoncentrationen av fosfor (målet) man vill nå är högre än denna koncentration, skulle syresättning troligtvis lyckas. Om däremot referenskoncentrationen är lägre jämfört med jämviktskoncentrationen finns det risk att fosfor kommer att fortsätta frisättas även efter syresättning.

Man måste också beräkna syrgasförbrukningen för att kunna beräkna hur mycket syrgas eller luft som krävs för att syresätta vattnet ordentligt. Här kan man göra ett laboratorieförsök med sedimentkärnor med vatten ovanpå för att mäta hur mycket och fort den tillsatta syrgasen förbrukas. Syrgasförbrukning i sedimentet är vanligtvis den största delen av den totala syrgasförbrukningen, men förbrukningen sker även till viss del i sjövattnet.

Även vid rätt dimensionering av åtgärden är det viktigt att komma ihåg att flera dokumenterade erfarenheter visar att åtgärden inte har lyckats att permanent fastlägga fosfor och att den därför inte har någon långvarig effekt efter att syresättningen slutar.

8 Referenser

- [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. & Futter, M., "Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment", *Water Research*, 97, pp. 122-132, 2016 b.
- [4] Rydin, E. & Welch, E., "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] Jensen, H., Reitzel, K. & Egemose, S., "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] Rydin, E., "Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment", *Water Research*, vol. 34, nr 7, pp. 2037-2042, 2000.
- [8] Huser, B. J., "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 benthivorous fish on water quality in temperate eutrophic lakes?", *Environmental Evidence* 4:13, 2015.
- [11] 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.
- [12] Jensen, H. S., Egemose, S. & Andersen, F. Ø., "Restaurering af danske søer med aluminium", *Vand og Jord*, pp. 47-50, 2016.

- [13] Växjö kommun, Samrådsunderlag – aluminiumbehandling av bottensediment i sjöarna Växjösjön och Södra Bergundasjön, 2015.
- [14] 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.
- [15] Länsstyrelsen i Jönköpings län, "Utvärdering av labilt aluminium – kalkningsverksamheten i Jönköpings län", Länsstyrelsen i Jönköpings län, Jönköping, 2009.
- [16] Huser, B. J. & Rydin, E., "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] Huser, B. J., "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 hardwater lakes", Science of the Total Environment, vol. 408, pp. 4020–4025, 2010.
- [20] Poleo, A., Östbye, K., Öxnevad, S., Andersen, R., Heibo E. & Völlestad, L., "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] Kumblad, L. & Rydin, E., "Levande kusts vitbok 1.0", BalticSea2020, 2019.
- [22] Kumblad, L., Rydin, E., Lilliesköld Sjöo, G. & Mörk, E., "Fosforfällning för en förbättrad skärgårdsmiljö – ett mesokosmförsök", BalticSea2020, 2012.
- [23] Svealands kustvattenvårdsförbund, "Svealandskusten 2020", Svealands kustvattenvårdsförbund, Stockholm, 2020.
- [24] Karlsson, M., Malmaeus, M. & Rydin, E., "Åtgärder mot internbelastning av fosfor i Hjälmarens – kostnad, nytta och konsekvenser", IVL Svenska miljöinstitutet – rapportnummer C 381, Stockholm, 2019.
- [25] Jeppesen, E. et al, "Biomaniipulation as a Restoration Tool to Combat Eutrophication: recent advances and future challenges", Advances in Ecological Research, vol. 47, pp. 411-487, 2012.
- [26] 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.

- [27] Lürling, 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.
- [28] Gyllström, M., Larsson, M., Mentzer, J., Petersson, J. F., Cramér, M., Boholm, P & Witter, E., "Rapport 2016:19 Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status – underlag till vattenmyndigheternas åtgärdsprogram", *De fem vattenmyndigheterna i samverkan*, Västerås, 2016.
- [29] Stockholms stad, 2017-10-05. [Online]. Tillgänglig: <http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/sjoar/langsjon/langsjon-reduktion-av-internfosforbelastning/>
- [30] Agstam-Norlin, O., Lannergård, E. E., Rydin, E., Futter, M. N. & Huser, B., "A 25-year retrospective analysis of factors influencing success of aluminum treatment for lake restoration", *Water Research*, vol. 200, p. 117267, 2021.
- [31] Naturvårdsverket, 2017. [Online]. Tillgänglig: <http://sverigesmiljomal.se/larande-exempel/restaurering-av-overgodda-sjoar-i-vaxjo/>.
- [32] 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.
- [33] Rydin, E. & Kumblad, L., "Capturing past eutrophication in coastal sediments – towards water-quality goals," *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 221, pp. 184–188, 2019.
- [34] 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.
- [35] BalticSea2020, 2017-04-19. [Online]. Tillgänglig: <http://balticsea2020.org/pressrum/601-projektet-levande-kust-har-bidragit-till-en-friskare-bjornofjard>.
- [36] Robb M., Greenop B., Goss Z., Douglas G. & Adeney J., "Application of Phoslock™, an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings", *Hydrobiologia*, vol. 494, pp. 237–243, 2003.
- [37] "About Phoslock™", Phoslock Europe GmbH, [Online]. Tillgänglig: <http://www.phoslock.eu/en/phoslock/about-phoslock/>
- [38] 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.
- [39] Ross, G., Haghseresht, F. & Cloete, T. E., "The effect of pH and anoxia on the performance of Phoslock™, a phosphorus binding clay", *Harmful Algae*, vol. 7, p. 545–550, 2008.

- [40] Schauser, I., Lewandowski, J. & Hupfer, M., "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.
- [41] PhoslockTM, "Phoslock FAQ", [Online]. Tillgänglig: <http://www.phoslock.eu> .
- [42] Spears, B. M., Lüring, M., Yasserli, 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 (PhoslockTM) application: An analysis of water column lanthanum data from 16 case study lakes", *Water Research*, vol. 57, pp. 5930–5942, 2013.
- [43] Lüring, 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.
- [44] Watson-Leung, T., "PhoslockTM 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.
- [45] Lüring, 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.
- [46] Zeller, M. A. & Alperin, M. J., "The efficacy of PhoslockTM in reducing internal phosphate loading varies with bottom water oxygenation", *Water Research X* , vol. 11, p. 100095, 2021.
- [47] van Oosterhout, F. & Lüring, M., "The effect of phosphorus binding clay (PhoslockTM) in mitigating cyanobacterial nuisance: a laboratory study on the effects on water quality variables and plankton", *Hydrobiologia*, vol. 710, pp. 265–277, 2013.
- [48] Meis, S., Spears, B. M., Maberly, S. C., O'Malley, M. B. & Perkins, R. G., "Sediment amendment with PhoslockTM in Clatto Reservoir (Dundee, UK): investigating changes in sediment elemental composition and phosphorus fractions", *Journal of Environmental Monitoring*, vol. 27, pp. 123–131, 2011.
- [49] Nürnberg, G. K., "Lake responses to long-term hypolimnetic withdrawal", *Lake and Reservoir Management*, pp. 388–409, 2007.
- [50] Västerviks Kommun, "Övergödningen som en resurs. Genomförande av åtgärder för minskat läckage av näringsämnen från Dynestadsjön till Gamlebyviken. Styrdokument 2013-2018", 2013.
- [51] Nürnberg, G. K., "Hypolimnetic withdrawal as a lake restoration technique", *J. Environ. Eng.*, 113, pp. 1006–1016, 1987.

- [52] 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.
- [53] Nürnberg, G. K., "Hypolimnetic withdrawal as a lake restoration technique: determination of feasibility and continued benefits", *Hydrobiologia*, vol. 847, nr TBD, pp. 4487–4501, 2020.
- [54] Lindvall, A. & Ulén, B., "Bortpumpning av sjöars bottenvatten för att minska internbelastningen av fosfor, erfarenheter från Bornsjön", *Vatten*, 61, pp. 183–192, 2005.
- [55] Nürnberg, G.K. & LaZerte, B., "Evaluation of hypolimnetic withdrawal as a possible treatment for the Bornsjön Reservoir internal phosphorous load", Stockholm, 2012.
- [56] Västerviks kommun, Tema vatten i Västerviks kommun, Årgång 1, Nummer 1, 3 februari 2014.
- [57] Västerviks kommun, "Fördjupad uppföljning av projekt 'Övergödningen som en resurs' – delrapportering av bidrag ur Havs- och vattenmiljöanslaget", 2019.
- [58] "Stockholms stad: Miljöbarometern", 2017. [Online]. Tillgänglig: <http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/kustvatten/brunnsviken/brunnsviken-forbattad-utpumpning-av-bottenvatten/>
- [59] Havs- och vattenmyndigheten, "Muddring och hantering av muddermassor – vägledning och kunskapsunderlag för tillämpningen (Rapportnummer 2018:19)", Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg, 2018.
- [60] Naturvårdsverket, "Kan Östersjön restaureras? Utvärdering av erfarenheter från sjöar. Rapport 5860", 2008.
- [61] 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 lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö, nr 2016:6, 2016 d.
- [62] Naturvårdsverket, "Muddring och hantering av muddermassor", Miljörättsavdelningen, Naturvårdsverket, Stockholm, 2010.
- [63] Svensson, M. & Lindahl, J., "Åtgärdsprogram för Ringsjön", MS Naturfakta, 2002.
- [64] Yu, J., Chen, Q., Zhang, J., Zhong, J., Fan, C., Hu, L., Shi, W., Yu, W. & Zhang, Y., "In situ simulation of thin-layer dredging effects on sediment metal release across the sediment-water interface", *Science of The Total Environment*, 658:501-509, 2019.
- [65] Växjö. kommun, "Vattenväxter Trummen – fältförsök 2014", 2014.
- [66] Søndergaard, M., Jensen, J. P. & Jeppesen, E., "Role of sediment and internal loading of phosphorous in shallow lakes", *Hydrobiologica*, 509: 135–145, 2003.

- [67] Nyström, P., Stenberg, M. & Ekoll, A. B., "Reduktionsfiske i Ringsjön 2005–2017. Fiskbeståndens utveckling och riktlinjer för fortsatta åtgärder", Ringsjöns vattenråd, 2018.
- [68] Meijer, M-L., de Boois, I., Scheffer, M., Portielje, R. & Hosper, H., "Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies", *Hydrobiologica*, 408/409, pp. 13–30, 1999.
- [69] Hedrén, A. och Växjö kommun, "Reduktionsfiske i Växjösjöarna – slutredovisning av ett LOVA-projekt 2016–2018", Växjö kommun, Växjö, 2018.
- [70] Bergqvist, B. et al, "Standardiserat elfiske i vattendrag – en manual med praktiska råd", SLU Aqua, 2014.
- [71] 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.
- [72] Jönköpings kommun, "Restaurering av Barnarpasjön", 2014. [Online]. Tillgänglig: <https://www.jonkoping.se/byggabomiljo/naturvardochskotselavgronomraden/vattenochvatmarker/overgodningivatten/barnarpasjonovergodning/restaureringavbarnarpasjon>
- [73] 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.
- [74] 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.
- [75] Horppila, J., Holmroos, H., Niemistö, J., Massa, I., Nygrén, N., Schönach, 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.
- [76] Cooke, G. D., Welch, E. B., Peterson, S. & Nichols, S. A., 2016. *Restoration and management of lakes and reservoirs*. CRC press.
- [77] 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.
- [78] Nürnberg, G. K., "Phosphorus release from anoxic sediments: what we know and how we can deal with it", *Limnética*, 1994.
- [79] Liboriussen, L., Søndergaard, M. & Jeppesen, E., "Sørestaurering i Danmark Del II: Eksempelsamling", *Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, vol. DMU nr 636*, p. 312 s, 2007.

- [80] 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.
- [81] Agstam-Norlin, O., Lannergård, E. E., Futter, M. N., & Huser, B. J., Optimization of aluminum treatment efficiency to control internal phosphorus loading in eutrophic lakes. *Water Research*, 185, 116150, 2020.
- [82] Lürling, M., Waajen, G., & van Oosterhout, F., Humic substances interfere with phosphate removal by lanthanum modified clay in controlling eutrophication. *water research*, 54, 78-88, 2014.
- [83] Pilgrim, K. M., Huser, B. J., & Brezonik, P. L., A method for comparative evaluation of whole-lake and inflow alum treatment. *Water research*, 41(6), 1215-1224, 2007.
- [84] Mehner, T., Benndorf, J., Kasprzak, P., & Koschel, R., Biomanipulation of lake ecosystems: successful applications and expanding complexity in the underlying science. *Freshwater Biology*, 47, 2453-2465, 2002.
- [85] Hilt, S., Gross, E.M., Hupfer, M., Morscheid, H., Mählmann, J., Melzer, A., Poltz, J., Sandrock, S., Scharf, E., Schneider, S.A., & Weyer, K.V., Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes: a guideline and state of the art in Germany. *Limnologica*, 36, 155-171, 2006.
- [86] Jensen H.S., Andersen F.O., Importance of temperature, nitrate and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow eutrophic lakes, *Limnol. Oceanogr.* 37: 577-589, 1992.

Bilaga 1 Verktyg (steg 1) för bedömning av risk för förhöjd internbelastning i inlandssjöar

Författare:

Brian Huser, SLU, Uppsala
Ernst Witter, Länsstyrelsen i Örebro län, Örebro

Detta är en bilaga till: Huser et al 2023. Handbok för åtgärder mot internbelastning. Rapport 2023:03, Havs och Vattenmyndigheten.

Bakgrund

Verktaget har utvecklats av Brian Huser, SLU, inom ramen för LIFE Rich Waters. Det bygger på miljöövervakningsdata från referenssjöar och övergödda sjöar som har tagits fram inom ramen för projektet, samt från den internationella litteraturen.

Syfte

Verktaget kan användas för att utifrån enkla data över fosforhalten i sjön ange nivån på risken för att sjön är påverkad av förhöjd internbelastning (dvs. läckage av fosfor från sjöns sediment utöver det läckage som sker i en motsvarande opåverkad referenssjö).

Bedömning av risk för förhöjd internbelastning med hjälp av verktaget

Dimiktisk, polymiktisk eller omblandad sjö?





Verktaget skiljer mellan sjötyper utifrån om de är helt eller delvis skiktade under sommaren, eller inte alls skiktade. Det är därför viktigt att man först identifierar vilken sjötyp man har. Dimiktiska sjöar har en stabil skiktning mellan vår- och höstomblandningen. Polymiktiska sjöar är vanligtvis omblandade men kan under kortare perioder under sommaren vara skiktade. I omblandade sjöar förblir hela vattenmassan helt omblandad under hela sommaren. Om man felbedömer sjötypen underskattas oftast risken för internbelastning.

Observera att sjötypen inte alltid är statisk utan beroende på väderförhållanden kan skilja sig mellan olika år. Det är t.ex. inte ovanligt att sjöar vissa år är dimiktiska, men andra år polymiktiska. Likaså kan vanligtvis helt omblandade sjöar på grund av ofullständig omblandning vissa år visa mycket högre fosforhalt i bottenvatten än i ytvatten, och är då polymiktiska. Om tillräckliga data finns ska man därför alltid göra en bedömning av sjötyp för varje provtagningsår. Därför hänvisas ibland till skiktningförhållanden i en sjö i stället för sjötyp för att poängtera att sjön kan ha olika skiktningförhållanden mellan år. I **bilaga 2** beskriver vi hur man kan identifiera vilken sjötyp man har.

