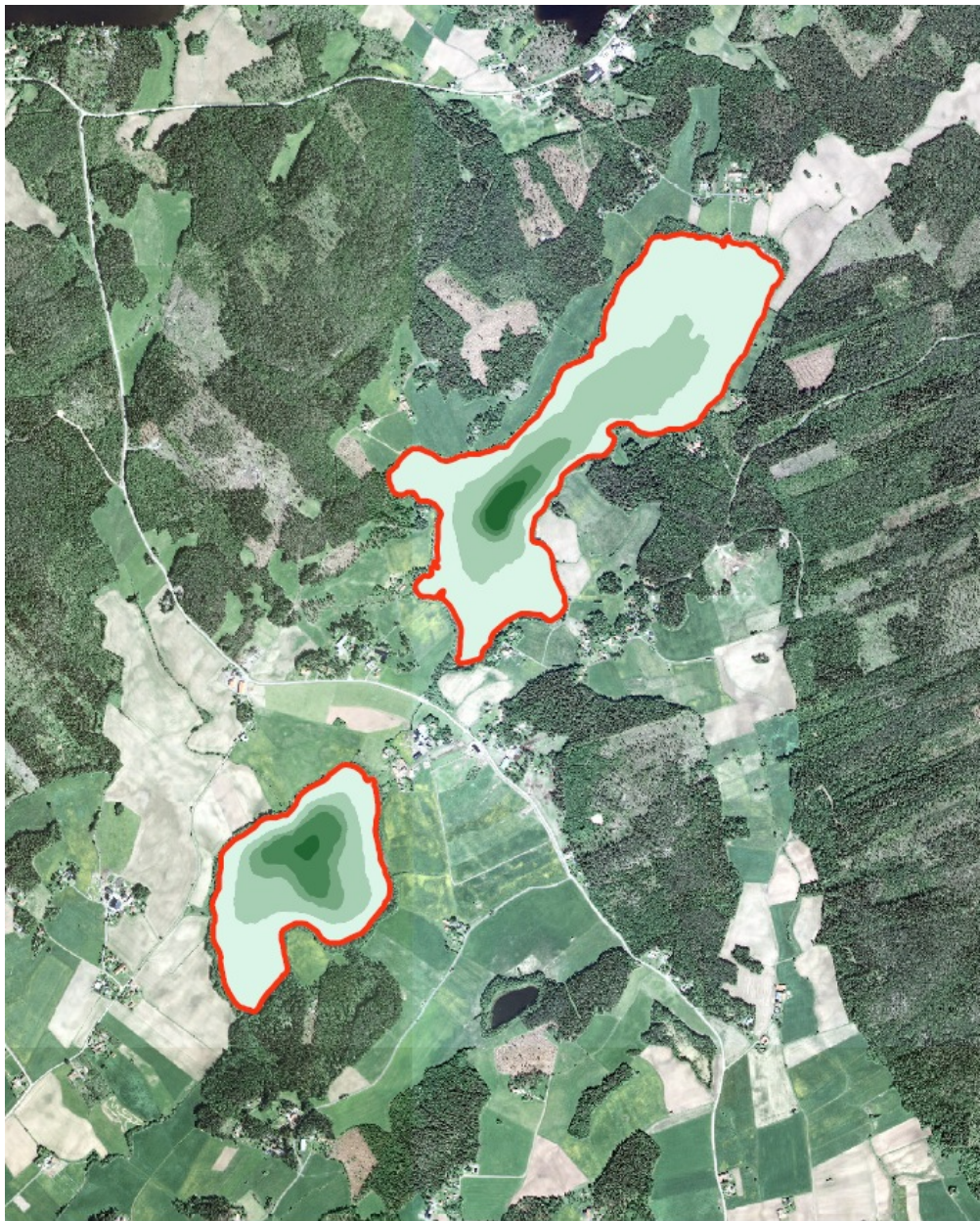


## Undersökning av läckagebenägen fosfor och rekommendation av aluminiumdosering i Milsbosjöarna



## **Undersökning av läckagebenägen fosfor och rekommendation av aluminiumdosering i Milsbosjöarna**

Författare: Brian Huser  
Rapport: 2018:1201  
Datum: december 2018  
Sjörestaurering Sverige AB  
Born Sjögatan 22  
795 92 Rättvik

Rapporten är framtagen på uppdrag av Länsstyrelse i Dalarnas län.

## Innehåll

---

<b>1</b>	<b>INLEDNING</b>	<b>7</b>
1.1	BAKGRUND	7
1.2	UPPDRAGET	7
<b>2</b>	<b>METODER</b>	<b>9</b>
2.1	DELTAGANDE PERSONER	9
2.2	PROVTAGNING	9
2.3	ANALYSER	9
<b>3</b>	<b>RESULTAT OCH DISKUSSION</b>	<b>12</b>
3.1	LÄCKAGEBENÄGENFOSFOR	12
3.1.1	ÖVRE MILSBOSJÖN	14
3.1.2	NEDRE MILSBOSJÖN	16
3.2	ALUMINIUMDOSER	18
3.2.1	ÖVRE MILSBOSJÖN-ALUMINIUMDOS	20
3.2.2	NEDRE MILSBOSJÖN-ALUMINIUMDOS	22
3.3	APPLICERINGSMETOD OCH TIDPUNKT FÖR SPRIDNING	24
3.3.1	APPLICERINGSMETOD	24
3.3.2	TIDPUNKT FÖR SPRIDNING	25
3.4	UPPSKATTNING AV KOSTNADER FÖR BEHANDLING	26
3.5	EFFEKTER AV ALUMINIUM PÅ FOSFOR I VATTNET	26
<b>4</b>	<b>POTENTIELLA RISKER</b>	<b>28</b>
4.1	ALUMINIUMHALTER I VATTNET	28
4.2	RESUSPENSION	28
4.3	VÄXTER OCH DJUR	28
4.3.1	FISK	29
4.3.2	BOTTENFAUNA	29
4.3.3	PLANKTON OCH MAKROFYTER	29
<b>5</b>	<b>REKOMMENDATIONER FÖR BEHANDLINGAR</b>	<b>31</b>
5.1	APPLICERINGSMETOD	31
5.2	ALUMINIUMDOSER OCH UPPDELNING	31
5.3	TIDPUNKT FÖR SPRIDNING	31
5.3.1	SEDIMENTBEHANDLING	31
5.3.2	VATTENBEHANDLING	31
<b>6</b>	<b>KOMPLETTERANDE UNDERSÖKNINGAR</b>	<b>33</b>
6.1	ÖVERVAKNING, SJOMODELLERING OCH ÅTGÄRDSANALYSER	33
6.2	MODELLERING AV ALUMINIUMTILLSÄTTNING	35
<b>7</b>	<b>FÖRSLAG TILL PROGRAM FÖR UPPFÖLJNING</b>	<b>37</b>
7.1	ÖVERVAKNING AV SJÖARNA	37
7.1.1	ÖVERVAKNING UNDER BEHANDLING	38
7.2	SEDIMENTPROVTAGNING	38
7.3	ANDRA REKOMMENDERADE ANALYSER	39
7.3.1	VÄXTPLANKTON	39
7.3.2	ALUMINIUM	39

7.3.3	BOTTENFAUNA UNDERSÖKNING	39
7.3.4	PROVFISKE	40
<b>8</b>	<b>REFERENSER</b>	<b>41</b>
<b>9</b>	<b>APPENDIX 1</b>	<b>44</b>

## Sammanfattning

---

Syftet med denna undersökning har varit att beräkna former och mängder av läckagebenägen fosfor i Övre och Nedre Milsbosjöns bottensediment. Denna information utgör basen för att kunna beräkna aluminiumdoser för att fastlägga denna fosfor, minska internbelastningen och förbättra sjöarnas vattenkvalitet. Vi har använt en empirisk modell för att uppskatta potentiell internbelastning i sjöarna baserat på mängden mobil fosfor i sedimenten.