Helt omblandade sjöar som saknar skiktning

I omblandade sjöar bedömer man risken för internbelastning genom att jämföra lägsta värdet för uppmätt fosforhalt i sjön under perioden vårvinter till tidig sommar (februari–juni) med högsta värdet under sensommar eller tidig höst (augusti–tidig september). Sedan använder man den procentuella ökningen i fosforhalter mellan dessa tidpunkter för att beräkna risken för förhöjd internbelastning. Risken anges utifrån en 4-gradig skala enligt **Tabell 9** nedan.

Tabell 9. Bedömning av risk för förhöjd internbelastning i helt omblandade sjöar utifrån den procentuella ökningen av halten fosfor i sjövattnet.

| Risk för förhöjd internbelastning | Procentuell ökning av halten totalfosfor i sjöns ytvatten |
|---|---|
|  Låg | < 25 % |
|  Måttlig | 25 – 50 % |
|  Stor | 51 – 100 % |
|  Mycket stor | > 100 % |

Källor till felbedömning av risk

Felbedömning av sjötyp

Det är viktigt att sjön är helt omblandad vid provtagningstillfällena. Störst risk att så inte är fallet är vid sensommarprovtagningen. Finns det data för fosforhalten i både ytvatten och bottenvatten kan man använda dessa data för att säkerställa att sjön är helt omblandad med avseende på fosforhalt. Temperaturen och syrgashalten i bottenvatten på sensommaren kan också användas för att bedöma om sjön kan betraktas som omblandad. Finns enbart data för ytvatten eller utlopp kan man utgå från sjöns Osgood-index och maximumdjup (för fler detaljer se **bilaga 2**).

Isbelagda sjöar

I många sjöar sker en klarvattenfas med låga fosforhalter under sen vår eller tidig sommar. Då minskar djurplankton kraftigt mängden växtplankton samtidigt som det inte finns någon eller väldigt lite internbelastning. Påverkan från internbelastning som skedde under vintern (isbelagda sjöar) har då också minskat kraftigt eller helt. Det finns risk att fosforhalten vid vårprovtagningen är förhöjd och inte motsvarar minimumhalten före sommaren om sjön är påverkad av internbelastning under vintern och fosforhalten enbart har mätts direkt efter islossningen och våromblandningen (februari–april i södra och mellersta Sverige, maj i norra Sverige). Om denna halt sedan jämförs med halten under sensommaren, som också är påverkad av internbelastning, kan skillnaden bli försumbar och leda till en felaktig bedömning av låg risk. Risken för internbelastning blir då underskattad.






Påverkan från externa källor

Bedömningen bygger enbart på mätning av fosforhalten i sjön och tar inte hänsyn till påverkan från externbelastning på fosforhalterna. Bedömningen av risk för förhöjd internbelastning kan bli under- eller överskattad om provtagningen sker under våren respektive sensommaren och det har varit kraftigt regn strax före provtagningstillfället. I synnerhet sjöar med kort omsättningstid (< 1 månad) riskerar vara påverkade av externbelastning.

Dimiktiska sjöar med stabil skiktning under hela sommarperioden

Risken för förhöjd internbelastning i dimiktiska sjöar bedöms på en 5-gradig skala. Man utgår ifrån fosforhalten i sjöns bottenvatten (1 m ovanför sedimentet) under sensommaren (sent i juli till tidigt i september, innan omblandning) enligt kategorierna i **Tabell 10** nedan.

Tabell 10. Bedömning av risk för förhöjd internbelastning i dimiktiska sjöar med stabil skiktning utifrån fosforhalten i sjöns bottenvatten på sensommaren.

| Risk för förhöjd internbelastning | Halten totalfosfor ($\mu\text{g P/l}$) under sensommaren i sjöns bottenvatten vid djuphålet |
|---|---|
|  Mycket låg | < 25 |
|  Låg | 25–50 |
|  Måttlig | 51–100 |
|  Stor | 101–200 |
|  Mycket stor | > 200 |

Riskbedömningen av dimiktiska sjöar är ganska säker förutsatt att det finns tillräcklig dataunderlag för att bedöma skiktningförhållanden vid sensommarprovtagningen (bilaga 2).

Polymiktiska eller tidvis skiktade sjöar

I polymiktiska sjöar ska man bedöma risken för förhöjd internbelastning både med metoden för helt omblandade sjöar och metoden för dimiktiska sjöar. Om temperaturprofilen visar att vattnet är helt omblandat vid sensommarprovtagningen ska man dock enbart bedöma sjön med metoden för helt omblandade sjöar. Om sjön däremot var skiktad vid provtagningen bör den, om data finns, bedömas som både en omblandad och dimiktisk sjö. Vid den slutliga riskbedömningen utgår man från den metod som visar störst risk. Dock kommer båda bedömningarna oftast att underskatta risken. Det går inte att exakt ange hur stor underskattningen blir, men i många fall kan man utgå från att risken kan vara en grad högre än vad tabellerna anger.

Bilaga 2 Bedömning av om en sjö är dimiktisk, polymiktisk eller omblandad

Författare:

Brian Huser, SLU, Uppsala
Ernst Witter, Länsstyrelsen i Örebro län, Örebro

Detta är en bilaga till: Huser et al 2023. Handbok för åtgärder mot internbelastning. Rapport 2023:03, Havs och Vattenmyndigheten.

Bakgrund

Bedömningen av risk för förhöjd internbelastning (steg 1 i verktyget) samt kvantifiering av internbelastning (steg 2) skiljer sig mellan omblandade, polymiktiska och dimiktiska sjöar. Det är därför viktigt att man känner till vilken kategori en sjö tillhör innan man tillämpar verktyget. Observera att sjötypen inte alltid är statisk utan beroende på väderförhållanden kan skilja sig mellan olika år. Det är t.ex. inte ovanligt att sjöar vissa år är dimiktiska, men andra år polymiktiska. Därför hänvisas ibland till skiktningförhållanden i en sjö i stället för sjötyp för att poängtera att sjön kan ha olika skiktningförhållanden mellan år.

Man kan enbart säkerställa om sjön är omblandad, polymiktisk eller dimiktisk genom att mäta temperaturprofilen vid sjöns djuphåla. Mätningarna bör helst utföras månadsvis mellan våromblandningen (vanligtvis mellan mars och maj, eller efter islossning) och höstomblandningen (september–oktober) för att verifiera att skiktningen är stabil (**Figur 6**).

Identifiering av omblandade sjöar som saknar skiktning

En omblandad sjö är en sjö där hela vattenmassan förblir helt omblandad under hela sommaren. Grunda sjöar och sjöar med stor vattenyta är typiskt omblandade. I en sådan sjö ändras vattentemperaturen och syrgashalten inte med djup. Även halten av fosfor är den samma i hela sjön oberoende av djup. Finns det data från provtagning av både sjöns ytvatten och bottenvatten kan man använda dessa data för att bedöma om sjön kan betraktas som omblandad vid provtagningstillfället. Efter att man säkerställt att sjön inte är dimiktisk (se nästa avsnitt) kan man utgå från differensen mellan fosforhalten i ytvatten och bottenvatten vid sensommarprovtagningen. Om fosforhalten är den samma oberoende av djup är vattnet i sjön helt omblandat. En något högre fosforhalt i bottenvatten än i ytvatten ger inte heller upphov till felbedömning av risk, detta eftersom volymen på bottenvatten vanligtvis utgör en liten del av sjöns totala volym. När man beräknar risken för förhöjd internbelastning (**bilaga 1**) kan man därför med ganska stor säkerhet betrakta sjöar där fosforhalten i bottenvatten $< 1,5 \times$ fosforhalten i ytvatten som omblandade.

Om man saknar data på fosforhalten i sjöns bottenvatten kan man använda andra parametrar såsom syrgashalt och vattentemperatur för att identifiera omblandade sjöar. Vid omblandade förhållanden borde bottenvattnet vara syresatt och det borde inte vara någon större skillnad i temperatur mellan ytvatten och bottenvatten. En temperaturdifferens vid sensommarprovtagningen mellan ytvatten och bottenvatten på mindre än $2\text{ }^{\circ}\text{C}$, alternativt att bottenvattentemperaturen $> 15\text{ }^{\circ}\text{C}$ kan användas för att identifiera sjöar som kan betraktas som

omblandade. Identifieringen blir något säkrare om man tillägger kriteriet att syrgashalten i bottenvatten ska vara minst 6 mg/l.

För många grunda sjöar finns det ofta enbart data för sjöns ytvatten, eller ibland enbart för sjöns utlopp. I sådana fall kan sjötypen inte identifieras utifrån data på fosforhalter, syrgashalter eller temperatur. Sjöar med maximumdjup på 5 m kan vanligtvis betraktas som omblandade, i synnerhet om sjöns Osgood-index dessutom är lägre än 2. Indexet beräknas som kvoten mellan sjöns medeldjup och kvadratroten av sjöns yta:

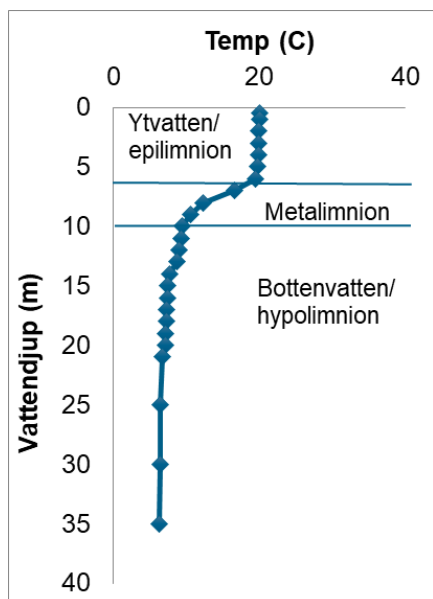
$$\text{Osgood-index} = \frac{\text{Medeldjup, m}}{\sqrt{\text{area, km}^2}}$$

Det är dock betydligt osäkrare att enbart utgå från sjöns geomorfologi för att bedöma om sjön är omblandad än att utgå från en bedömning som bygger på profilmätningar i sjön.

Dimiktiska sjöar med stabil skiktning under hela sommarperioden

Om man saknar data från regelbundna mätningar av temperatur- och syrgasprofiler kan man använda temperaturen på bottenvattnet under sensommaren som hjälp. Om bottenvattnets temperatur under perioden juli–augusti är mindre än 10 °C är det ganska säkert att sjön är skiktad under sommarperioden. Har proverna tagits i september eller oktober ökar risken att sjön helt eller delvis har omblandats, vilket kan leda till en underskattning av risk för internbelastning.

Det finns inget säkert sätt att identifiera dimiktiska sjöar utifrån sjöns morfologi. Man bör därför betrakta sjöar för vilka det saknas uppgifter om sjöns bottenvattentemperatur som polymiktiska och inte enbart riskbedöma dem som dimiktiska sjöar. Sjöar bör även betraktas som polymiktiska under eventuella provtagningsår som uppgifter om bottenvattentemperatur saknas.



Figur 6. Typisk temperaturprofil i en skiktad sjö. Är skiktningen stabil mellan våromblandningen och höstomblandningen är det en dimiktisk sjö. Försvagas profilen markant en eller fler gånger mellan våromblandningen och höstomblandningen är det en polymiktisk sjö. Omblandade sjöar har samma temperatur i hela profilen.

Polymiktiska sjöar

Många sjöar är varken varaktigt helt omblandade eller dimiktiska men kan under sommarhalvåret växelvis vara skiktade och omblandade. Polymiktiska sjöar är sjöar som vanligtvis är omblandade men som under kortare perioder kan vara skiktade. Polymiktiska sjöar har aldrig en stabil skiktning som varar mellan våromblandningen och höstomblandningen. Osgood-index för dessa sjöar ligger vanligtvis mellan 4 och 6 och har ett maximumdjup > 5 m. Om det finns temperatur- eller syrgasprofildata som visar att sjön ibland är skiktad bör sjön betraktas som polymiktisk. Likaså indikerar högre halter av fosfor i bottenvattnet (ca 1 m ovanför sediment) jämfört med halten i ytvattnet att en sjö åtminstone var skiktad vid provtagningstillfället och har en ostabil skiktning. Också låga syrgashalter i bottenvattnet (< 4–5 mg O₂/l) indikerar att sjön tidvis kan vara skiktad. Det är troligt att sjön är svagt skiktad och därför polymiktisk även om det finns en skiktning under hela sommaren, om vattentemperaturen 1 m ovan botten är > 10 °C. Instabila skiktningar innebär att en del av fosfor som frigörs från sedimentet kan transporteras till ytvattnet. Detta skulle leda till en underskattning av internbelastningen om sjön betraktas som dimiktisk och enbart bottenvattnet används för att beräkna internbelastning av fosfor.

Bilaga 3 Steg 2 – Riktlinjer för övervakningsprogram för att kvantifiera internbelastning i sjöar

Författare:

Brian Huser, SLU, Uppsala
Ernst Witter, Länsstyrelsen i Örebro län, Örebro

Detta är en bilaga till: Huser et al 2023. Handbok för åtgärder mot internbelastning. Rapport 2023:03, Havs och Vattenmyndigheten.

Syfte

Den miljöövervakning som vi beskriver här syftar till att ge det dataunderlag som behövs för att kunna kvantifiera internbelastning i en sjö enligt steg 2. Dataunderlaget kan även användas om man går vidare till steg 3, modellering.

Miljöövervakningen

Protokoll för miljöövervakning är olika för dimiktiska sjöar och helt omblandade sjöar. Observera att polymiktiska sjöar (som periodvis kan vara skiktade) provtas enligt båda dessa protokoll.

Skiktade sjöar – polymiktiska och dimiktiska

För att kunna påvisa och kvantifiera internbelastningen använder man profildata om främst totalfosfor (TP). Provtagning görs minst en gång i månaden under perioden från och med islossning (vår-cirkulationen) till och med höst-cirkulationen. Om man misstänker att internbelastningen kan vara betydande under vinterhalvåret är det lämpligt att ta det första provet före islossningen. Detta gäller i första hand i norra Sverige. I södra och mellersta Sverige är internbelastningen vanligtvis mycket större under sommarmånaderna än under vintern pga. högre vattentemperaturer och en kortare period med isläggning.

Man behöver en djupkarta för att kunna beräkna vattenvolymen i sjön vid olika djup (se **bilaga 5**).

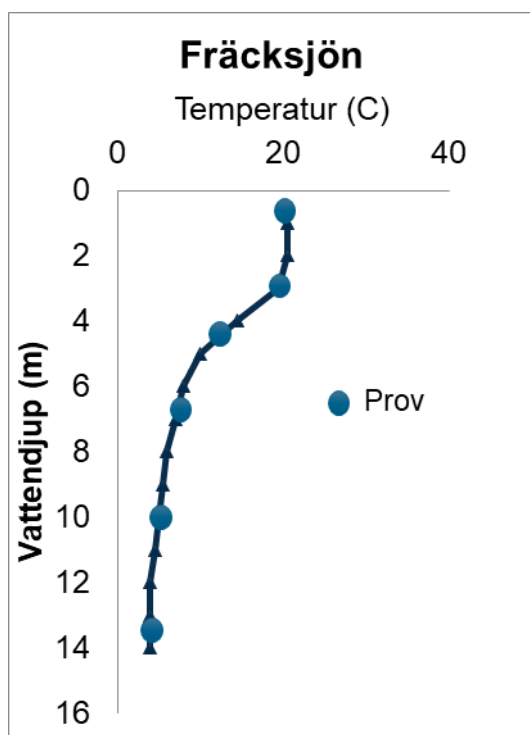
Protokoll för provtagning:

- Utför provtagning enbart vid sjöns djupaste plats (djuphållet).
- Använd ekolod för att mäta och anteckna maxdjupet innan provtagning. Det är viktigt att göra detta på precis samma ställe varje gång.
- Hämta bottenprovet först³⁰ (1 m ovanför botten).
- Mät och anteckna syrgas och temperatur med 0,5 m intervall från ytvatten (0,5 m) till 0,5 m ovanför botten. I sjöar med maximumdjup > 15 m kan man mäta syrgas och temperatur med 1 m intervall. Börja på 0,5 m och mät sedan på jämna djup (.ex. 1 m, 2 m, 3 m). Om sjön är

³⁰ Detta för att minska risken att sediment blandas upp i bottenvattenprovet om syrgas- och temperaturproben av misstag hamnar i sedimentet.

väldigt djup kan man mäta med större intervall på de djup där temperatur och syrgashalter ändrar sig lite.

- Vattenprovtagning och provtagningsdjup: Om sjöns djup är mindre än 15 m ska man ta prover på minst fem olika djup, och på sex olika djup om djupet är större än 15 m. Man bör använda samma provtagningsdjup vid varje provtagningsstillfälle. Om man från tidigare mätningar vet hur temperaturprofilen kan se ut vid skiktning kan man utgå från följande: Ett prov tas i ytvatten (0,5 m), ett strax ovanför metalimnion (vanligtvis ca 4 m, men det kan vara djupare), ett prov i eller nära metalimnion (termoklinen), samt två till tre prover i hypolimnion, varav ett av provena är ett bottenprov som tas 1 m ovanför botten och ett eller två prov tas mellan bottenprovet och djupaste provet i metalimnion (se **Figur 7**). Om man saknar förhandsuppgifter om temperaturprofilen kan man använda följande provtagningsdjup: 0,5 m, 4 m, 6 m, $(\text{maxdjup} - 6)/2$ m och $(\text{maxdjup} - 1)$ m.



Figur 7. Temperaturprofil vid skiktning i Fräcksjön samt djup för provtagningar.

Man behöver använda sig av ett antal olika analysparametrar när man räknar ut internbelastningen i skiktade sjöar :

- Obligatoriska:
 - × temperatur och syrgasprofil enligt ovan
 - × totalfosfor (TP)
 - × PO₄-P
 - × pH.

- Frivilliga³¹:
 - × kväve (totalkväve, ammoniumkväve och nitrat + nitritkväve) i hela profilen
 - × klorofyll a (enbart ytvatten)
 - × siktdjup
 - × Kalcium (enbart ytvatten)
 - × Magnesium (enbart ytvatten)
 - × Klorid (enbart ytvatten)
 - × Sulfat (enbart ytvatten)
 - × Turbiditet (FNU) (enbart ytvatten)
 - × absorbans 420 nm (enbart ytvatten).

Polymiktiska och helt omblandade sjöar

För att beräkna internbelastning tittar man på skillnaden mellan tillförsel och bortförsel av fosfor från sjön samt ändringarna i mängden fosfor i sjön. Det är önskvärt att man har en djupkarta för att korrekt kunna beräkna sjöns vattenvolym samt effekten av eventuella ändringar i vattennivån på vattenvolymen. Saknar man djupkarta kan man uppskatta vattenvolymen utifrån sjöns area och medeldjup. Ändring av vattenvolymen kan man uppskatta utifrån sjöns totala areal och ändringarna av vattennivån.

Följande mätningar behöver genomföras under sommarhalvåret:

- Provtagning av tillrinnande och utgående vatten minst en gång varje månad (gärna varannan vecka vid höga flöden eller om omsättningstiden i sjön < 3 månader) under perioden efter islossning t.o.m. oktober.
- Provtagning av sjöns ytvatten (0,5 m) ungefär mitt i sjön³², samt mätning av vattennivån i sjön.
- Provtagning av mängden fosfor som rinner till och från sjön. Denna mängd beräknar man från mätning av TP i inloppen och utloppen och uppskattning av vattenföringen. Det senare gör man antingen genom att mäta vattendragets tvärsnitt och mätning (flödesmätare) eller genom att uppskatta vattenflödet med flottörmetoden. Mätningen utför man lämpligast i trummar. Om vattendraget omfattas av SMHI:s S-HYPE-beräkningar av vattenföring kan man använda dessa data. Man bör dock göra mätningar för att bedöma om man kan använda modellerade data för flöde, om dessa data i så fall måste kalibreras med uppmätta data, eller om de inte kan användas pga. stora osäkerheter.

Följande analysparametrar gäller vid provtagning av inflöden och utflöden:

- Obligatoriska:
 - × vattenföring, Q, i inloppen och utloppen (m³/s)
 - × totalfosfor.

³¹ Frivilliga analysparametrar är de som eventuellt kan vara till nytta i bedömningen, dynamisk modellering i steg 3 av verktyget, eller som kan användas som underlag vid statusklassning inom Vattenförvaltningen.

³² Det viktigaste är att undvika grunda områden med mycket makrofyter som t.ex. vass eftersom makrofyter kan stabilisera vattenpelaren och öka sedimentationshastigheten. Fosforhalterna kan vara betydligt lägre i sådana områden jämfört med andra områden där vattnet kan omblandas.

- Frivilliga, men viktiga om man kommer göra modellering (steg 3):
 - × $\text{PO}_4\text{-P}$
 - × löst totalfosfor
 - × kväve (totalkväve, ammoniumkväve och nitrat + nitritkväve)
 - × turbiditet eller suspenderat material
 - × klorofyll a.

För att beräkna hur mängden fosfor i sjön ändras under sommaren är det viktigt att man har tillförlitliga data om sjöns fosforhalt och vattenvolym. Man kan använda fosforhalten i utloppet men den är inte alltid representativ för halten i sjön. Det finns processer som kan öka sedimentation av partiklar och minska fosfor i vattnet på väg ur sjöar. Det är därför önskvärt att man även tar vattenprover i sjön, om det finns förutsättningar för det. Provtagningsfrekvensen i sjön bör vara minst 1 gång per månad, gärna oftare under högsommaren då internbelastningen kan vara intensiv



För att mäta vattenståndet i sjön gäller det att utnyttja de hjälpmedel som redan kan finnas på plats. Foto: Mostphotos.

Vattennivån i sjön kan ändra sig påtaglig under sommaren vilket påverkar vattenvolymen och den beräknade mängden fosfor. Man bör därför om möjligt försöka mäta sjöns vattenstånd vid varje provtagning. Ett enkelt sätt är att mäta vattennivån med linjal vid en fast konstruktion i eller över vattnet (t.ex. en brygga), vilket ger ett mått på den relativa förändringen i sjöns vattennivå. Man använder sedan djupkartan för att beräkna vattenvolymer vid olika vattennivåer.

Det finns ett antal analysparametrar utöver provtagning av inlopp och utlopp som man behöver beakta vid provtagning i sjön.

- Obligatoriska:
 - × vattenståndet
 - × totalfosfor
 - × temperatur
 - × syrgas.
- Frivilliga men viktiga om man kommer göra modellering (steg 3)²:
 - × $\text{PO}_4\text{-P}$
 - × löst totalfosfor
 - × färgtal
 - × siktdjup
 - × kväve (totalkväve, ammoniumkväve och nitrat + nitritkväve)
 - × turbiditet eller suspenderat material
 - × klorofyll a.

Metoden förutsätter att det finns goda förutsättningar att uppskatta sjöns inflöden och utflöden av fosfor. Det vill säga att man behöver kunna mäta minst 80 % av fosfor-inflödet och antingen mäta vattenföringen in och ut, eller få dessa data från S-HYPE. Välj i första hand mätning av vattenföringen. På så sätt kan man jämföra siffrorna med data från S-HYPE och använda dem för

att bedöma om den beräknade vattenföringen i S-HYPE kan användas som alternativ till mätning (antingen direkt eller efter kalibrering med mätningar).

Man kan också använda data från S-HYPE innan man startar miljöövervakningen, för att på så sätt få en uppfattning om hur stor den externa fosforbelastningen är i relation till en eventuell förväntad internbelastning. Det är i synnerhet viktigt att $P_{in} + P_{ut}$ mäts så noga som möjligt om den externa belastningen är i samma storleksordning eller större än den förväntade interbelastningen, eller om sjön har en kort omsättningstid under sommarhalvåret.

Är den totala externa fosfortillförseln stor och man misstänker att viktiga källor inte finns med kan man upprätta en total vattenbalans för sjön. En sådan massbalans bör förutom tillrinning och utrinning ta hänsyn till nederbörd på sjöytan, avdunstning från sjön och ändringar i sjöns vattenvolym. Diskrepans i balansen kan tyda på att det finns källor till tillrinning eller utrinning som inte har kunnat mätas. Oförklarad tillrinning behöver dock inte alltid betyda att det även sker en oförklarad tillförsel av fosfor. Det kan t.ex. vara fallet om den oförklarade tillrinningen sker från grundvatten, som dessutom kan vara både en källa och sänka.

Om förutsättningarna att mäta fosforinflödet är dåliga kan man approximera internbelastningen utifrån ökningen i sjöns fosforhalt under sommarmånaderna. I så fall räcker det med att mäta i sjöns ytvatten i första hand eller i andra hand vid utflödet. Denna metod har dock stor osäkerhet, särskilt vid mätning i utflödet där andra faktorer kan påverka fosforhalten.

Provtagning och analys

Val av provtagare och analyslabb

Resultaten bör vara oberoende av både provtagare och analyslabb. Det är viktigt att analyslabbet är ackrediterat. Det kan vara befogat att stämma av provtagningsrutiner och platser om det finns flera provtagare och vid tveksamheter kring provtagningsrutiner. Detta så att alla provtagningar i en sjö görs på samma sätt och på samma plats. GIS-koordinater ska användas för att hitta samma plats för mätning av maximalt djup och provtagning vid varje provtagningstillfälle.

Provtagningsrutiner och analysmetoder

Följ provtagningsrutinerna för vattenkemi och analysmetoder som anges i [HVMFS 2019:25](#)³³, eller nyare. För de obligatoriska parametrarna är analysmetoderna följande:

- Totalfosfor mäts enligt SS-EN ISO 6878 alternativt SS-EN ISO 15681 eller med annan metod som ger likvärdiga resultat.
- Fosfatfosfor mäts filtrerat eller ofiltrerat enligt tidigare metodik så att data blir jämförbara över tid – ofiltrerat är standard för sötvatten. Analys görs enligt SS-EN ISO 6878 alternativt SS-EN ISO 10304-1, SS-EN ISO 15681 eller med annan metod som ger likvärdiga resultat.
- Löst totalfosfor³⁴ mäts enligt SS-EN ISO 6878:2005. Metodbeskrivningen finns enbart på engelska, och det är metoden för "Total dissolved phosphorus" som ska användas. Den finns beskriven under rubriken "Determination of total phosphorus after peroxodisulfate oxidation". Analys utförs på filtrerat prov.

³³ Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.

³⁴ Observera att detta är en frivillig parameter enbart för grunda sjöar.

- Klorofyll a ska ha mätts och analyserats enligt SS-EN ISO 5667-1:2007 och SS 28146 eller med annan metod som ger likvärdigt resultat.
- Absorbans (420 nm) mäts på ett filtrerat prov enligt SS-EN ISO 7887:2012, 5 cm kyvett.

Sammanställning av resultat

Beräkning av internbelastningen

Eventuell internbelastning i dimiktiska sjöar påvisas och kvantifieras utifrån profildata för temperatur, syrgas och TP samt sjöns djupkarta. Exempel på utveckling av fosforprofilen under sommaren visas i **Figur 8**. För omblandade och polymiktiska sjöar (och i vissa fall även som komplement för dimiktiska sjöar) kvantifieras internbelastningen utifrån sjöns (månatliga) fosforbalans, eller förenklat enbart utifrån utvecklingen av TP-halten och vattenvolymen i sjön under sommaren. För att man ska kunna ta hänsyn till en naturlig bakgrundsinternbelastning används data från referenssjöar med låg eller ingen antropogen påverkan. En arbetsmetod som beskriver hur man beräknar internbelastningen finns i **bilaga 4**.

Provtagning och analys av sediment för att bestämma mängden läckagebenägen fosfor

Ett komplement till vattenprovtagningarna kan vara sedimentanalys för att bestämma mängden läckagebenägen mobil fosfor. Till skillnad från vattenprovtagningarna ger sedimentanalysen information om potentialen för fosforläckage från sedimenten och inte det verkliga läckaget. Analysen är främst relevant när resultaten från vattenprovtagningarna visar att internbelastningen är hög eller mycket hög och att det troligen kommer behövas åtgärder för att minska den. Information om mängden mobil fosfor i sedimentet är i synnerhet viktig för att man rätt ska kunna dimensionera åtgärder som bygger på kemisk bindning av mobil fosfor i sedimenten eller på bortförsl av sediment genom (lågflödes)muddring (se **Del II. Detaljerad beskrivning av åtgärder**).

Provtagning

Provtagning av sedimentkärnor ska ske under den del av året när internbelastningen är som lägst och mängden läckagebenägen fosfor i sedimenten därmed som störst. Provtagningen gör man därför lämpligast under senhösten, från en par veckor efter höstomblandningen fram till våromblandningen. I isbelagda sjöar kan provtagningen göras några veckor efter islossningen. När sjön är isbelagd ska man inte ta prover, annat än direkt (några veckor) efter isläggningen.

Man behöver utföra provtagning på ett flertal platser för att kunna kvantifiera mängden läckagebenägen fosfor rumsligt över hela sjön. Det går inte att ange exakt hur många provplatser som behövs eftersom detta beror på ett flertal sjö-specifika faktorer som sjöns storlek, geomorfologi och läget av källorna till den externa belastningen. En generell tumregel är att antalet prover ökar med sjöns storlek, enligt **Tabell 11**. Man behöver dock alltid justera antalet prover utifrån de plats-specifika förhållandena i och runt sjön.

Tabell 11 Antal sedimentkärnor (prover) som ska hämtas för att få en bra rumslig variation över sjön. Vi rekommenderar inte att ta färre än tre prover.

| Storlek (ha) | Antal prover |
|--------------|----------------------|
| < 25 ha | 3 |
| 25–250 | 1 per 25 ha, minst 3 |
| 250–1000 | 1 per 50 ha |
| > 1000 | Måste bedömas |

Den största mängden läckagebenägen fosfor finns ofta i sedimentets översta 10 till 15 cm, men den kan också finnas längre ner om påverkan från om påverkan från t.ex. bottenlevande fisk ökar sedimentets omblandningsdjup. Man kan använda resultaten från sedimentanalyser för att bedöma ner till vilket djup det finns betydande mängder läckagebenägen fosfor, det så kallade aktiva sedimentdjupet.