Som en del av den här studien har vi hämtat och analyserat sediment från Övre och Nedre Milsbosjön. Den totala mängden läckagebenägen fosfor i sjöarnas bottensediment har analyserats i sju sedimentproppar (fyra i Övre och tre i Nedre Milsbosjön) genom fosforfraktionering. Både Övre och Nedre Milsbosjön har halter av läckagebenägenfosfor i sedimenten som kan bidra till en förhöjd internbelastning av fosfor. Läckagebenägen fosfor uppgick till 3,8 g/m<sup>2</sup> i de grundare delarna och 23,1 g/m<sup>2</sup> i den djupaste delen (på 17,4 meters vattendjup) i Övre Milsbosjön. I Nedre Milsbosjön varierade läckagebenägen fosfor mellan 7,0 och 22,8 g/m<sup>2</sup>. Potentiell (d.v.s. maximal) internbelastning nådde 7,7 mg/m<sup>2</sup>/d i Nedre Milsbosjön och 17,9 mg/m<sup>2</sup>/d i Övre Milsbosjön. Båda värdena anses vara höga för grunda respektive djupa sjöar. Det är dock viktigt att tydliggöra att dessa värden representerar maximal internbelastning.

För att fastlägga läckagebenägen fosfor krävs det 99 g/m<sup>2</sup> aluminium i Övre Milsbosjön och 115 g/m<sup>2</sup> aluminium i Nedre Milsbosjön. Dessa doser ligger ungefär mittemellan de doser som har tillsatts eller planeras att tillsättas i andra svenska sjöar. Aluminiumtillsättning är en väl beprövad metod för att fastlägga fosfor via bindning till ett stabilt aluminiummineral som bildas efter behandling och blir en del av sedimentet. Efter tillsättning bildar aluminium ett mineral som binder starkt till fosfor och minskar internbelastningen kraftigt. Mineralen finns naturligt i mark och sediment, men på grund av förhöjd externbelastning finns ett överskott av läckagebenägen fosfor i båda sjöarna. Genom att tillsätta aluminium återskapas balansen mellan fosfor och bildningskapacitet i sedimenten, så att internbelastningen inte längre är förhöjd utan istället ligger på en naturlig nivå. Resultaten blir förbättrad vattenkvalitet och mindre tillförsel av fosfor nedströms.

Antingen sediment- eller vattenbehandling kan användas för att tillsätta aluminium till sjöarna. Om vattenbehandling används, rekommenderas en höstbehandling för Nedre Milsbosjön. Detta för att ge tid för aluminiummineralet att stabiliseras under isen. En vårbehandling rekommenderas istället för Övre Milsbosjön eftersom sjön skiktas starkt och det troligtvis sker en nedbrytning av språngskiktet under sen höst. Detta ger inte mycket tid att behandla sjön innan vattentemperaturen sjunker under 10 °C, vilket skulle försämra fällning av aluminiummineralet (det tar längre tid att fälla). Om båda sjöarna behandlas, rekommenderar vi att Övre Milsbosjön behandlas först för att minska fosfortillförseln till Nedre Milsbosjön innan den sjön behandlas.

Troligen måste doserna delas upp, d.v.s. hela mängden aluminium tillsätts inte på en gång. Med en sådan uppdelning kan man undvika användning av buffrade former av aluminium (vilket sparar pengar) och förbättra bindningseffektiviteten mellan aluminium och fosfor. Geokemisk modellering krävs för att beräkna hur mycket aluminium som kan tillsättas på en gång och för att avgöra om en buffrad form av aluminium måste användas för att undvika pH-ändringar. På detta sätt kan man beräkna doser som är både säkra och kostnadseffektiva.

Innan aluminium tillsätts bör sjömodellering utföras för att säkerställa vilka källor av fosfor som måste reduceras så att båda sjöarna kan nå vattenkvalitetsnormerna. Det innebär en övervakning av sjöarna och samtliga inlopp. Man sparar pengar långsiktigt på att utföra en ordentlig källfördelningsanalys eftersom man får all information som behövs för att kunna välja och utforma åtgärder korrekt. Annars riskerar man att fel åtgärder väljs och/eller att de inte utformas på ett sätt som gör att fosforbelastningen på sjön minskas tillräckligt mycket.

Efter behandling bör övervakning av sjöarna och tillflöden fortsätta. Detta för att kunna utvärdera effekterna av åtgärderna (både externa och interna). Övervakningen inkluderar både vattenkemi och biologi. Sediment bör också provtas för att säkerställa att behandlingarna har utförts korrekt och för att kunna avgöra om man behöver justera aluminiumdoserna (uppdelningarna).

# 1 Inledning

---

## 1.1 Bakgrund

Vattenkvaliteten i sjöar har generellt förbättrats sedan 1970-talet genom en förbättrad rening av avloppsvatten (d.v.s. reningsverk) och minskning av fosfor i dagvatten. Vattenförekomster som Övre och Nedre Milsbosjön påverkas dock av att de ligger i ett jordbrukslandskap där t.ex. djurhållning och ytavrinning från åkermark bidrar till en ökad tillförsel av fosfor. Både Övre Milsbosjön och den nedströms liggande Nedre Milsbosjön har troligtvis också varit mottagare av dåligt renat avloppsvatten från enskilda avlopp under lång tid.

Huvuddelen av den fosfor som finns i tillrinnande vatten lagras i bottensedimenten i en sjö. Ju mer fosfor som tillförs sjön, ju mer lagras i sedimenten. När de alger som växer till under sommaren dör blir de en del av sedimentet i form av organiskt material. När det organiska materialet sedan bryts ned kan det leda till syrefria (eller syrefattiga) förhållanden på sjöbotten under sommaren. Under dessa förhållanden börjar fosfor att läcka från sedimentet, vilket leder till en ond cirkel där alger växer till ännu mer och fortsätter att förse sedimentet med organiskt material.

Läckage av fosfor från sedimenten kan även ske när det inte råder syrefria förhållanden. Nedbrytning av organiskt material, som innehåller fosfor, ökar under sommaren när temperaturen stiger. Då frigörs mer fosfor från det organiska materialet. Både låga syrehalter och höga temperaturer bidrar alltså till en sjös internbelastning, d.v.s. läckage av fosfor från sediment. Det kan ta över hundra år för vissa sjöar att återhämta sig naturligt från en förhöjd internbelastning av fosfor (Sas 1990) och den fosfor som har frigjorts från sedimentet kommer också att påverka vattenförekomster nedströms om inga åtgärder genomförs.

Befintliga vattenkemiska data visar att Nedre Milsbosjön har mycket höga halter av totalfosfor i vattnet. Sjön kan klassificeras som hypereutrof (mycket näringsrik). Totalfosforhalterna i ytvattnet har varierat mellan 100 och 269 µg/L under sommaren (juni-augusti). Fosforhalterna i Övre Milsbosjön har varit lägre, men data visar tecken på en förhöjd internbelastning i sjön. Fosforhalterna i ytvattnet har varierat mellan 16 och 31 µg/L medan fosforhalterna på större djup (ca 16 m) har varierat mellan 72 och 270 µg/L. Eftersom Övre Milsbosjön troligtvis är starkt skiktad under sommaren, kan fosfor som läcker från sedimenten bara nå ytvattnet via diffusion eller när det blåser mycket vilket leder till fysisk omblandning av vattnet. Under vår och höst, efter vattenomblandningen, finns det en risk att stora mängder fosfor transporteras nedströms till Nedre Milsbosjön.

Fastläggning av fosfor i sediment är en åtgärd som har använts i över femtio år. Metoden innebär att löslig/mobil fosfor binds till aluminium och bildar ett mineral som kan finnas kvar i sedimenten även under syrefattiga förhållanden. Några fördelar med metoden är att det sker en ökning (eller reducerad minskning) av syrgashalten i bottenvattnet då produktiviteten i sjön (d.v.s. tillväxt av alger) och sedimentationen av organiskt material minskar efter behandling. Oftast ökar även siktdjupet efter behandlingen p.g.a. av mindre tillväxt av alger. Aluminiumbehandling har genomförts i fler än tio sjöar i Sverige och i hundratals sjöar runt om i världen (Huser et al. 2016a).

## 1.2 Uppdraget

Sjörestaurering Sverige AB har av Länsstyrelsen Dalarna fått i uppdrag att undersöka hur stor andel läckagebenägen fosfor som finns i sediment i Övre och Nedre Milsbosjön. Resultaten har använts för att beräkna aluminiumdoser för en eventuell behandling med syfte att minska

den interna fosforbelastningen och förbättra vattenkvaliteten i sjöarna. Ett förslag till appliceringsmetod, kostnad, och tidpunkt för spridning samt vilka delar och djup som bör behandlas har också tagit fram. Förslaget är baserat på aluminiumdosberäkningar samt de förhållanden som råder i sjöarna.