Sedimentkärnorna ska delas upp i ett flertal skikt som analyseras var för sig, t.ex. enligt nedanstående uppdelning:

- 0–2 cm
- 2–4 cm
- 4–6 cm
- 6–10 cm
- 10–15 cm
- 15–20 cm
- 25–30 cm.

Det är viktigt att indelningen av skikt är kontinuerlig. Detta eftersom halten läckagebenägen fosfor kan variera kraftigt med djup, på grund av nuvarande och historiska källor av fosfor som har påverkat sjön. Om man kan förvänta ett större omblandningssedimentdjup än 30 cm kan man lägga till flera, djupare prover, t.ex. 30–35 cm och så vidare.

Ett så kallat överskott av läckagebenägen fosfor i det aktiva sedimentdjupet beräknar man utifrån en jämförelse mellan halterna i det aktiva djupet och bakgrundshalterna som finns djupare i sedimentet. Det är därför viktigt att provtagningsdjupet är större än det förväntade aktiva sedimentdjupet.

Analyser

För att beräkna mängden av olika fosforformer i sedimentet använder man en metod som kallas fosforfraktionering. Enligt metoden av Psenner et al. (1988)³⁵ delas de olika fraktionerna in på följande sätt:

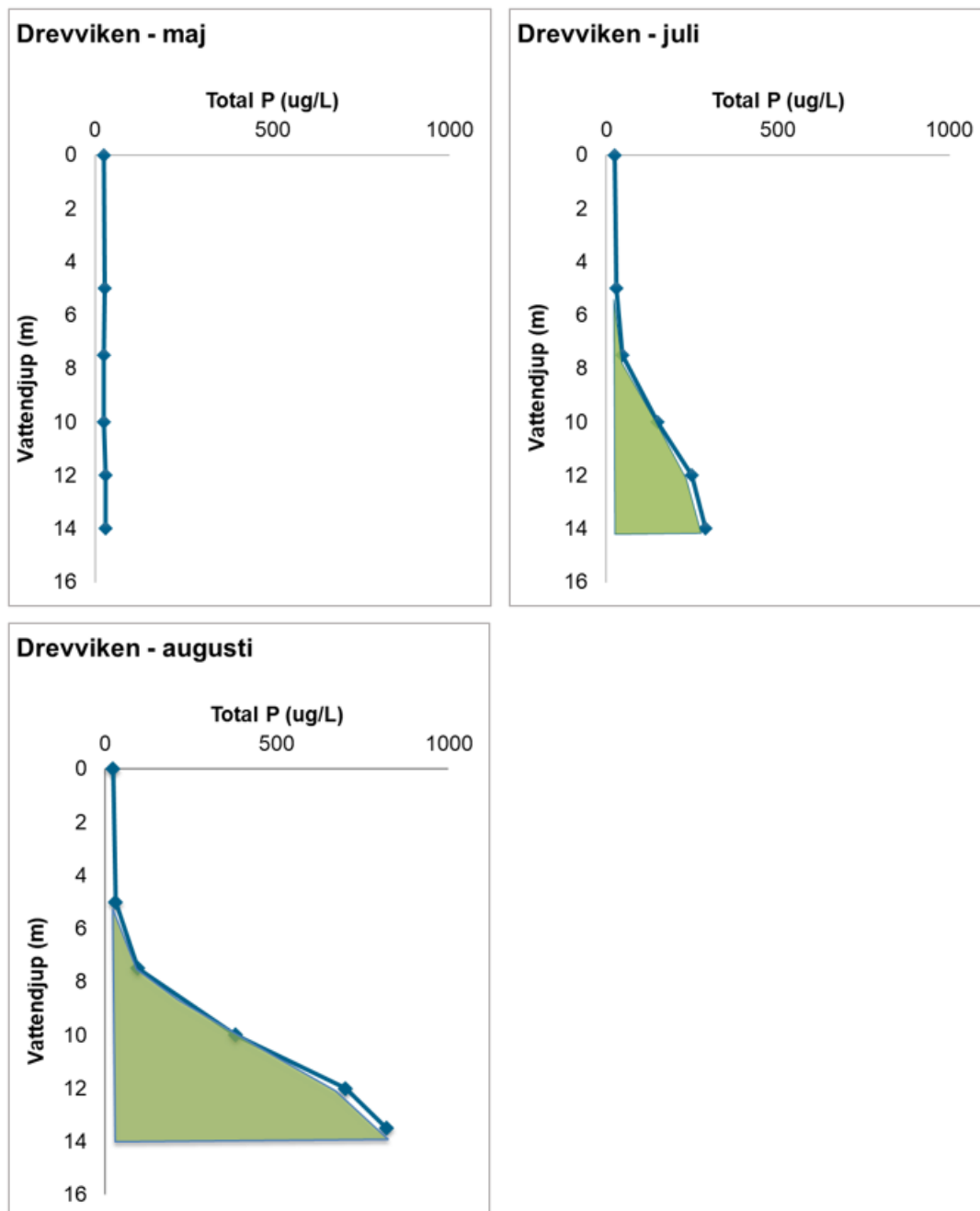
- Lättbunden fosfor/porvattenfosfor extraheras med NH₄Cl eller ultrarent vatten.
- Järnbunden fosfor extraheras med en buffrad natriumditionit-lösning.
- Aluminiumbunden fosfor extraheras med en NaOH-lösning.
- Organisk fosfor extraheras med en NaOH-lösning under hög temperatur och tryck.
- Kalciumbunden fosfor extraheras med en HCl-lösning.
- Restfosfor beräknas som skillnaden mellan totalfosfor och summa fosforfraktioner.

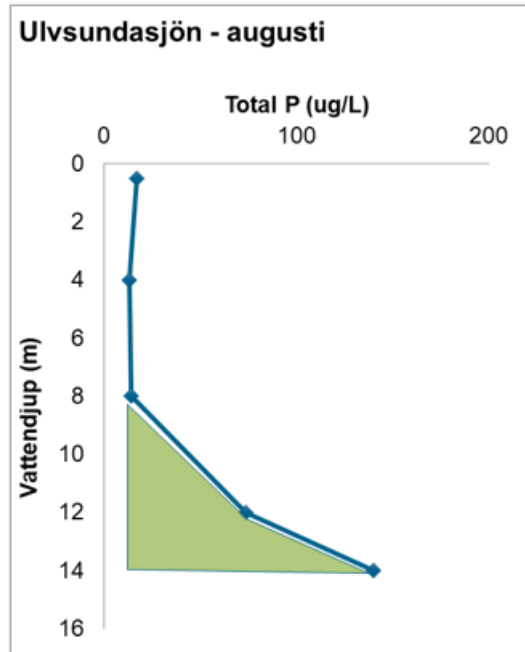
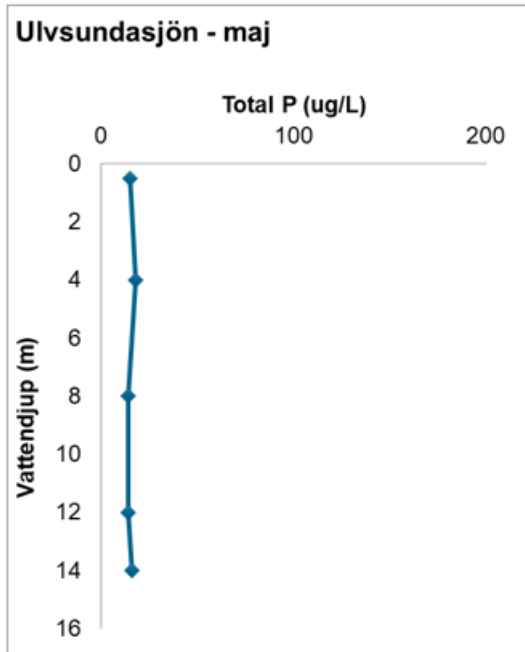
³⁵ Psenner R., Boström B., Dinka M., Pettersson K., Puckso R. och Sager M. 1988. Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. Archiv Fur Hydrobiologie Supplement. 30:98-103.

Under neutrala pH-förhållanden utgörs läckagebenägen fosfor av den lättbundna, järnbundna, organiskt bundna fosfor samt av en del av restfraktionen.

Analyser som bör beställas inkluderar fosforfraktionering, totalfosfor, torrsvikt och glödningsförlust. Uppgifter om torrsvikt och glödningsförlust använder man för att kunna omvandla koncentrationer till massan av fosfor i sedimentet. Det är fosformassan som driver internbelastningen och det är också fosformassan som används för att utveckla åtgärder för att minska internbelastningen.

Figur 8 Exempel på utveckling av fosforprofiler under sommaren i två skiktade sjöar, Drevviken och Ulvsundasjön. Det gröna området mellan linjen och vattendjup (m) längst y-axeln används för att kvantifiera internbelastning.





Bilaga 4 Steg 2 – Beräkning av internbelastning i sjöar

Författare:

Brian Huser, SLU, Uppsala
Ernst Witter, Länsstyrelsen i Örebro län, Örebro

Detta är en bilaga till: Huser et al 2023. Handbok för åtgärder mot internbelastning. Rapport 2023:03, Havs och Vattenmyndigheten.

Syfte

I detta dokument beskriver vi hur man utifrån miljöövervakningsdata kan beräkna internbelastningens storlek. Den beräknade internbelastning kan sedan användas för att ange om internbelastningen i sjön är förhöjd jämfört med den i opåverkade sjöar. Man kan även jämföra den beräknade internbelastningen med den externa belastningen för att få en uppfattning om deras relativa bidrag till den totala belastningen.

I **bilaga 3** beskriver vi vilka miljöövervakningsdata som behövs för beräkningarna och hur man kan ta fram dem.

Princip

Internbelastningen beräknas utifrån massbalansberäkningar för fosfor där en positiv balans motsvarar internbelastningen. Denna kallas för nettointernbelastning (P_{Ni}) eftersom den är mellanskillnaden mellan den fosfor som frigörs från sedimenten (bruttointernbelastning, P_{Bi}) och den fosfor som sedimenterar i vattnet. Där det är möjligt är det önskvärt att man genom uppskattning av sedimentationshastigheten även beräknar bruttointernbelastningen. Det är bruttomängden av fosfor som verkligen belastar och påverkar sjöar. Man bör därför också jämföra denna mängd med externbelastningen för att kunna bedöma vilka åtgärder skulle bli mest effektiva.

Ombländade sjöar och polymiktiska sjöar under perioder utan skiktning

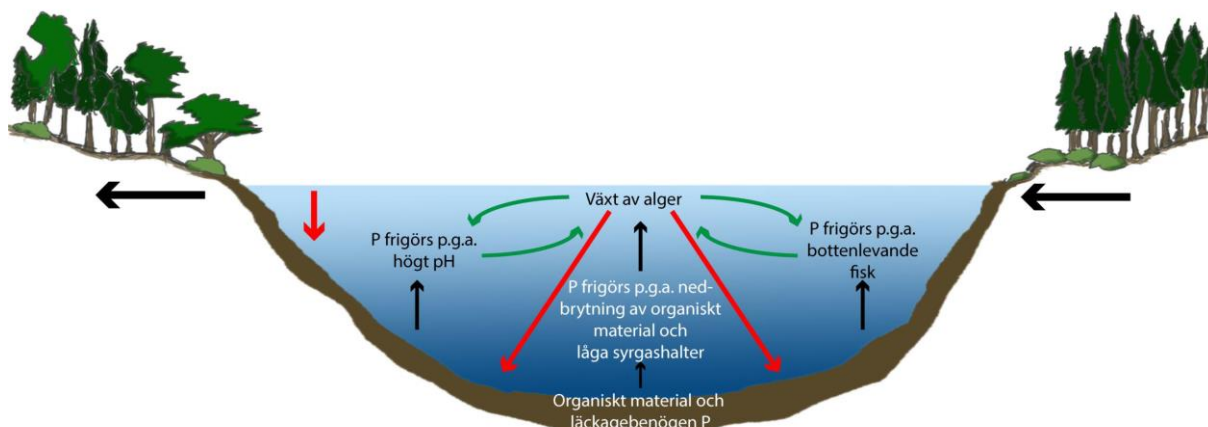
Nettointernbelastningen (P_{Ni}) beräknas utifrån en förenklad massbalansberäkning för fosfor:

$$P_{Ni} = \Delta P_{sjö} - P_{in} + P_{ut} \text{ (netto massbalans),}$$

där $\Delta P_{sjö}$ är ändringen i mängden fosfor i sjön mellan provtagningstillfällena och P_{in} och P_{ut} tillförsel respektive bortförsel av fosfor från sjön.

Under sommaren växer alger, och använder näringsämnen, . När algerna sedan dör antingen sedimenterar de eller blir uppätta av djurplankton, som i sin tur dör och sedimenterar eller blir uppätta av fisk. Fosfor i avföring från fisk och djurplankton sedimenterar också.

Nettointernbelastning är därför egentligen summan av två motsatta processer som i en hiss: frigörelse av fosfor från sedimenten med överföring av fosfor till vattenfasen – hissen upp, och sedimentation av fosfor från vattenfasen till sedimenten – hissen ner (**Figur 9**).



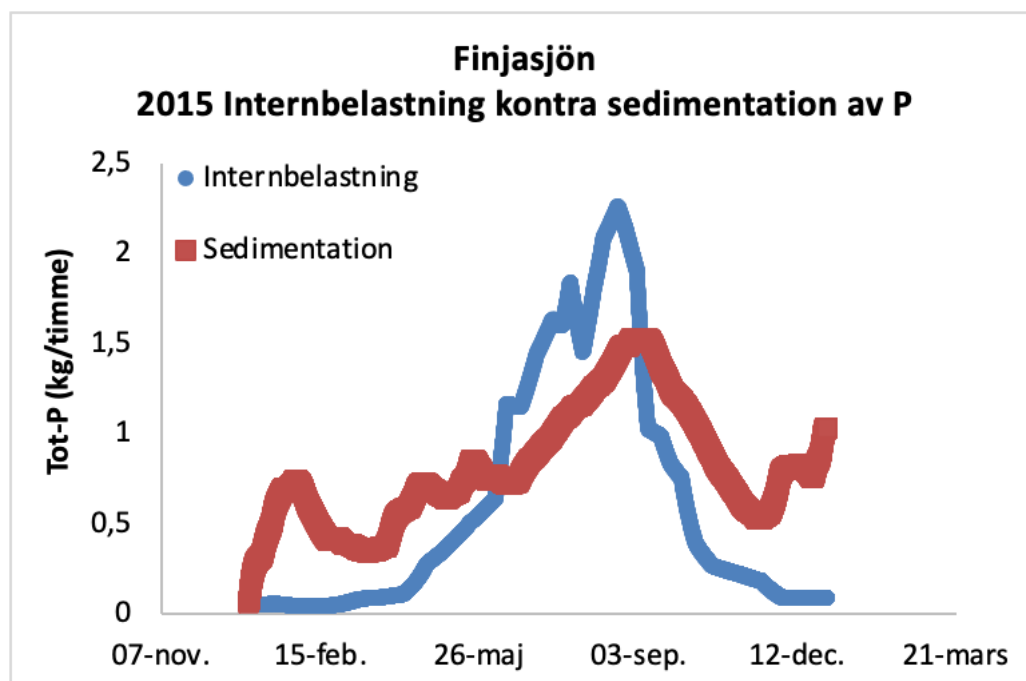
Figur 9. En förenklad version av fosforkretsloppet i helt omblandade och polymiktiska, svagt skiktade sjöar. De svarta (pilar med riktning från botten till toppen) linjerna visar bruttointernbelastning, de röda (pilar med riktning från toppen till botten) sedimentation av fosfor och de gröna (cirkulära pilar) algernas användning av fosfor från interna källor.

I den förenklade massbalansberäkningen mäter man inte dessa processer separat.

Internbelastning avser därför nettointernbelastningen (P_{NI}):

$$P_{NI} = \text{bruttointernbelastning } (P_{BI}) - \text{sedimentation } (P_{sed})$$

En hög bruttointernbelastning kan därför osynliggöras om det parallellt sker en hög sedimentation så att nettointernbelastningen blir låg. Om man enbart beräknar nettointernbelastningen kan detta alltså leda till en stor underskattning av internbelastningen.



Figur 10. Resultat från dynamisk sjömodellering för internbelastning och sedimentation av fosfor i Finjasjön år 2015 som visar en hög bruttointernbelastning och hög sedimentationshastighet. Nettointernbelastningen blir därför låg ([data från Huser 2021](#))³⁶.

³⁶ Huser, B.J. 2021. Sedimentundersökning och utvärdering av sedimentnärsförhållanden och internbelastning av fosfor i Finjasjön. Sjörestaurering Sverige AB. Rapport: 2021:0602.

Ett exempel är Finjasjön i Hässleholm (**Figur 10**). Den beräknade nettointernbelastningen för 2015 var negativ och uppgick till -0,4 ton P, dvs. det skedde en nettosedimentation av fosfor. Däremot beräknades bruttointernbelastningen till 5,3 ton med hjälp av en dynamisk modell (steg 3 i verktyget) som separerar internbelastning och sedimentation (**Tabell 12**).

Tabell 12 I tabellen visas källor och sänkor för fosfor samt ändring av fosformassan i Finjasjön (p.g.a. olika fosforhalter och volymer) mellan start och slut av modelleringsperioden ($\Delta P_{\text{sjö}}$).

| | Dynamisk sjömodell (ton P) |
|---|-------------------------------|
| Källor | |
| Inflöde, P_{in} | 4,17 |
| Brutto-internbelastning, P_{BI} | 5,32 |
| Summa | 9,49 |
| Sänkor | |
| Sedimentation | 7,10 |
| Utflöde, P_{ut} | 3,50 |
| Summa | 10,60 |
| $\Delta P_{\text{sjö}}$ | 1,1 |

Beräkning av enbart nettointernbelastningen skulle därför leda till slutsatsen att ingen risk för förhöjd internbelastning föreligger. Detta trots att det sker en betydande bruttointernbelastning under sommarhalvåret, vilket leder till algblooming och att när algerna sedan dör och sedimenterar bidrar de till en hög sedimentation (jämför **Figur 9**). Därför rekommenderar vi att man när det är möjligt använder den modifierade ekvationen nedan för att beräkna internbelastning av fosfor för omblandade och svagt skiktade sjöar:

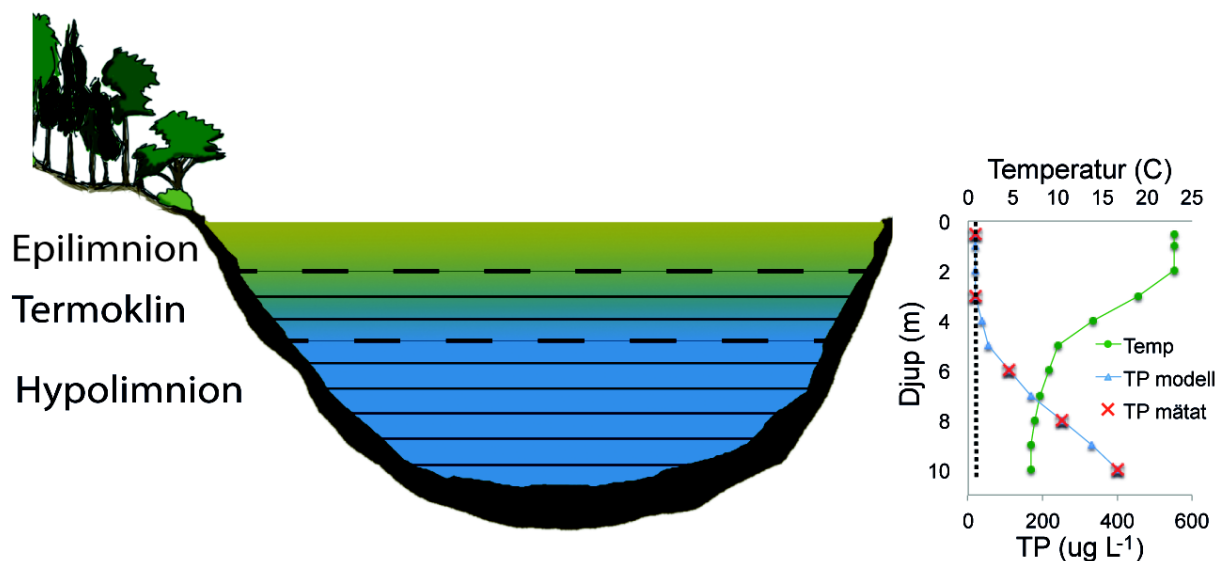
$$P_{\text{BI}} = \Delta P_{\text{sjö}} - P_{\text{in}} + P_{\text{ut}} + P_{\text{sed}} \text{ (bruttomassbalans),}$$

där P_{sed} är mängden fosfor som sedimenterar från sjövattnet.

Hur beräkningen kan göras beskriver vi längre ner i avsnittet "Hänsyn till sedimentation och beräkning av brutto internbelastning".

Dimiktiska sjöar

I dimiktiska sjöar med en stabil skiktning ackumuleras fosfor som frigörs från sedimenten i vattenmassan under språngskiktet. Fosfors rörelse från vattenmassan nära botten mot ytvattnet är begränsad av ämnets låga diffusionshastighet i vatten. Under perioder med stabil skiktning synliggörs därför internbelastningen i dessa sjöar som en typisk fosforprofil med höga fosforhalter i vattenmassorna nära botten och gradvis lägre halter mot ytan (**Figur 11**). Internbelastningen kvantifieras som ökningen av mängden fosfor i vattenmassorna under språngskiktet under perioder med stabil skiktning.



Figur 11 Skiktad, dimiktisk sjö (vänster) och profildata för temperatur och TP (höger). Horisontella streckade linjer i sjön representerar gränser för termoklinen. Den vertikala streckade linjen i figuren till höger representerar bakgrund TP ($20 \mu\text{g L}^{-1}$ i detta exempel) som subtraheras från alla TP-koncentrationer i profilen innan P-massan beräknas.

Beräkning av internbelastningen

Omblandade sjöar och polymiktiska sjöar med instabil skiktning

Metoden används för helt omblandade sjöar och polymiktiska sjöar under perioder när de inte visar någon stabil skiktning.

Databehov

Följande behövs för att kunna utföra beräkningen:

- djupkarta med upplösning på minst 1 m samt hypsograf konstruerad från djupkartan
- minst månatliga data på tillförsel och bortförsel av fosfor, vilket kräver mätning av både vattenflöden och fosforhalter
- minst månatliga data på P_{tot} i sjön samt vattennivån vid provtagningen i sjöar med varierande vattenstånd.

Beräkning av nettointernbelastning i kg P

Nettointernbelastningen, P_{Ni} , beräknas utifrån nettomassbalansen:

$$P_{\text{Ni}} = \Delta P_{\text{sjö}} - P_{\text{in}} + P_{\text{ut}} \text{ (i kg P)}$$

Tillförsel och bortförsel av fosfor beräknar man genom att multiplicera den uppmätta fosforhalten med vattenföringen. För att kunna beräkna mängderna fosfor mellan två provtagningar behöver man ta ett medelvärde av fosforhalten och av vattenföringen vid första och vid andra provtagningstillfället.

Om vattenmassan i sjön var helt omblandad vid provtagningstillfället beräknar man mängden fosfor i sjön genom att multiplicera den uppmätta halten med sjöns hela vattenvolym. Om man har mätningar av vattenståndet vid provtagningarna kan man använda dessa för att med hjälp av hypsografen för sjön beräkna vattenvolymen vid olika vattenstånd. Det förutsätter dock att vattenståndet (eller maximaldjupet) var känt när djupkarteringen som ligger till grund för hypsografen genomfördes.

Om sjön var skiktad vid provtagningen och proverna visar att fosforkoncentrationen inte är konstant med djup beräknar man mängden fosfor i sjön genom att addera mängden fosfor för varje skikt. Hur detta görs beskriver vi i avsnittet om dimiktiska sjöar nedan. Observera dock att man för polymiktiska sjöar även tar med mängden fosfor i ytvattenskiktet i beräkningen, och inte enbart mängden under språngskiktet. Man beräknar alltså mängden fosfor i hela vattenmassan. Om man använder denna metod måste den användas under hela säsongen för att man ska kunna jämföra fosformängder och beräkna internbelastningen mellan provtagningstillfällena.

Hänsyn till sedimentation och beräkning av bruttointernbelastning

I polymiktiska sjöar är det inte ovanligt med perioder där det sker (netto)sedimentation, dvs. att sedimentationen är högre än internbelastningen. Om man med provtagningen har fångat in perioder med nettosedimentation kan man använda data för dessa perioder för att uppskatta nettosedimentationen. Det är viktigt att vara medveten om att eftersom det handlar om nettosedimentation (dvs. att det kan finnas internbelastning samtidigt) är dessa data en underskattning av den verkliga (brutto)sedimentationshastigheten. För att beräkna sedimentationen är det bäst att använda minskningen av mängden fosfor i vattnet som ofta sker under våren och senhösten då internbelastningen är som lägst.

För att kunna uppskatta sedimentationen, använder man den vanliga massbalansekvationen för beräkning av internbelastning:

$$P_{NI} = \Delta P_{sjö} - P_{in} + P_{ut} \text{ (nettomassbalans)}$$

När P_{NI} är negativ finns det mer sedimentation än internbelastning och P_{NI} kan likställas med sedimentationshastigheten, P_{sed} , om man kan anta att internbelastningen är försumbar. Eftersom det oftast går olika många dagar mellan provtagningarna, måste mängden fosfor (kg) förvandlas till mängden fosfor per tid (kg/dag). Detta gör man enkelt genom att dividera mängden sedimentation med antalet dagar mellan provtagningarna. Dessa mängder lägger man till nettointernbelastningen.

I **Tabell 13** visas ett exempel från en helt omblandad sjö där prover togs från den 28 april t.o.m. den 19 oktober. Nettointernbelastningen beräknades enligt formeln för en nettomassbalans. Under de perioder där nettointernbelastningen var negativ var sedimentationen större än (brutto-)internbelastningen. I detta exempel var den beräknade nettointernbelastningen mest negativ under senhösten mellan den 7 och den 19 oktober (283 kg). Det är rimligt att anta att (brutto)internbelastningen var försumbar under denna period på senhösten och den beräknade negativa nettointernbelastningen kan därför likställas med sedimentationen. Sedimentationshastigheten under denna period var 23,6 kg P/dag (283/12 dagar). Genom att även anta att sedimentationshastigheten är konstant under hela provtagningsperioden kan man beräkna sedimentation i kg P mellan varje provtagningstillfälle. Detta gör man genom att multiplicera sedimentationshastigheten (23 kg P/dag) med antalet dagar mellan

provtagningstillfällena. Dessa mängder lägger man till den beräknade nettointernbelastningen för att beräkna bruttointernbelastningen, P_{BI} :

$$P_{BI} = P_{NI} + P_{sed}$$

Resultaten visas i **Tabell 13**.

Tabell 13 Nettointernbelastning, sedimentation och beräknad bruttointernbelastning (nettointernbelastning + sedimentation) mellan provtagningstillfällena. Nettointernbelastningen är beräknad utifrån nettomassbalansen.

| Datum | Netto-internbelastning, P_{NI} (kg) | Sedimentation, P_{sed} (kg) | Brutto-internbelastning, P_{BI} (kg) |
|------------|--|----------------------------------|---|
| 28/04/2020 | | | |
| 14/05/2020 | -67 | 378 | 311 |
| 28/05/2020 | 58 | 330 | 388 |
| 08/06/2020 | 35 | 260 | 294 |
| 26/06/2020 | -16 | 425 | 408 |
| 10/07/2020 | 95 | 330 | 425 |
| 29/07/2020 | -143 | 448 | 305 |
| 04/08/2020 | 255 | 142 | 397 |
| 18/08/2020 | 212 | 330 | 542 |
| 02/09/2020 | -3 | 354 | 351 |
| 15/09/2020 | 10 | 307 | 317 |
| 07/10/2020 | 12 | 519 | 531 |
| 19/10/2020 | -283 | 283 | 0 |






Man kan även använda perioder under sommaren för att uppskatta sedimentation. Detta gör man om det inte finns några perioder under tidig vår eller sen höst då mängden fosfor i sjöns vatten minskar. Det är dock viktigt att vara medveten om att det vid mätning på sommaren nästan säkert blir en underskattning. Om det inte finns några tillfällen med negativ internbelastning (nettosedimentation) kan man inte beräkna bruttointernbelastningen.³⁷

Beräkning av internbelastningshastigheten, L_i

Internbelastningshastigheten för omblandade och polymiktiska sjöar uttryckt per bottenareal beräknar man genom att dividera internbelastningens storlek i kg P med antal dagar mellan provtagningarna och sjöns hela bottenareal. Den beräknade hastigheten, L_i , uttrycks i $\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$ och kan jämföras med värdena i **Tabell 14** nedan.

³⁷ I Danmark används en modell för att uppskatta sedimentation utifrån sjöegenskaper som t ex. sjöns djup ([Jensen et al 2006](#)). Modellen är kalibrerad för grunda sjöar i Danmark men kan även vara tillämpbar på grunda sjöar i södra Sverige.

Tabell 14. Steg 2: bedömning av nivån på internbelastningen i grunda, helt omblandade sjöar. Internbelastningshastigheten (Li) avser bruttointernbelastning, dvs. sedimentationen är fråndragen. Värdena representerar medianen för varje nivå.

| Nivå | Li mg P m ⁻² d ⁻¹ |
|--|--|
|  Mycket låg | 0,2 |
|  Låg | 0,4 |
|  Måttlig | 1,9 |
|  Hög | 4,9 |
|  Mycket hög | 9,1 |

Dimiktiska sjöar

Metoden används för dimiktiska sjöar med stabil skiktning. Den kan även användas som kompletterande beräkningssätt för polymiktiska sjöar under perioder när de har stabil skiktning.

Databehov

Följande behövs för att kunna utföra beräkningen:

- djupkarta med upplösning på minst 1–3 m beroende på sjöns djup
- minst månatliga data på P_{tot} i hela profilen (se bilaga 3 för hur provtagningen bör utföras)
- profildata för temperatur minst varje meter (för att kunna bestämma språngskiktet).