Vidare har risken för toxiska effekter från det aluminium som tillsätts vid behandling av sedimenten beskrivits och ett förslag till program för uppföljning av effekter av genomförda sedimentbehandlingar har utarbetats.

Vi rekommenderar ytterligare övervakning och kompletterande undersökningar inför en eventuell behandling med aluminium. Detta för att få en tillräckligt bra bild av utgångsläget och för att försäkra sig om effektiva och hållbara åtgärder.



## 2 Metoder

---

### 2.1 Deltagande personer

Följande personer har deltagit i projektet:

Brian Huser, Sjörestaurering Sverige AB (Projektledning, provtagning, beräkningar och rapport).

Oscar Norlin-Agstam, Sveriges lantbruksuniversitet (Provtagning och sedimentanalyser).

Karin Runesson, KNtext (Korrekturläsning av rapport).

### 2.2 Provtagning

Sju sedimentproppar togs med en Willner-hämtare från Övre och Nedre Milsbosjön den 5 november 2018 (Figur 1). Vattendjupet noterades vid varje provtagningspunkt och en karakterisering av sedimenten gjordes (bland annat lukt av svavelväte, sedimentfärg, och typ). Sedimenten skiktades omedelbart och skikten från 0-2, 2-4, 4-6, 6-10, 10-15, 15-20 och 25-30 centimeters djup sparades. För Övre Milsbosjön "Propp 1" sparades också ett skikt från 35-37 cm djup. Provpunkternas lägen redovisas med koordinater i Appendix 1. Provtagningen utfördes av Sveriges Lantbruksuniversitet med hjälp av båt på samtliga provpunkter. I djuphålen användes en multimeter för att mäta bland annat temperatur och syre från ytan till sedimentet. Detta för att kunna se att vattnet hade omblandats i båda sjöarna. Denna information finns också i Appendix 1.

### 2.3 Analyser

I en fraktionerad fosforanalys extraheras olika former av fosfor ur provet i olika steg: H<sub>2</sub>O-P (porvatten och löst bunden/lätt löslig fosfor), BD-P (järnbunden fosfor), NaOH-P (aluminiumbunden fosfor), NaOH org-P (organisk fosfor) och HCl-P (kalciumbunden fosfor). Metoden finns ursprungligen beskriven av Psenner et al. (1988) och har modifierats av Hupfer et al. (1995). Läckagebenägen fosfor i sedimenten återfinns i huvudsak i de tre fraktionerna (1) löst bunden fosfor, (2) järnbunden fosfor, och (3) organisk fosfor. Totalfosfor analyserades också i samtliga proppar. Den löst bundna fosfor är direkt tillgänglig i vattenmassan, medan järnbunden fosfor kan bli lättillgänglig då syrgashalten är mindre än ca 2 mg/L. Dessa två fraktioner kallas också för "mobil" fosfor.

Organisk fosfor frigörs från organiskt material under nedbrytning och blir sedan en del av den mobila fosforfraktionen. Processen tar tid, från månader till år. Organisk fosfor anses också vara labil eller lätttröglig, men en svårnedbrytbar rest av den fraktionen finns kvar även i djupare skikt. Dessa bakgrundskoncentrationer subtraheras från höga halter i ytligare sedimentlager för att beräkna mängden läckagebenägen fosfor.

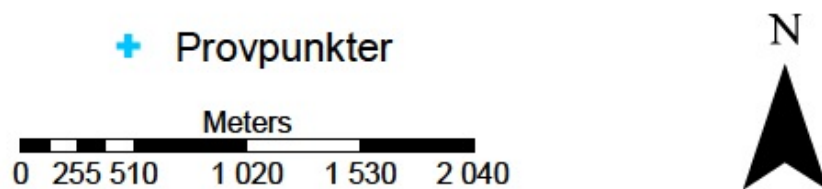
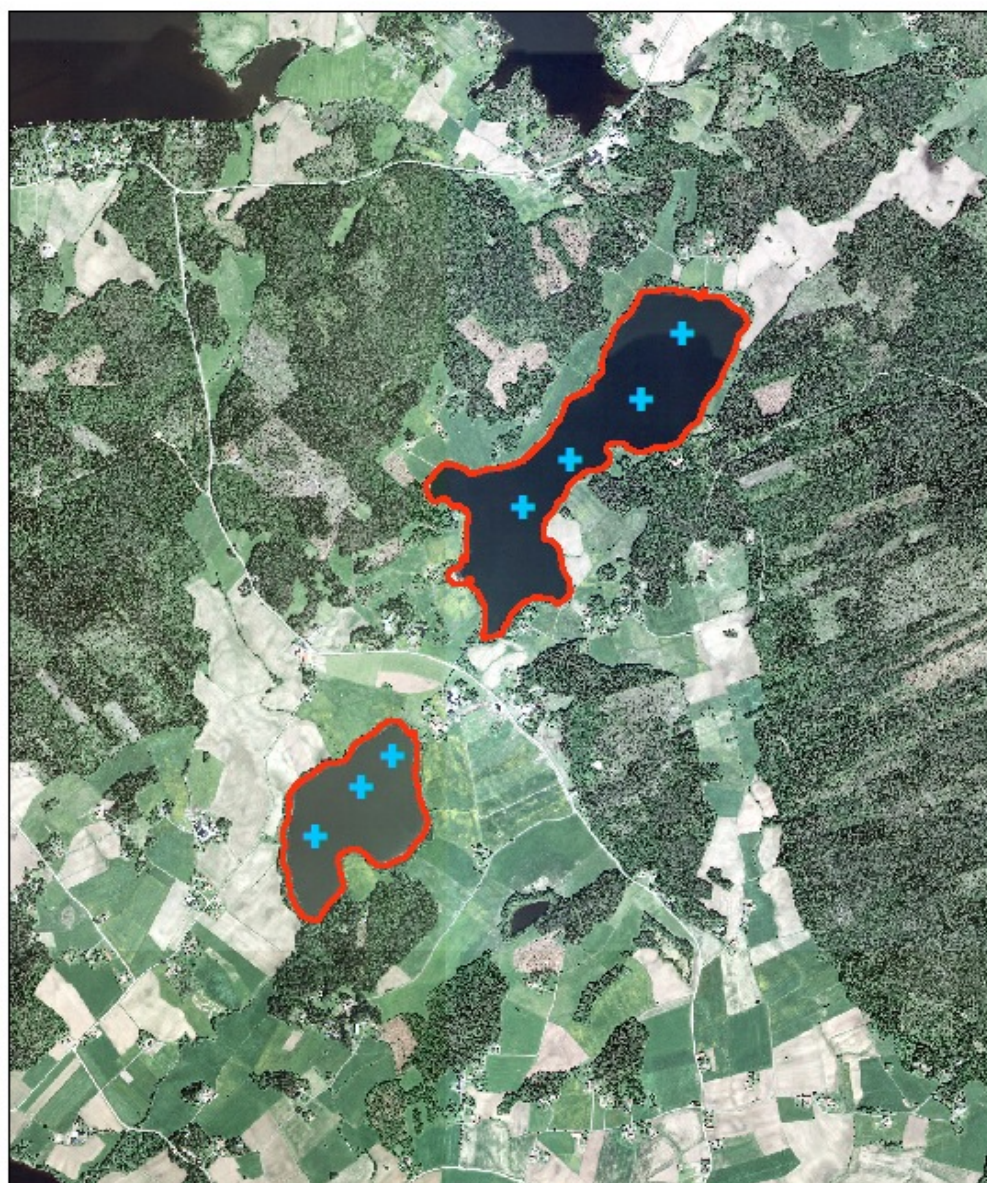
Det kan också finnas en del läckagebenägen fosfor i restfraktionen. Restfraktionen är mängden fosfor som finns kvar efter att alla fraktioner ovan har extraherats.

Vattenhalt och halten organiskt material i sedimenten kvantifierades enligt Håkanson och Jansson (1983). Proverna frystes 24 timmar (-20 °C) och frystorkades. De torra proverna brändes i en muffelugn (550 °C) i två timmar och mängden sediment som förbrändes motsvarar mängden organiskt material i sedimenten. Dessa data användes för att beräkna koncentration (torr vikt), sedimentdensitet, och fosformassa.

Fosformassan (den totala läckagebenägna fraktionen, d.v.s. summan av mobil fosfor, labil organisk fosfor, och en del av restfraktionen) i sedimenten modellerades med hjälp av verktyget Geostatistical Analyst i ArcGIS (version 10.2). Eftersom läckagebenägen fosfor generellt ökar med ökande vattendjup, kan man interpolera/modellera värden där fosfor inte provtogs/mättes mellan två (eller flera) kända punkter.

Potentiell internbelastning av fosfor uppskattades med hjälp av en empirisk modell (Pilgrim et al. 2007) där mobil fosformassa i de översta sedimentlagren används för att beräkna maximal internbelastning.

## Sedimentprovtagning Milsbosjöarna



Figur 1. Provtagningsstationer i Övre och Nedre Milsbosjön.

### 3 Resultat och diskussion

Partiklar sjunker kontinuerligt ned och bildar sediment naturligt på botten av en sjö. Sedimentpartiklarna flyttas från erosions- och transportbottnar till ackumulationsbottnar med hjälp av vind, vågor och resuspension av sediment orsakat av bottenlevande djur. Ackumulationsbottnar i djupare delar av sjön har generellt de högsta halterna av fosfor, särskilt de mobila formerna. Vid denna provtagning varierade vattenhalten mellan 74 och 95 % i de översta 10 cm sedimentlagren, vilket indikerar att sedimentpropparna provtogs från områden som skulle anses som ackumulationsbottnar. Detta styrks av att halten organiskt material (t.ex. alger och makrofytter) i sedimenten översteg 10 % i alla provpunkterna, något som tyder på att det handlar om ackumulations- och transportbottnar där fosforrikt sediment kan ackumuleras.

Samtliga analysresultat avseende totalfosforhalter redovisas i Appendix 1. Några prover bedöms som höga eller mycket höga när det gäller totalfosforkoncentrationer (Tabell 1). Totalfosfor driver dock inte internbelastningen, utan det är bara de rörliga fraktionerna av fosfor (mobil och labil organisk fosfor) som bidrar till internbelastning och påverkar vattenkvaliteten negativt. Att använda totalfosfor är en inaktuell metod för att klassificera påverkan av fosfor i sjösediment.

**Tabell 1.** Klassningar av totalfosfor i sediment från Milsbosjöarna.

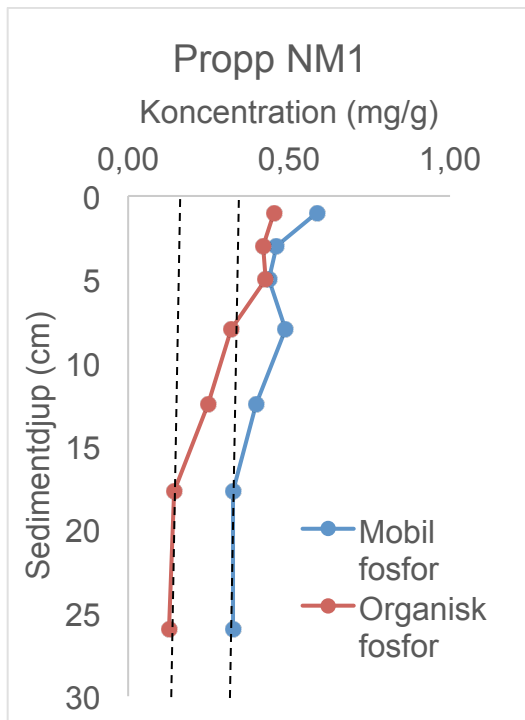
Nivå	Ö M 1	Ö M 2	Ö M 3	Ö M 4	NM 1	NM 2	NM 3
cm	Övre Milsbosjön				Nedre Milsbosjön		
0-2	3,4	1,5	1,1	1,0	2,0	1,3	1,1
2-4	4,1	1,3	1,0	0,8	1,8	1,0	1,0
4-6	3,5	1,0	0,8	0,7	1,8	0,9	1,0
6-10	3,4	0,8	0,7	0,5	1,6	0,9	0,9
25-30	2,5	0,8	0,6	0,5	1,2	0,6	0,6
	Mycket låg halt	Låg halt	Måttlig hög halt	Hög halt	Mycket hög halt		

#### 3.1 Läckagebenägenfosfor

Löst bunden fosfor/porvatten och järnbunden fosfor frigörs under syrgasfattiga förhållanden. Dessa två fraktioner kallas för mobil fosfor eftersom de bidrar direkt till internbelastning. Genom att titta på löst bunden fosfor/porvatten och järnbunden fosfor i de översta centimetrarna av sedimenten (0-4 cm, Huser and Pilgrim 2014) kan man också beräkna den potentiella internbelastningen av fosfor under maximal påverkan (t.ex. vid syrgasbrist och höga temperaturer).

Organisk fosfor återfinns i fraktionen NaOH org-P och kan också frigöras, men endast efter nedbrytning. Koncentrationen av denna form minskar vanligtvis med ökande sedimentdjup (ökande ålder) vilket indikerar att den frigörs till vattnet (d.v.s. den är labil eller läckagebenägen). En rest av dessa fosforfraktioner finns dock kvar även i djupare skikt. I djupare sedimentskikt stabiliseras organisk fosfor kring en lägre halt vilket indikerar att frigörelsen av fosfor har upphört och att enbart inerta fosforformer finns kvar (Figur 2). Denna stabilisering sker oftast vid ett sedimentdjup på mellan 4 och 10 cm, men kan också ske vid större djup när bottenlevande fisk (t.ex. karpfiskar) finns i stora mängder. Det djupet där mobilfosfor stabiliseras anses vara det ”aktiva” sedimentdjupet, det vill säga den delen av

sedimentet som interagerar med vattenmassan och som används för att beräkna mängden fosfor i aktiva djupet (enheten  $g/m^2$ ). Mängden fosfor som finns i det aktiva djupet summeras för att beräkna massan som måste behandlas eller tas bort för att minska internbelastningen.



**Figur 2.** Mobil och organisk fosfor i propp 1 från Nedre Milsbosjön. Bakgrundskoncentration för mobil och organisk fosfor visas med streckade linjer

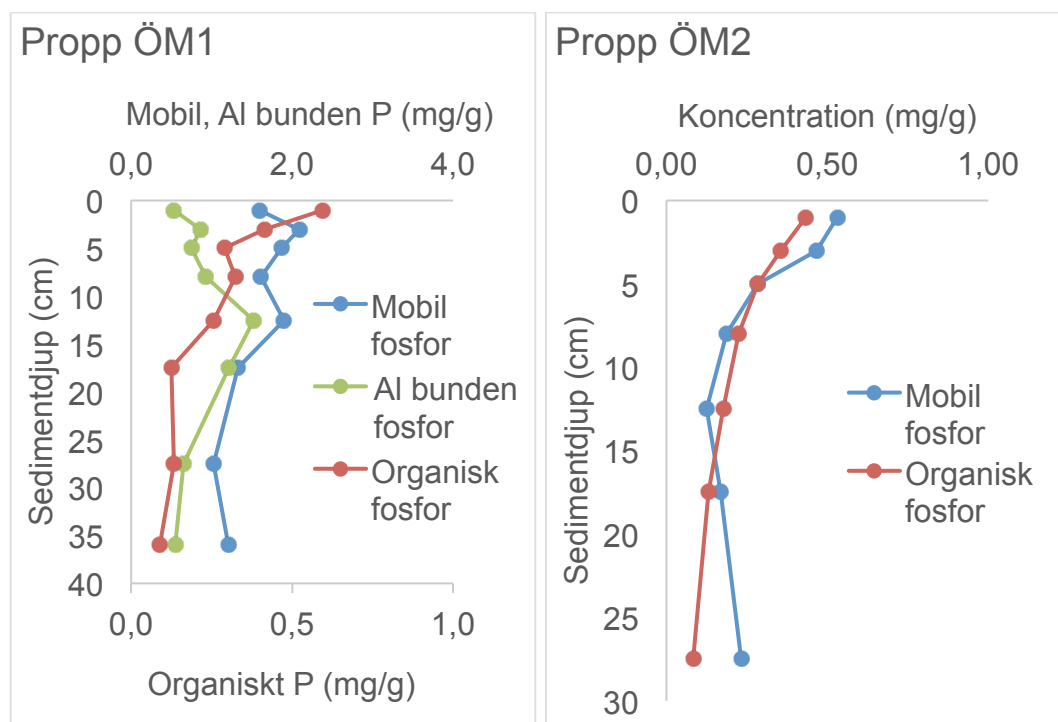
Oftast är det de djupare och syrefattiga delarna av sjön som anses bidra mest till internbelastningen, men sediment i grundare delar är också viktiga på grund av tre anledningar:

- 1) För det första sedimenterar mycket fosfor över hela botten i övergödda sjöar. Nytt material som sedimenterar på erosions- och transportbottnar når eventuellt djupare delar av sjön (ackumulationsbottnar) där fosfor frigörs till vattnet. Om man bara behandlar de djupare delarna av en sjö som ofta är syrgasfattiga, lämnar man mycket fosfor obehandlat på grundare transportbottnar. I vissa fall (sjöar med branta bottnar) är detta inte ett problem eftersom transporten till djupare delar sker mycket snabbt. I sjöar med stor areal av grunda, relativa platta bottnar kan däremot mycket fosfor lagras och sedan långsamt transporteras till djupare delar.
- 2) Syrgasfattiga förhållanden kan också förekomma i grundare delar av sjöar, särskilt under natten när vindhastigheten är lägre och produktionen av syrgas i vattnet minskar. Detta sker ganska fort och medför att fosfor frigörs till vattenmassan och omedelbart blir tillgängligt för t.ex. alger under dagen när vattnet omblandas. Följaktligen kan det också vara viktigt att behandla läckagebenägen fosfor som finns i grunda sjöars sediment eller i grundare delar av djupa sjöar.
- 3) Organiskt material kan också släppa fosfor efter nedbrytning, och processen ökar när temperaturen stiger. I övergödda, grunda sjöar finns det oftast mer organisk fosfor jämfört med mobil fosfor p.g.a. en ökad tillväxt av alger och makrofyter. Det tyder på att det inte bara

är sediment som exponeras för syrefattiga förhållanden som kan släppa fosfor, utan att även organiskt rikt sediment kan göra det oavsett syrgasförhållanden.

### 3.1.1 Övre Milsbosjön

Vattenhalten i de översta sedimentlagren (0-10 cm) varierade från 74 till 95 % medan sedimentdensiteten varierade från 1,02 till 1,16 g/cm<sup>3</sup> i Övre Milsbosjön. Koncentrationerna av mobil (lättlöslig och järnbunden) fosfor varierade mycket i Övre Milsbosjön, från 0,05 till 2,1 mg/g (torrvikt). De högsta koncentrationerna återfanns i de djupaste delarna, till exempel där propparna ”ÖM1” och ”ÖM2” togs (se Figur 3). Organisk fosfor varierade från 0,14 till 1,3 mg/g i sjön i de översta lagren (se även Appendix 1).



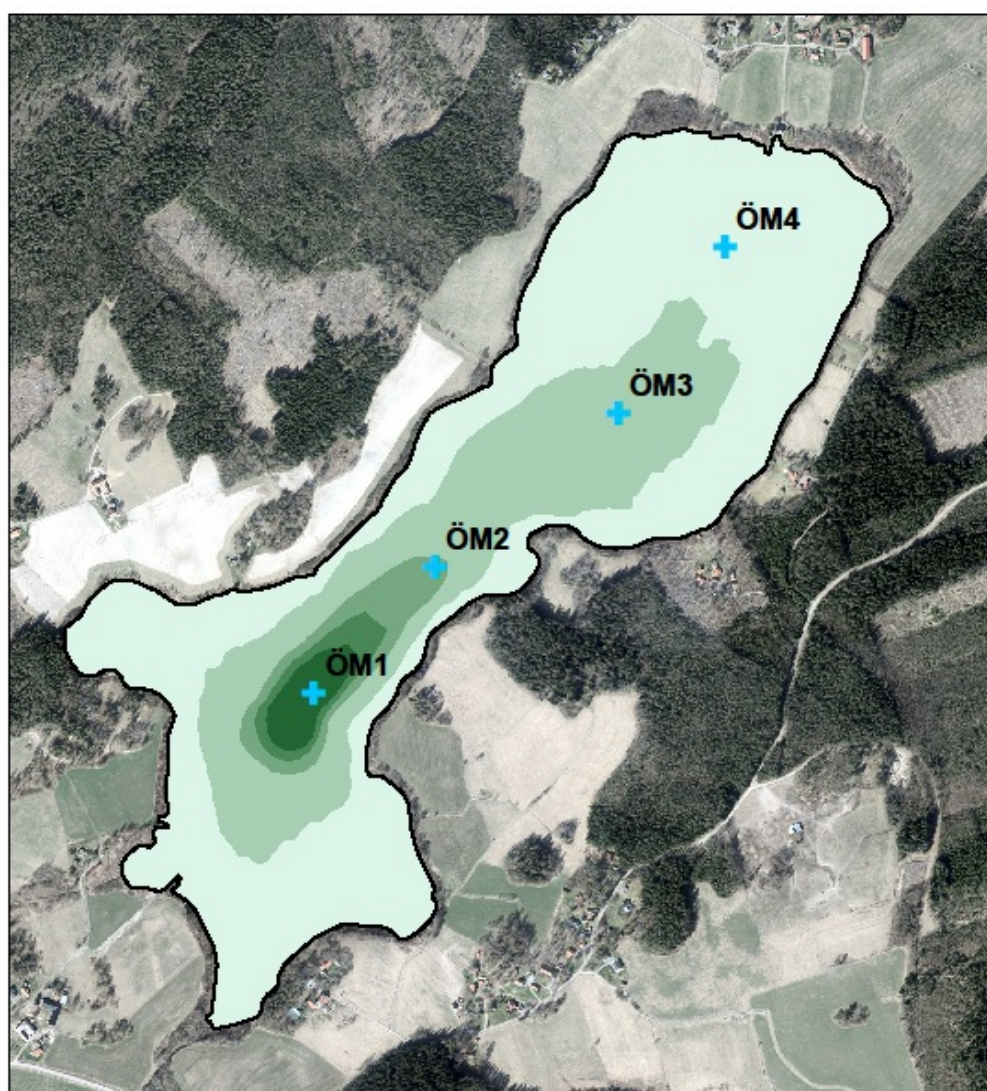
**Figur 3.** Koncentrationer av mobil och organisk fosfor i sediment i propparna ÖM1 och ÖM2 från Övre Milsbosjön. Aluminiumbunden fosfor visas också för propp ÖM1.

Fosformassan (den totala massan av läckagebenägna former av fosfor) i det aktiva sedimentdjupet (10 cm) var högst i de djupare delarna av sjön, och nådde 23,1 g/m<sup>2</sup> i Övre Milsbosjöns djuphål (Tabell 2). Sedan minskade halterna med ett grundare vattendjup och mer näringsfattiga sediment (Figur 4). Den potentiella internbelastningen var också högst i djuphålet och nådde 17,9 mg/m<sup>2</sup>/d. I de grundare delarna av sjön (med ett vattendjup på 14 m eller mindre) var mängden fosfor mindre, men inte låg (3,8-4,9 g/m<sup>2</sup>).

**Tabell 2.** Massan av läckagebenägen fosfor och potentiell internbelastning i Övre Milsbosjön.

Propp	Mobile P	Organisk P	Rest P	Summa P	Internbelastning
					(g/m <sup>2</sup> )
ÖM1	17,9	2,8	2,5	23,1	17,9
ÖM2	4,5	2,7	1,2	8,5	5,3
ÖM3	1,9	3,7	2,0	7,6	1,2
ÖM4	1,5	1,9	0,5	3,8	1,6

## Övre Milsbosjön Läckagebenägenfosfor



### Läckagebenägen P

(g/m<sup>2</sup>)

2,2 - 6,4

6,5 - 10,5

10,6 - 14,7

14,8 - 18,9

19,0 - 23,1

+ Provpunkter

Meters  
0 100 200 400 600 800



**Figur 4.** Läckagebenägen fosfor i sediment från Övre Milsbosjön. Provtagningsstationer visar var sediment provtogs i november 2018.