Beräkning av internbelastning i kg P

Mängden fosfor i sjön (kg P) under språngskiktet beräknar man genom att multiplicera fosforhalten i varje djupskikt under språngskiktet med vattenvolymen i det skiktet. För att bedöma det djup där "bottenvattnet" börjar använder man storleken på temperaturändringen för varje meters djup. Där ändringen är 1 °C eller mer börjar språngskiktet. Vattenvolymen från den nivån och djupare används för att beräkna fosformassan under språngskiktet (se exemplet i **Tabell 15**).

Tabell 15 Vattentemperatur genom vattenpelaren i en sjö med ett maximaldjup på 10,5 m. Volymen vid de djup som är i tabellens gråskuggade fält (från 4 m och djupare) används med fosforkoncentrationer på samma djupnivå för att beräkna mängden fosfor under språngskiktet. Mängden fosfor på de olika djupnivåerna summeras för att beräkna den totala mängden fosfor i bottenvattnet.

| Vattendjup (m) | Temperatur (C) |
|----------------|----------------|
| 0,5 | 20,0 |
| 1 | 20,0 |
| 2 | 19,5 |
| 3 | 19,0 |
| 4 | 18,0 |
| 5 | 16,5 |
| 6 | 15,0 |
| 7 | 14,0 |
| 8 | 13,5 |
| 9 | 12,7 |
| 10 | 12,5 |

Fosforhalterna i sjöns ytvatten (ca. 0–2 m, oftast tas provet från 0,5 m) ovanför språngskiktet påverkas främst av fosforhalterna i det tillrinnande vattnet i starkt skiktade sjöar. Alger använder denna fosfor, dör, och sedimenterar sedan genom vattenpelaren på väg till sedimentet. Detta sker kontinuerligt och ökar mängden fosfor under språngskiktet. För att inte inkludera denna fosfor i beräkningen, subtraherar man fosforhalten i ytvattnet från alla prov innan man gör beräkningarna.³⁸

Bäst är att beräkna mängden fosfor med 1 m djupintervall.³⁹ I bilaga 5 beskriver vi hur man kan beräkna vattenvolymen för varje meter. Eftersom vattenkemiprovtagningen vanligtvis är utförd med större djupintervall än 1 m behöver man uppskatta fosforhalten för varje meters djupintervall genom att interpolera mellan provtagningsdjupen. Detta kan man göra genom att dra en rak linje mellan mätvärdena för provtagningsdjupen (**Figur 11**). Eftersom det djupaste provet oftast tas minst 1 m ovanför botten kan det vara nödvändigt att uppskatta fosforhalten i vatten djupare än det maximala provtagningsdjupet. Detta gör man genom att fortsätta med samma interpoleringslinje som kopplar det djupaste provet med det näst djupaste. Som ett alternativ till att dra raka linjer mellan mätvärdena för provtagningsdjupen kan man anpassa en empirisk kurva som beskriver hur fosforhalten ändras med djup och använda ekvationen som beskriver kurvan för att beräkna fosforhalter för varje meters intervall.

Internbelastningen i kg P beräknar man genom att summera mängden fosfor för varje djupskikt under språngskiktet. Internbelastningen beräknas som skillnaden i mängden fosfor mellan två olika provtagningsdatum. Den maximala internbelastningen beräknas som skillnaden mellan den största mängden fosfor under språngskiktet (vanligtvis vid sensommarprovtagningen) och mängden fosfor under språngskiktet strax efter våromblandningen.

I skiktade sjöar förblir fosfor som har frigjorts från sedimenten i vattenfasen utan sedimentation så länge det inte sker någon påtaglig tillväxt av växtplankton under språngskiktet. Man kan därför betrakta den enligt ovan beräknade internbelastningen som bruttointernbelastning.

Det är viktigt att man enbart tillämpar ovanstående beräkningssätt under perioder när sjön har en stabil skiktning, annars är risken stor att internbelastningen kommer att underskattas. En underskattning uppstår om fosfor som frigörs från sedimentet når ytvattnet när skiktningen är svag, vilket ökar fosforhalterna i ytvattnet och minskar dem i bottenvattnet. Ofta visar detta sig genom att djupet på språngskiktet förflyttar sig under säsongen, medan fosforhalterna strax ovanför språngskiktet är högre än i ytvattnet. Se **bilaga 2** för att bedöma om sjön är starkt skiktad eller inte.⁴⁰ Om man bedömer att sjön inte är starkt skiktad ska man använda metoden för polymiktiska sjöar för att beräkna internbelastningen.

³⁸ Om detta ger upphov till negativa fosforhalter i bottenvattnet kan internbelastningen inte beräknas. Det innebär dock inte att det inte finns någon internbelastning. Det kan vara så att externbelastningen har ökat fosforhalterna i ytvattnet så att de är högre jämfört med de i bottenvattnet. Det kan också vara så att sjön inte är starkt skiktad och en del av den fosfor som frigjordes från sedimentet har nått ytvattnet. I sådana fall behöver man försäkra sig om att sjön verkligen är starkt skiktad.





³⁹ I stället för att beräkna mängden fosfor med 1 m djupintervall kan man som ett enklare alternativ beräkna mängden för varje djupintervall mellan djupkartans isolinjer, eller för varje djupintervall som har använts för vattenkemiprovtagningen. Detta är dock ett grovare beräkningssätt som enbart är motiverat om man anser att tillgängliga data är för osäkra för att motivera interpolering till 1 m djupintervaller. Det är dock viktigt att se till att fosforhalten man använder vid beräkningen för ett djupintervall är representativ för intervallet eftersom fosforhalten ofta ändras snabbt med djup.

⁴⁰ Sjön kan fortfarande betraktas ha en stabil, stark skiktning även om djupet på språngskiktet ändrar sig något under sommaren (1–2 m). Detta förutsatt att bottenvattentemperaturen förblir under 10 °C och att temperaturändringen vid språngskiktet är > 1 °C per meter.

Beräkna internbelastningshastigheten, Li

För att beräkna internbelastningens hastighet uttryckt per den bottenareal som bidrar till internbelastningen, dividerar man internbelastningens storlek i kg P med antalet dagar mellan provtagningarna och bottenarealen för den del av sjön som har ett djup större än språngskiktet. Den beräknade hastigheten, Li, uttrycks i $\text{mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ och kan jämföras med värdena i **Tabell 16** nedan.

Tabell 16. Steg 2: bedömning av nivån på internbelastningen i dimiktiska sjöar med stabil skiktning. Internbelastningshastigheten (Li) avser bruttointernbelastningen. Värdena representerar medianen för varje nivå.

| Nivå | Li $\text{mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ |
|--|---|
|  Mycket låg | 0,4 |
|  Låg | 2,0 |
|  Måttlig | 3,9 |
|  Hög | 10,6 |

Bilaga 5 Steg 2 – Beräkning av vattenvolymer i sjöar för olika djupintervaller

Författare:

Brian Huser, SLU, Uppsala
Ernst Witter, Länsstyrelsen i Örebro län, Örebro

Detta är en bilaga till: Huser et al 2023. Handbok för åtgärder mot internbelastning. Rapport 2023:03, Havs och Vattenmyndigheten.

Syfte

I detta dokument beskriver vi hur man utifrån djupkartor kan beräkna vattenvolymer för olika djupintervaller.

Bakgrund

För att kunna kvantifiera internbelastningen uttryckt i mängden fosfor behöver man multiplicera den uppmätta fosforhalten med vattenvolymen. För helt oblandade sjöar är halten konstant med djup och man beräknar enkelt mängden genom att multiplicera fosforhalten med hela sjöns vattenvolym.

För dimiktiska sjöar och polymiktiska sjöar behöver man dela in sjön i olika djupintervall under perioder när de är skiktade. Bäst är att göra detta för varje meter. För att beräkna mängden fosfor för varje intervall behöver man först beräkna vattenvolymen vid olika djup. Detta gör man med hjälp av sjöns djupkarta.

Djupkartor

För de flesta sjöar finns inga djupkartor samlade hos någon datavärd. SMHI tillhandahåller dock genom SVAR en Excelfil med uppgifter om arealer och volymer för ett tusental sjöar.⁴¹ Dessa uppgifter kan räcka när man beräknar internbelastning i grunda, helt oblandade sjöar, men för dimiktiska och polymiktiska sjöar behöver man djupkartor. För ett mindre antal sjöar finns djupkartor tillgängliga via SMHI:s damm- och sjöregister⁴² men i många fall behöver man skapa en djupkarta.

Djupkartor framställs genom lodning av en sjö. Tidigare använde man främst manuell lodning med lod och manuell registrering av vattendjupet på olika platser i sjön. Djupkartan skapar man genom att dra isolinjer genom platser med samma djup. Djupkartor som enbart finns på papper eller i pdf-format behöver digitaliseras. De digitaliserade kartorna kan man sedan importera i ArcGIS eller något annat GIS-program för att beräkna arealen vattenyta för varje isolinje. Det går även att beräkna vattenvolymer för olika djupintervaller i många GIS program. Hör med er GIS-samordnare eller konsult för att få hjälp med detta.

⁴¹ SMHI, SVAR (Svenskt vattenarkiv). Databas med samling av djupkartor med uppgifter om sjödjup och sjövolym. <https://www.smhi.se/data/hydrologi/svenskt-vattenarkiv>

⁴² SMHI och Havs och Vattenmyndigheten. Damm- och sjöregister. <https://vattenwebb.smhi.se/svarwebb/>

Nuförtiden används oftast någon form av ekolod för djuplodning och framställning av djupkartor. Dessa djupkartor har oftast en mycket högre upplösning än djupkartor framställda med hjälp av manuell lodning. Data från ekolodet kan vanligtvis importeras till GIS eller andra program som kan användas för att framställa djupkartor och för att beräkna vattenvolymer för både hela sjön och för olika djupintervall.

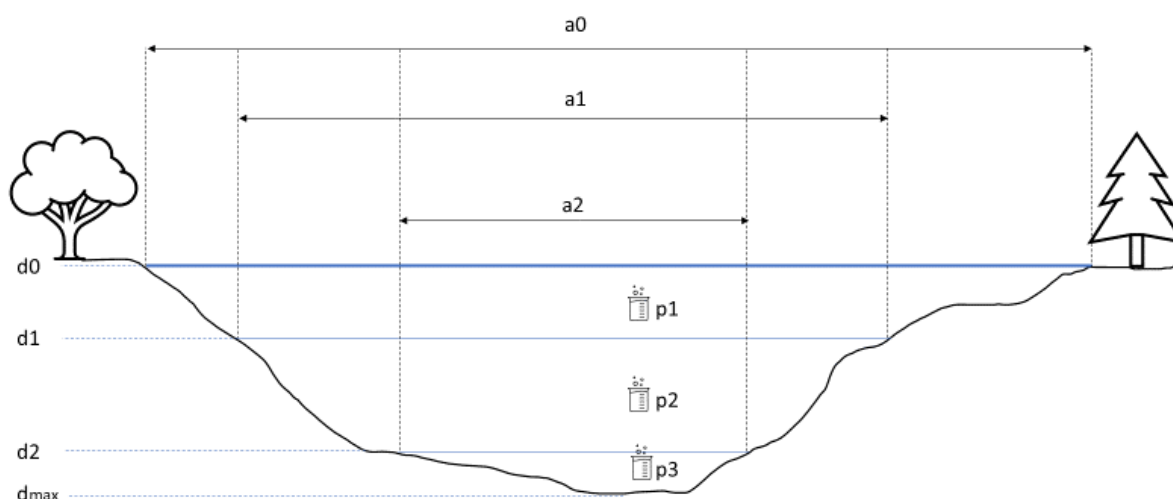
För närvarande saknas vägledning för hur djupkartor kan tas fram, men tjänsten tillhandahålls av ett flertal konsultföretag. Vid upphandling av tjänsten kan man utgå från SLU:s kravspecifikationer för lodning och djupkartering av trendsjöar (SLU, Institutionen för Akvatiska resurser).

Beräkning av vattenvolym

Om djupkartering har genomförts genom ekolodning behöver man inte använda sig av nedanstående beräkningssätt. Detta eftersom GIS eller liknande program kan använda all data från ekolodningen för att beräkna vattenvolymer med hög precision. Med hjälp av sådana program går det att beräkna vattenvolymer för valfria djupintervall.

Nedanstående beräkningssätt kan man använda om man enbart har tillgång till äldre djupkartor med låg upplösning eller enbart uppgift om arean mellan isolinjer.

När man beräknar vattenvolymen för olika djupintervall är det viktigt att man utgår från den ackumulerade (totala) arean för varje djupintervall och inte (del)arean för djupintervallet. I bilden nedan (**Figur 12**) representerar a_0 den totala sjöytan, a_1 den totala arean vid djup 1, osv. Arealen för ett djupintervall, som oftast benämns delarean, är skillnaden mellan den totala arean vid två djup. Till exempel är delarean för djupintervallet d_0 och d_1 skillnaden mellan a_0 och a_1 .



Figur 12. Schematiskt tvärsnitt av sjö som visar den totala arean (a_0 ... a_2) vid olika djup (d_0 ... d_{max}). p_1 ... p_3 anger provtagningsplatser inom djupintervallen.

Vattenvolymen för olika djupintervall kan förenklat beräknas som medelvärdet av totalarean för djupintervallets översta och nedersta djup multiplicerat med djupintervallets mäktighet. Till exempel beräknas vattenvolymen för djupintervallet d_1 – d_2 som

$$Vattenvolym, d_1 - d_2 (m^3) = \frac{(a_1 + a_2)}{2} \times (d_2 - d_1)$$

där arean anges i m^2 och djupet i m.

Detta är ett förenklat beräkningssätt eftersom modellen genom att ta ett medelvärde för djupintervallets area ($(a_1+a_2)/2$) antar att sjöbotten lutar med 45° , vilket sällan är fallet. Detta beräkningssätt använder man främst när man enbart har tillgång till äldre djupkartor med låg upplösning.

I stället för att beräkna ett medelvärde för djupintervallens area kan man upprätta en hypsograf och genom att etablera ett samband mellan sjöns djup och area beräkna arean vid olika djup genom interpolering. Denna metod har fördelen att den använder alla tillgängliga data från djupkarteringen, men förutsätter att det finns ett samband mellan sjödjup och area. Metoden används också för att beräkna vattenvolymer för andra djupintervaller än de för isolinjerna.

Bilaga 6 Koldioxidavtryck av olika åtgärder

Författare:

Magnus Karlsson, IVL, Stockholm.

Detta är en bilaga till: Huser et al 2023. Handbok för åtgärder mot internbelastning. Rapport 2023:03, Havs och Vattenmyndigheten.