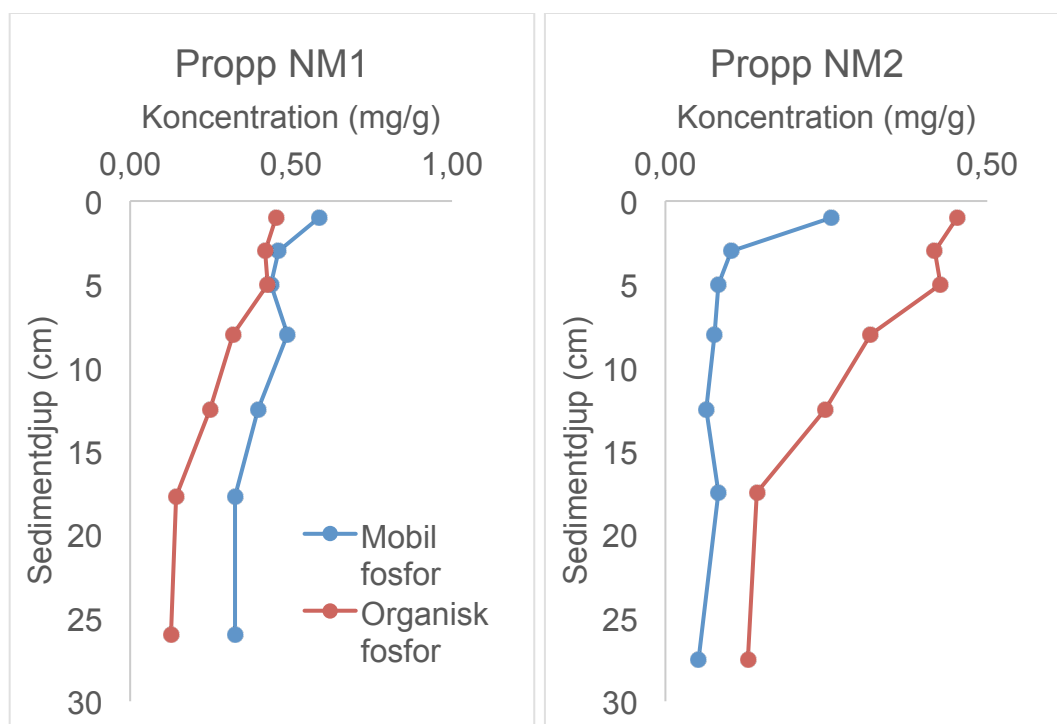
Jämfört med andra sjöar i Sverige har Övre Milsbosjön relativt mycket läckagebenägen fosfor. Som jämförelse hade Drevviken 15,8 g/m<sup>2</sup> i djuphållet och Djurgårdsbrunnsviken nästan samma mängd (Svelander och Huser 2017). Båda vattenförekomsterna ligger mitt i

Stockholm. Området där det finns mycket läckagebenägen fosfor i Övre Milsbosjön är dock ganska litet i förhållande till hela sjöarealen.

Analyserna av sedimentet visade också på en tydlig ökning av aluminiumbunden fosfor i sediment hämtade från djuphålet (Figur 3). Det skulle kunna tyda på att aluminium har tillförts sjön på något sätt för mellan 15 och 30 år sedan (baserat på en uppskattad sedimentationshastighet på 0,3 cm per år). Det är omöjligt att med säkerhet förklara vad det här överskottet av aluminiumbunden fosfor beror på. En möjlig orsak är att det skett en sänkning av pH-värdet i marken (försurning), vilket kan leda till en förhöjd transport av aluminium till vattnet och sjösediment, särskilt i skiktade sjöar (Huser and Rydin 2005).

### 3.1.2 Nedre Milsbosjön

Vattenhalten i de översta sedimentlagren (0-10 cm) varierade från 79 till 92 % i Nedre Milsbosjön medan sedimentdensiteten varierade från 1,05 till 1,13 g/cm<sup>3</sup>. Koncentrationerna av mobil (lättlöslig och järnbunden) fosfor i Nedre Milsbosjöns översta sedimentlager varierade från 0,08 till 0,6 mg/g och organisk fosfor från 0,28 till 0,69 mg/g (Figur 5). Koncentrationerna var generellt lägre jämfört med Övre Milsbosjön men vattenhalten var också lägre (i.e. andelen sediment var högre).



**Figur 5.** Koncentrationer av mobil och organisk fosfor i grundare (NM2) och djupare (NM1) delar av Nedre Milsbosjön.

Massan av läckagebenägen fosfor i det aktiva sedimentdjupet var högst i de djupare delarna av sjön, och nådde 22,8 g/m<sup>2</sup> där vattendjupet var ca 7 m (Tabell 3 och Figur 6). Dessa värden är jämförbara med de som uppmättes i Övre Milsbosjöns djuphål. Södra Bergundasjön (Växjö kommun), som ska behandlas med aluminium 2019-2020, har också 23 g/m<sup>2</sup> läckagebenägen fosfor i den djupaste delen av sjön (Huser och Köhler 2018). Den sjön liknar Nedre Milsbosjön (den är rund och har samma maxdjup), men är mycket större. Det aktiva djupet var större vid djuphålet i Nedre Milsbosjön (15 cm jämfört med 10 cm i grundare delar), möjligtvis p.g.a. påverkan av bottenlevande fisk. Sedan minskade halterna något mot stranden men var ändå ganska likvärdiga och varierade mellan 7,0 och 8,1 g/m<sup>2</sup>. Den beräknande

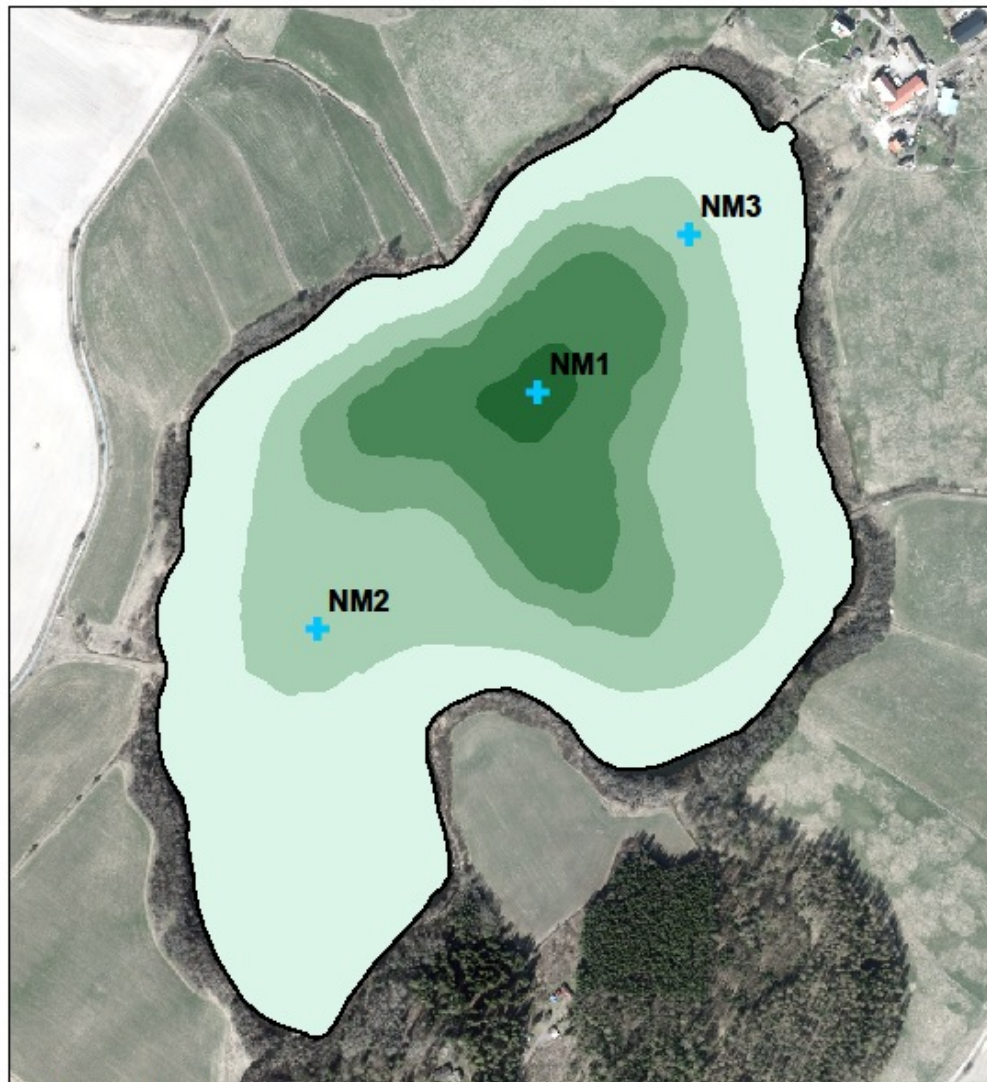


potentiella internbelastningen var relativt hög för en grund sjö och nådde 7,7 mg/m<sup>2</sup>/d där vattendjupet var ca 6,5 m.