Inledning

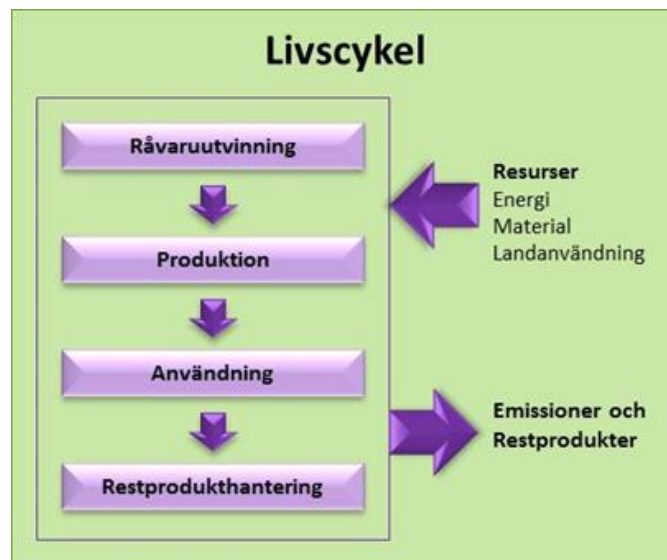
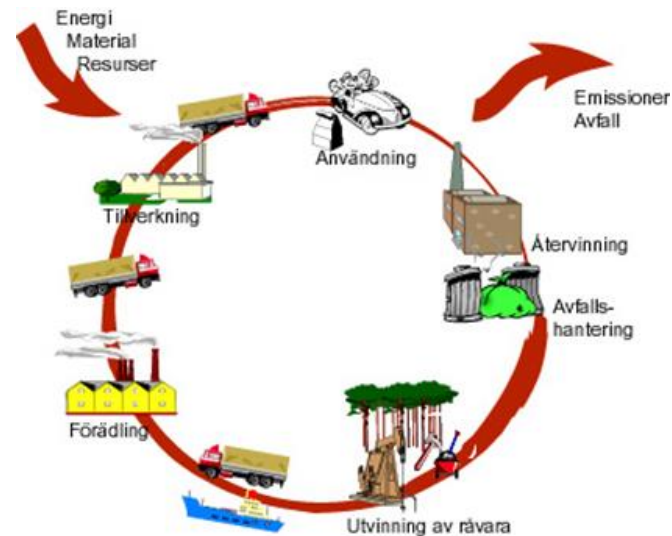
Fosfor är ett essentiellt ämne för alla fotosyntetiserande organismer. I sjöar är det framförallt växtplankton som utgör basen för näringsväven. När tillförseln av fosfor till sjöar blir förhöjd, exempelvis genom kommunala och industriella avlopp eller näringsämnesläckage från jordbruksmark, ökar produktionen av växtplankton, ett fenomen benämnt övergödning. Övergödning av sjöar började i slutet av 1960-talet uppmärksammas som ett tilltagande miljöproblem och olika samhällsliga åtgärder vidtogs för att reducera tillförseln av fosfor, exempelvis genom att introducera fosforfällning vid de kommunala avloppsreningsverken. Åtgärderna har i många, *men inte alla*, fall varit effektiva. Ett skäl till att vissa sjöar fortsatt att uppvisa hög näringsrikedom, trots att den externa tillförseln av fosfor till sjön via tillrinnande vattendrag och direkta punktutsläpp reducerats, är så kallad internbelastning. Normalt sett sker en betydande fastläggning av fosfor i sjöars botten sediment i biologiskt otillgängliga former, men under vissa förhållanden blir denna process mindre effektiv och biotillgänglig fosfor fortsätter år efter år att cirkulera mellan vatten och sediment och stimulerar därmed algproduktionen. Under senare år har samhällsliga åtgärder mot denna internbelastning alltmer kommit att diskuteras och på sina håll har även konkreta åtgärder genomförts.

Med livscykelanalyser (LCA) kan effektiviteten i miljöskyddsåtgärder utvärderas utifrån deras sammanvägda miljöpåverkan med hänsyn tagen inte bara till deras positiva verkan på miljön utan även deras potentiellt negativa miljöpåverkan. I en LCA, ibland kallad vagg-till-graven-analys, utvärderas ett tekniskt system eller process utifrån alla dess ingående komponenter, exempelvis, vilka naturresurser som åtgår vid tillverkning, transporter, energiförbrukning vid användning och resursförbrukning vid slutligt omhändertagande. Miljöpåverkan kvantifieras för olika påverkanskategorier, exempelvis försurningspotential, klimatpåverkan och övergödningspotential. Vid IVL Svenska Miljöinstitutet finns en lång tradition av att nyttja LCA-verktyget i holistiska bedömningar av olika miljöskyddsåtgärder. I det följande redovisas LCA-beräkningar specifikt avseende klimatpåverkan från olika åtgärder syftande till att minska internbelastningen av fosfor i sjöar.

Metodik

Livscykelanalys (LCA) är en sammanställning och utvärdering av relevanta inflöden och utflöden från ett produktsystem eller process samt utvärdering av de potentiella miljöeffekterna hos produktsystemet över hela dess livscykel (ISO 14040:2006 och 14044:2006). Med inflöden och utflöden avses användning av naturresurser respektive generering av emissioner och restprodukter som är knutna till systemet. Livscykeln utgör ett tekniskt system bestående av processer och transporter i alla stadier från uttag av naturresurser till och med slutligt

omhändertagande av produkten samt kvittblivning av restprodukter (avfallshantering och återvinning). LCA kallas ibland "vagga-till-graven-analys" (**Figur 13**).



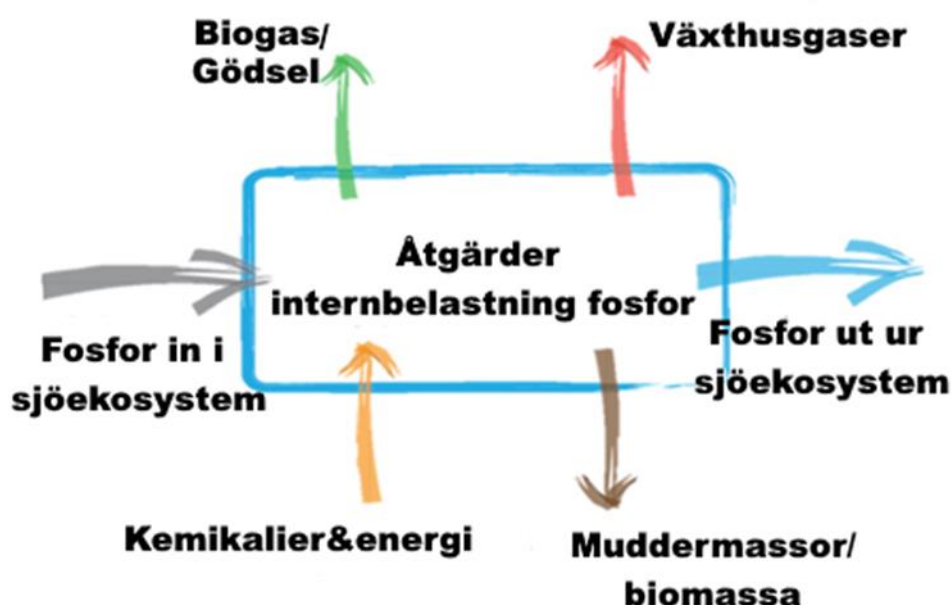
Figur 13 Illustration av ett LCA-system.

För att reducera internbelastningen finns i teorin ett antal möjliga åtgärder att tillgripa, alltifrån att fysiskt gräva bort sediment eller avleda fosforrikt bottenvatten till att fiska ut vitfiskbestånd eller med hjälp av fällningskemikalier på likartat sätt som i avloppsreningsverk fälla ut fosfor i icke biotillgängliga former. Den metod som såväl internationellt som i Sverige är mest beprövad är att genom att dosera ett aluminiumsalt till vattenområdets vattenmassa eller bottensediment fälla ut fosfor i bottensedimenten i en form där den inte kommer att läcka tillbaka till vattenmassan utan begravas i en stabil förening. Det är en process som sker naturligt i de flesta vattenmiljöer.

Aluminium är det fjärde vanligaste grundämnet i jordskorpan, men i områden med överskott på fosfor finns helt enkelt inte dessa bindarpartiklar i tillräcklig mängd för att kunna förenas med all den tillgängliga fosfor. Ett tiotal sjöar i Sverige har behandlats på detta sätt med övervägande gott resultat, och i Nordamerika har ett hundratal sjöar sedan 1960-talet aluminiumbehandlats.

En annan metod är att kraftigt minska på bestånden av fisk, framförallt arter som braxen, mört, nors och gärs genom utfiskning. Genom ett hårt fisketryck lyfter man handgripligen ut en viss mängd fosfor ur sjön. Strikt talat är inte reduktionsfiske en åtgärd mot internbelastning utan en åtgärd för att minska fosformängden i ett vattensystem oavsett om belastningen kommer från externa eller interna källor. Vi inkluderar den dock här eftersom den kan användas för att minska fosforinnehållet i internbelastade sjöar. Muddring av bottensediment är en relativt vanlig åtgärd i miljövårdssammanhang när det handlar om att sanera avgränsade områden från miljöfarliga ämnen. En teknik som diskuterats och börjat testas under senare år är så kallad lågflödesmuddring, vilket innebär att under ett långsamt tidsförlopp successivt sugmuddra ytsedimenten och sprida de erhållna muddermassorna som jordförbättringsmedel på omgivande åkermarker. Sammantaget finns således ett antal tänkbara metoder för att reducera internbelastning av fosfor som skiljer sig avsevärt vad gäller teknisk utformning inklusive vilka resurser de fordra och vilka resulterande emissioner av koldioxid som genereras (**Figur 14**). I det följande utvärderas:

1. Aluminiumbehandling av sediment
2. Konventionell muddring
3. Lågflödesmuddring
4. Reduktionsfiske



Figur 14 Aspekter som behöver beaktas i livscykelanalys av åtgärder mot internbelastning.

Funktionell enhet för beräkningarna har varit 1 kg potentiellt biotillgänglig fosfor (Mob-P), dvs alla beräkningar har normaliserats för att besvara hur mycket koldioxid respektive åtgärd genererar för att undandra 1 kg Mob-P från aktuellt vattenområde. Vid beräkningar av sträckor för transporter har vi utgått från att åtgärderna genomförs i en urban mellansvensk sjö. Tidigare utförda arbeten vid IVL Svenska Miljöinstitutet (Karlsson et al., 2012; Karlsson et al., 2019) har varit en utgångspunkt för beräkningarna.

Resultat

Aluminiumbehandling

PAX XL 100 (polyaluminiumklorid) kan spridas till sjöars vattenmassa eller bottensediment från båt för att fälla ut fosfor. I det följande antas att det åtgår 100 kg PAX XL 100 för varje kg fastlagd fosfor (Karlsson et al., 2019). Fällningskemikalien framställs i Helsingborg och transporteras från Helsingborg till Mellansverige (700 km) på lastbil. Den sprids till sjöss från en bensindriven båt som drar 0,55 liter bensin för att sprida 100 kg PAX XL 100. Bidraget till klimatpåverkan från fällning av fosfor med hjälp av PAX XL 100 under dessa antaganden blir då enligt **Tabell 17**.

Tabell 17 Klimatavtryck av aluminiumbehandling.

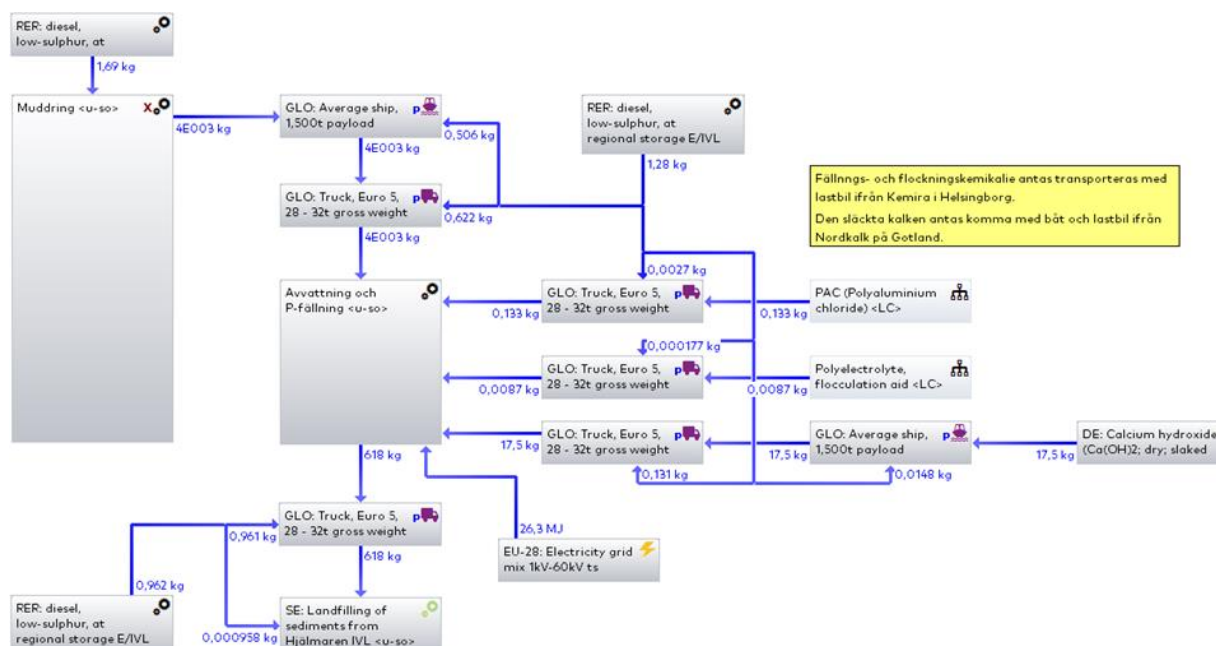
| | kg CO ₂ -ekv./kg P |
|-----------------------------------|-------------------------------|
| Tillverkning inklusive transport. | 50 |
| Transport | 7 |
| Spridning | 3 |
| Totalt | 60 |

Som jämförelse kan nämnas att vid kommunala reningsverk renas avloppsvatten från fosfor på liknande sätt som vid behandling av sjöar med fällningskemikalier. Ett sätt att minska fosforbelastningen på recipienter är en utökad fällning av fosfor vid reningsverk. Det krävs således resurser i form av energi och fällningskemikalier för att minska fosforutsläppet. Baserat på erfarenheter och tidigare projekt (Åmand et al., 2016) uppskattas en utökad fosforavskiljning vid ett kommunalt avloppsreningsverk med normal teknisk standard typiskt leda till en ökad klimatpåverkan med cirka 40 kg CO₂-ekv./kg avskilt fosfor.

Konventionell muddring

Konventionell muddring, som mekanisk och hydraulisk muddring, används ofta vid schaktning av bottnar, och ibland även vid avlägsnande av förorenade sediment (Elander & Jersak, 2017). Valet av muddringsmetod är ofta kopplat till botten typ, exempelvis lämpar sig mekanisk muddring (även kallad skop- eller grävuddring) för bottnar av fast typ med stenar och block medan hydraulisk muddring (även kallad suguddring) passar bättre för lösa bottnar som gyttja, lös lera, sand eller grus. Andra kriterier för val av muddringsmetod är djup, muddermassans volym, innehåll av föroreningar och kostnad (HaV, 2018).

Vid suguddring sugs sediment blandat med vatten upp till mudderverket i en så kallad slurry. Slurryn transporteras därefter via rörledningar till avsedd plats där den kan dumpas alternativt avvattnas. För att snabba på avvattningen av muddermassor används ibland polymerer, och för att fälla ut fosfor i slurryn kan polyaluminiumklorid (PAC) användas. I **Figur 15** visas processerna som LCA för den konventionella muddringen beräknades utifrån.



Figur 15 Processflöde för LCA konventionell muddring

Resultatet av LCA:n för en genomsnittlig muddring av konventionell typ visas i **Tabell 18**. För beräkningen användes pumpflöden och energiåtgång från en muddring av Oskarshamns hamnbassäng (Oskarshamn, 2016). Vidare antogs att mudderverket transporterades 15 km med hjälp av en pråm, och att kemikalier användes för att avvatta muddermassorna och fälla ut fosfor. Muddermassorna antogs vidare ha transporterats 30 km med lastbil till deponi.

Tabell 18 Koldioxidavtryck av konventionell muddring.

| | kg CO2- ekv./kg P |
|--|-------------------|
| Kemikalier (avvattning, fällning, flockning) | 16 |
| Transporter vid muddring | 4 |
| Transporter av muddermassor till deponi | 2 |
| Övrigt | 3 |
| Totalt | 25 |

Lågflödesmuddring

Lågflödesmuddring är en variant av sugmuddring där en muddringsenhet svävar över botten och suger upp bottenmaterialet (HaV, 2018). Metoden är relativt ny och fortfarande under utveckling. Vid konventionell muddring är vanligen målet att schaktningen av bottenmassorna ska gå fort och massflödet är därför i regel stort. Vid lågflödesmuddring är massflödet lägre och muddringen kan kontrolleras noggrannare. En annan fördel med metoden är att den ger betydligt mindre partikelspridning jämfört med konventionella muddringsmetoder och är därför mer skonsam mot omgivningen (HaV, 2018).

De lägre massflödena innebär att energiåtgången är mindre per tidsenhet vilket öppnar upp möjligheterna för att använda förnybara bränslen. Vid en lågflödesmuddring som gjordes i sjön Ralången i Jönköpings län (Lindell et al., 2022) användes ett eldrivet mudderverk och en pump som under stora delar av förfarandet drevs av platsbyggda solceller.

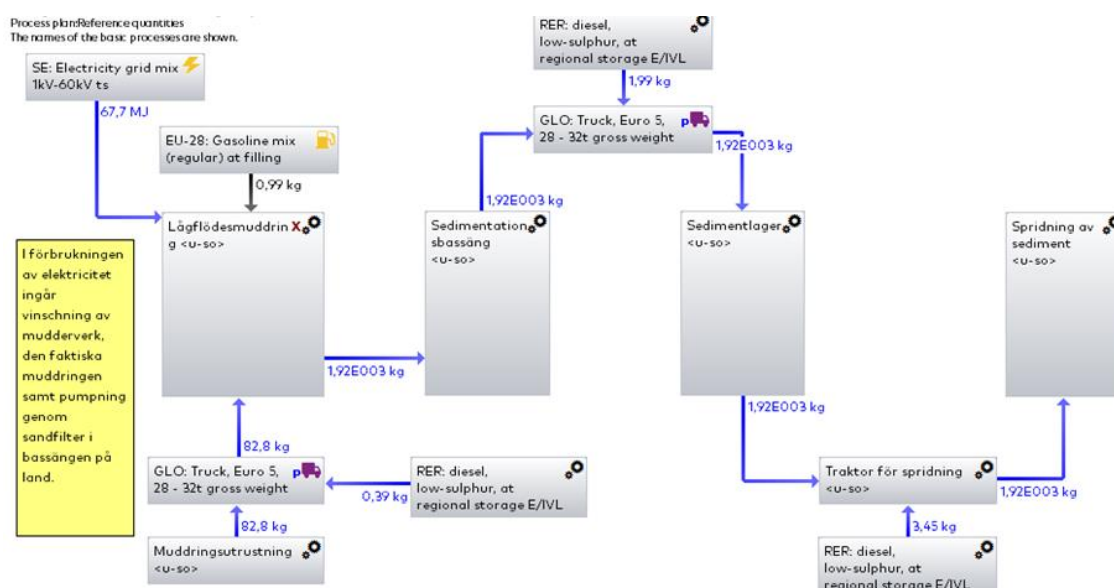
Vid lågflödesmuddring avlägsnas enbart det översta lagret av sedimentet eftersom det är där potentiellt biotillgängliga former av fosfor förekommer i störst omfattning. En annan positiv sidoeffekt med att avlägsna detta översta sedimentlager är att syretärande material förs bort och kan förbättra strukturen i jorden på åker- eller skogsmark. På grund av att massflödet är lägre än vid konventionell muddring kan det vara lättare att styra hur djupt ner i sedimenten det ska muddras.

För att kunna jämföra lågflödesmuddringens klimatpåverkan med andra metoder för fosforreduktion i sjöar, har vi utfört en LCA med utgångspunkt i muddringen av sjön Ralången (Lindell et al., 2022). LCA:n inbegriper transport till och från sjön samt avvattnings av sedimenten.

Muddringen skedde enligt följande. Först körde en bensindriven pråm ut mudderverket en bit från stranden. Därefter vinschades mudderverket in mot stranden innan det återigen bogserades ut av pråmen. Denna procedur upprepades till den förutbestämd bottenyta var muddrad. Vinschen drevs av ett dieseldrivet elverk som stod på land.

Muddermassorna transporterades från pråmen via en slang till en platstillverkad sedimentationsbassäng med en borrard filterbrunn. Flödet från mudderverket var ungefär 7 m³/tim och totalt pumpades ca 750 m³ slurry (sediment och sjövattnet) upp. Sedimentationsbassängen byggdes av betonglego och grävdes ned en bit i marken med hjälp av en grävmaskin (grävmaskinen användes under ett par timmar totalt). Muddermassorna renades genom geomembran och sandfilter och när filtratet blivit lika rent eller renare än sjövattnet pumpades det tillbaka till sjön. Cirka 50 % av muddermassornas vikt fördes tillbaka till sjön och 50 % blev kvar i sedimentationsbassängen.

Under pågående muddring pumpades sjövattnet tillbaka till sjön med en pump som drivs av elverket. Efter avslutad muddring och när inga nya muddermassor längre tillfördes, kopplades en solcellsdriven pump in i filterbrunnen som fortsatte att pumpa tillbaka sjövattnet, ingen energi tillfördes nu utöver den från solcellerna. Inga kemikalier användes vid avvattningen. Allt sediment från muddringen hamnade i 6 containrar, totalt fanns ca 29 kg fosfor i dessa. Processflödet för LCA:n för lågflödesmuddring framgår av **Figur 16**. Koldioxidavtrycket framgår av **Tabell 19**.



Figur 16 Processflöde för LCA lågflödesmuddring.

Tabell 19 Koldioxidavtryck av lågflödesmuddring.

| | Kg CO ₂ - ekv./kg P |
|--|--------------------------------|
| Transport av muddermassor till spridning | 7 |
| Spridning av muddermassor | 2 |
| Muddring | 1 |
| Övrigt | 2 |
| Totalt | 12 |

Reduktionsfiske

Målsättningen med reduktionsfiske, vilket innebär stora uttag av olika arter av vitfisk, är dels att skörda närsalter, främst fosfor, genom att fisk som levtt och vuxit upp i vattenförekomsten avlägsnas, dels förändra artsammansättningen mot stora rovfiskar. Högre andel stora rovfiskar leder till starkare predationstryck på små plankton- och bottendjursätande fiskar. Minskas tätheten av dessa arter kan man få mer djurplankton och mer bottendjur, vilket får följd effekter i form av nedbetning av växtplankton och påväxtalger. Konsekvensen blir ökat siktdjup och minskad påväxt på stenar och makroalger som blåstång, vilket i sig är en minskning av övergödningssymptomen. I det följande beaktas emellertid enbart den direkt fosforreducerande effekten.

Om man efter ett reduktionsfiske väljer att röta den erhållna fångsten genereras CO₂-emissioner i samband med båttransporter till och från fiskeplatserna, vid infrysning av fångsten samt vid transport av fisken till en biogasanläggning. Vid biogasanläggningen genereras ett bränsle, metangas vilket i denna analys betraktas som ett negativt CO₂-utsläpp då det kan ersätta fossila drivmedel, exempelvis bensin som fordonsbränsle. Vid ett försök vid KTH (Shi, 2012) med rötning av avloppsslam, fiskrens och bifångster från yrkesfiske erhöles ett utbyte motsvarande 0,5 m³ gas per kilo våtvikt fisk. Med detta som utgångspunkt och ett antagande att fångsten behöver transporteras på lastbil 50 km till en biogasanläggning erhålles sammantaget ett negativt koldioxidavtryck enligt **Tabell 20**. Om fångsten från reduktionsfisket istället skulle saluföras som livsmedel eller djurfoder erhålles också potentiellt en koldioxidbesparing genom att andra produkter ersätts.

Tabell 20 Koldioxidavtryck av reduktionsfiske.

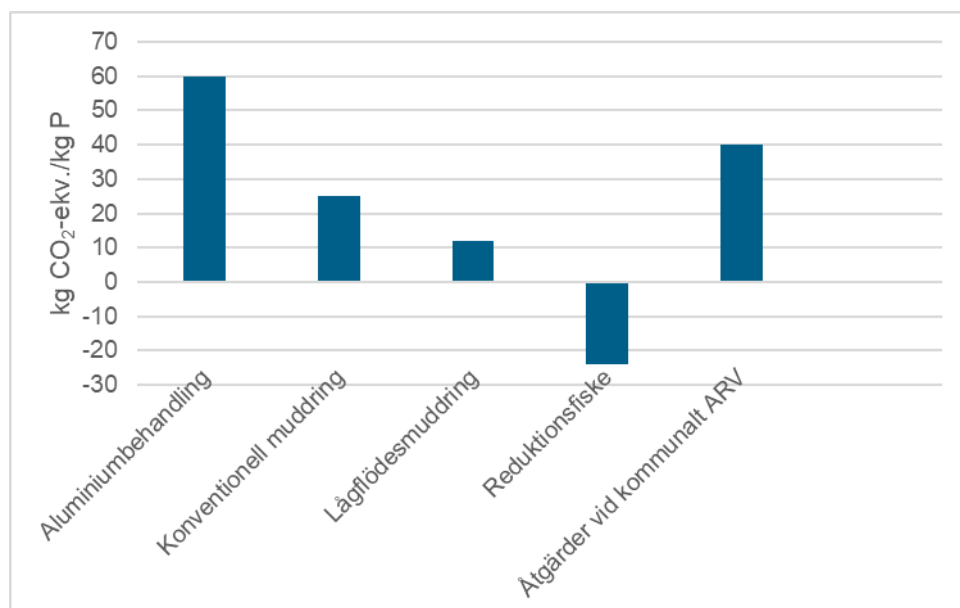
| | Kg CO ₂ - ekv./kg P |
|------------------|--------------------------------|
| Biogasproduktion | -25 |
| Transporter | 1 |
| Totalt | -24 |

Sammanvägd bedömning

Av Tabell 21 och **Figur 17** framgår att det högsta klimatavtrycket per kilogram avskilt fosfor genereras vid aluminiumbehandling följt av konventionell muddring och lågflödesmuddring, medan reduktionsfiske genererar en koldioxidbesparing genom att fångsten nyttiggörs som biogas. Jämfört mot åtgärder för att förbättra reningen i kommunala reningsverk med normal teknisk standard (Åmand et al., 2016) kan konstateras att åtgärder mot internbelastning ligger inom samma storleksordning avseende koldioxidavtrycket.

Tabell 21 Koldioxidavtryck av olika åtgärder mot internbelastning och som jämförelse åtgärder kommunala respektive skogsindustriella reningsanläggningar för att reducera fosfortillförsel.

| Åtgärd | kg CO ₂ -ekv./kg P |
|----------------------------|-------------------------------|
| Aluminiumbehandling | 60 |
| Konventionell muddring | 25 |
| Lågflödesmuddring | 12 |
| Reduktionsfiske | -24 |
| Åtgärder vid kommunalt ARV | 40 |



Figur 17 Koldioxidavtryck av olika åtgärder mot internbelastning och som jämförelse åtgärder kommunala respektive skogsindustriella reningsanläggningar för att reducera fosfortillförsel.

Som ytterligare en jämförelse kan nämnas att det årliga koldioxidutsläppet av den svenska befolkningens konsumtion beräknas till 8 ton/person och år (<https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/konsumtion/vaxthusgaser-konsumtionsbaserade-utslapp-per-person>). En aluminiumbehandling av en 100 ha stor sjöyta genererar en klimatpåverkan på 50 ton CO₂-ekv. eller således drygt 6 personers årliga utsläpp.

En annan aspekt av klimatpåverkan, som legat utanför ramen för denna studie att belysa, är hur åtgärderna i sig påverkar kolbalanserna i sjöarna. I sjöar med ansträngda syrgasförhållanden kan åtgärder mot internbelastning medföra förbättrade syreförhållanden längs botten, vilket skulle kunna leda till att en högre andel av det organiska material som sedimenterat längs botten bryts ned och avgår som koldioxid och att en mindre andel permanent fastläggs i sedimenten. Å andra sidan skulle förbättrade syreförhållanden kunna leda till minskad metanbildning, vilket i det korta tidsperspektivet är en potentare växthusgas.

Referenser

- Elander, P. & Jersak, J., 2017. Fiberbankar i Norrland – Metoder för efterbehandling av fibersediment. Länsstyrelserna rapport 2017:1.
- HaV, 2018. Havs- och Vattenmyndighetens rapport 2018:19: Muddring och hantering av muddermassor Vägledning och kunskapsunderlag av 11 och 15 kap. miljöbalken.
- Jacobson, A., Rahmberg, M., Karlsson, M., & Hållén, J., in prep. LCA-bedömning av utökad avloppsvattenrening vid Iggesund bruk. Manuskript IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Karlsson, M., Malmaeus, M., Baresel, C., Sivard, Å., Ericsson, T. & Grahn, O., 2012. Kostnadseffektivitet i åtgärder mot övergödning – Fallstudie Gävle fjärdar, IVL-rapport B2078.
- Karlsson, M. & Malmaeus, M. & Rydin, E., 2019. Åtgärder mot internbelastning av fosfor i Hjälmarens kostnad, nytta och konsekvenser. IVL-rapport C381.
- Lindell, M., Carlsson, F., & Ekström, M., 2022. Återföring av näringsrika ytsediment till produktionsmark - Erfarenheter av muddring, pelletsproduktion samt testodling. Länsstyrelsen i Jönköpings län, Meddelande 2022:09.
- Oskarshamns kommun, 2016. Saneringen av Oskarshamns hamnbassäng., 2016 Projekt och erfarenhetsrapport 1996-2015, 2016:1.
- Shi, C., 2012. Potential biogas production from fish waste and sludge. M.Sc.-thesis. Department of Land and Water Resources Engineering. Royal Institute of Technology (KTH). TRITA LWR Degree project 12:37.
- Åmand, L., Andersson, S., Oliveira, F., Rahmberg, M., Junestedt, C., Arnell, M., 2016. Nya utsläppskrav för svenska reningsverk – effekter på reningsverkens totala miljöpåverkan. IVL B2246.