**Tabell 3.** Massan av läckagebenägen fosfor och potentiell internbelastning i Nedre Milsbosjön.

Propp	Mobile P	(g/m <sup>2</sup> )			Internbelastning (mg/m <sup>2</sup> /d)
		Organisk P	Rest P	Summa P	
NM1	11,5	4,9	6,4	22,8	7,7
NM2	1,9	3,9	2,3	8,1	2,6
NM3	1,7	3,8	1,5	7,0	1,7

## Nedre Milsbosjön Läckagebenägenfosfor



### Läckagebenägen P

(g/m<sup>2</sup>)

2,3 - 6,4

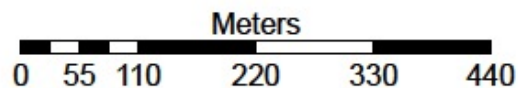
6,5 - 10,5

10,6 - 14,6

14,7 - 18,7

18,8 - 22,8

+ Provpunkter



**Figur 6.** Rörliga fosforformer (mobilt och organiskt P) i sediment från Nedre Milsbosjön. Provtagningsstationer visar var sediment provtogs i november 2018.

### 3.2 Aluminiumdoser

Tidigare studier har visat skillnader i bindningseffektivitet i sjöar som har behandlats med aluminium under de senaste 50 åren. Bindningseffektiviteten (kvoten mellan hur mycket aluminium som krävs för att binda en enhet fosfor och inaktivera den) har varierat från 1,9 till 18 (Rydin et al. 2000, Huser et al. 2011, Huser 2012, Jensen et al. 2015, Huser 2017, Schütze

et al. 2017). Vi har använt nyligen publicerade data för sjön Flaten (som behandlades med aluminium år 2000) och några sjöar i USA för att beräkna doser av aluminium som behövs för att binda fosfor i svenska sjöar. Kvoten mellan aluminium och aluminiumbunden fosfor i de sjöarna var ca. 11:1 (viktbasis).

Bindningen mellan aluminium och fosfor påverkas av flera andra faktorer, varav organiskt material (löst organiskt kol, eller DOC) är en av de viktigaste. Organiskt material förhindrar bindningen mellan aluminium och fosfor något eftersom den också kan bindas av aluminium. Därmed kan bindningseffektiviteten i humösa sjöar vara lägre. Detta har föreslagits som en anledning till att bindningseffektiviteten var mindre i Långsjön (mer humös) jämfört med Flaten (Schütze et al. 2017) i Stockholm. Vi har använt information från de Vicente et al. (2008a) för att justera de aktuella aluminiumdoserna och kompensera för den humusrelaterade minskningen av bindningseffektiviteten (se Tabell 4). De Vicente et al. (2008a) använde vattenfärg för att beräkna minskningen av fosforbindningen, vilket det finns befintliga data för från både Övre och Nedre Milsbosjön.

Båda sjöarna i den här studien har något högre vattenfärg än Flaten hade innan aluminiumbehandlingen och för att kompensera för detta har aluminiumdoserna justerats upp något.

**Tabell 4.** Justeringsfaktor (skillnad) baserad på procent fosforreduktion i vatten med olika vattenfärg. Procent skillnad baseras/jämföras till Flaten. P minskning beräknades enligt de Vicente et al. 2008.

Sjö	Medel Färg (mg Pt/L)	P reduktion* (%)	Skillnad (%)
Flaten	15,1	28,1	
Övre Milsbosjön	16,0	27,8	-1,2
Nedre Milsbosjön	43,4	22,6	- 19,7

\*Ekvation baserad på de Vicente et al. 2008a, modifierad av Huser 2016.

Ytterligare en sak man måste ta hänsyn till är var i sjön man ska tillsätta aluminium. Traditionellt har man bara tillsatt aluminium till de delar av sjön där syrgashalten understigit 2 mg/L. Det fungerar bra i sjöar där lutningen är brant mellan djupare och grundare delar (t.ex. i delar av Övre Milsbosjön, runt djuphållet) eftersom grunda, branta områden är erosionsbottnar. Sediment med låg densitet, höga halter av organiskt material och läckagebenägen fosfor transporteras vid dessa förhållanden snabbt till djupare områden där syrgasbrist kan uppstå. I sjöar med flackare förhållanden mellan sjökanten och djupare delar kan det däremot finnas mycket fosforrika sediment även i andra områden, vilket är fallet i Nedre Milsbosjön och i den norra och södra delen av Övre Milsbosjön. Dessa sediment transporteras också till djupare delar, men det tar mycket längre tid. Om man bara behandlar områden där syrgasbrist uppstår, kommer alltså stora mängder läckagebenägen fosfor finnas kvar i dessa områden.

Relationen mellan vattendjup och läckagebenägen fosfor används för att beräkna Al doser. Det betyder dock inte att Al dos kurvorna alltid följer djupkurvorna eftersom det inte enbart är vattendjupet som avgör hur fosfor varierar rumsligt över sjöbotten, utan också fosformassan vid provpunkterna.

### 3.2.1 Övre Milsbosjön-aluminiumdos

För att binda läckagebenägen fosfor i Övre Milsbosjön och minska internbelastningen rekommenderar vi att man tillsätter 98 g/m<sup>2</sup> av aluminium till sjön (ett medelvärde) innan justering för den minskade bindningen mellan aluminium och fosfor på grund av DOC i vattnet. Baserat på mängden fosfor i sedimenten och syrgasprofiler börjar behandlingsområdet vid 6 meters-djuplinjen (d.v.s. behandlingen görs på områden djupare än 6 meter). Enligt befintliga data, kan syrefattiga förhållanden nå 4 meters vattendjup. Men eftersom djupkurvorna är uppdelade var tredje meter (d.v.s. 0-3, 3-6, etc.), är det omöjligt att bestämma det exakta läget på 4 meters kurvan. Detta tas upp i avsnittet ”Rekommendationer” nedan (sektion 5). Doserna har justerats uppåt (99 g/m<sup>2</sup>) eftersom det finns lite mer DOC i Övre Milsbosjön jämfört med Flaten, baserat på de vattenprover som har analyserats med avseende på färg (Tabell 4). Mängden aluminium som behövs varierar beroende på hur mycket läckagebenägen fosfor som finns i sedimenten (Figur 4). Behandlingsområden (31,9 ha) delas upp i 5 olika zoner (Tabell 5) och visas på doseringskartan (Figur 7).

Denna rekommenderade dos (medelvärdet av de 5 doseringszonerna, se Tabell 5) är högre än vad som använts i Flaten men är jämförbar med beräknade doser för andra sjöar i Stockholms stad (t.ex. Drevviken och Brunnsviken). Halten mobil fosfor i sedimenten i Övre Milsbosjön är mycket hög i djupare delar och därför behövs mer aluminium jämfört med t.ex. Flaten för att minska internbelastningen. Dosen är dock inte den högsta som någonsin har tillsatts till en sjö; 120 g/m<sup>2</sup> aluminium tillsattes till exempel i Medical Lake (en liten, djup sjö i USA) år 1977 och den behandlingen fungerar fortfarande bra (Huser et al. 2016a).

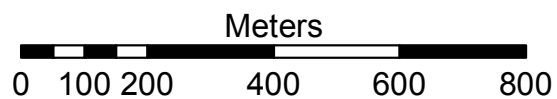
**Tabell 5.** Medelvärden av rörlig fosfor, areal, och Al doser i rekommenderade doseringszoner i Övre Milsbosjön. Justeringsfaktorn för DOC är 1,2 %.

Dosering	Läckagebenägen P	Areal	Al dos	DOC justering	Total Al dos	Al
Zoner	(g/m <sup>2</sup> )	(ha)	(g/m <sup>2</sup> )	(g/m <sup>2</sup> )	(g/m <sup>2</sup> )	(ton)
1	4,3	6,7	47	0,6	48	3,2
2	8,5	19,9	93	1,1	94	18,7
3	12,6	2,6	139	1,7	141	3,7
4	16,8	1,2	185	2,2	187	2,2
5	23,1	1,4	254	3,0	257	3,7
Medel			98		99	
Summa		31,9				31,5

## Övre Milsbosjön Aluminiumbehandling



### Al dos zoner



**Figur 7.** Behandlingszoner för aluminium i Övre Milsbosjön. De olika färgerna på kartan representerar olika aluminium doser (se tabell 5) som krävs för att fastlägga läckagebenägen fosfor i sedimenten.

### 3.2.2 Nedre Milsbosjön-aluminiumdos

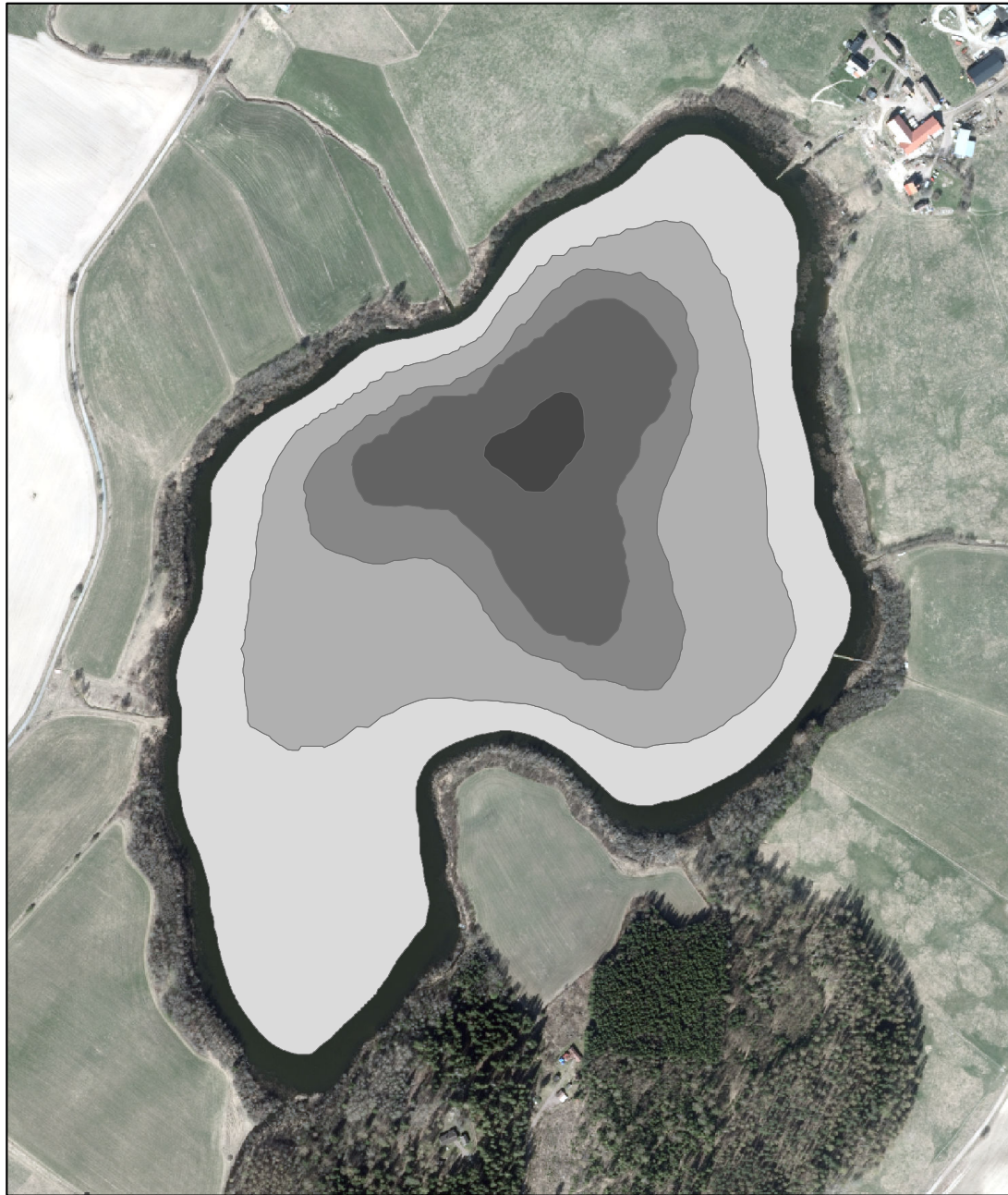
För att binda läckagebenägen fosfor i Nedre Milsbosjön och minska internbelastningen rekommenderar vi att man tillsätter 96 g/m<sup>2</sup> aluminium till sjön innan justering för den minskade bindningen på grund av DOC i vattnet. Baserat på mängden fosfor i sedimenten och syrgasförhållanden börjar behandlingsområdet vid 2 meters djuplinjen (d.v.s. behandlingen görs på områden djupare än 2 meter). Sedimentbotten i Nedre Milsbosjön är ganska flack och därför finns det lika mycket läckagebenägen fosfor i olika grundare områden. Dosen har justerats uppåt (19,7 % till 115 g/m<sup>2</sup>) eftersom det finns mer löst organiskt material i vattnet i Nedre Milsbosjön jämfört med Flaten (DOC justering i Tabell 4). Mängden aluminium som behövs varierar beroende på hur mycket läckagebenägen fosfor som finns i sedimenten (Figur 6). Behandlingsområdet (29,6 ha) delas här upp i 5 olika zoner (Tabell 6) och visas på doseringskartan (Figur 8).

Denna dos (medelvärdet av de 5 doseringszonerna, se Tabell 6) kan också anses som hög, men aluminiumdoser så höga som 150 g/m<sup>2</sup> har använts till sjöar med goda resultat (James 2017). Dosen som beräknades för Södra Bergundasjön i Växjö kommun varierade mellan 55 och 193 (medelvärde 151) g/m<sup>2</sup> (Huser och Köhler 2018).

**Tabell 6.** Medelvärden för rörlig fosfor, area, och Al doser i rekommenderade doseringszoner i Nedre Milsbosjön. DOC justeringsfaktor är 19,7 %.

Dosering	Läckagebenägen P	Areal	Al dos	DOC justering	Total Al dos	Al
Zoner	(g/m <sup>2</sup> )	(ha)	(g/m <sup>2</sup> )	(g/m <sup>2</sup> )	(g/m <sup>2</sup> )	(ton)
1	4,3	12,2	48	9,5	57	7,0
2	8,4	9,0	93	18,3	111	10,1
3	12,5	3,5	138	27,2	165	5,8
4	16,6	4,3	183	36,1	219	9,5
5	22,8	0,5	251	49,4	300	1,6
Medel			96		115	
Summa		29,6				33,9

## Nedre Milsbosjön Aluminiumbehandling



### Al dos zoner

- 1
- 2
- 3
- 4
- 5

Meters  
0 55 110 220 330 440



**Figur 8.** Behandlingszoner för aluminium i Nedre Milsbosjön. De olika färgerna på kartan representerar olika aluminium doser (se tabell 6) som krävs för att fastlägga läckagebenägen fosfor i sedimenten.

### 3.3 Appliceringsmetod och tidpunkt för spridning

#### 3.3.1 Appliceringsmetod

Det finns två vanliga spridningsmetoder: (1) injicering av aluminiumlösning direkt i sedimenten (sedimentbehandling) eller (2) tillsättning av lösning i sjövattnet (vattenbehandling). Om man använder sig av vattenbehandling kan man antingen applicera aluminium några meter under ytan (1-2 meter) eller på en viss nivå ovanför sedimentet.

Under vattenbehandling tillförs aluminium till vattenmassan, vilket vid kontakt med vatten bildar en flock av aluminiumhydroxid under fällning som blir ett mineral (t.ex. gibbsit). Under denna första reaktion kan även fritt fosfor ( $\text{PO}_4^-$ ) bindas till de positivt laddade aluminiumjonerna. Flocken lägger sig sedan på sedimentytan och blandas in i sedimentet naturligt. Flocken binder fosfor som frigörs från sediment innan den når vattenfasen. Vid vattenbehandling måste man ta hänsyn till känsliga arter som kan störas under behandling. Det betyder oftast att man behandlar efter fortplantningsperioder för fisk och efter att vattenmassan har omblandats, eller efter vattenomblandning under hösten. Vid en sedimentbehandling sker spridningen direkt i de översta centimetrarna av sedimenten.

Val av behandlingsmetod görs utifrån två kriterier: (1) att minimera resuspension och transport av aluminiummineralet som bildas efter behandling och (2) att minimera potentiell påverkan på organismer i vattnet. I de branta delarna av Övre Milsbosjön (öst och väst) finns inte mycket fosforrikt sediment på botten. Däremot är själva behandlingsområdet till största delen ganska platt. Båda dessa faktorer minimerar risken för transport av aluminiummineralet till andra delar av sjön efter tillsättning. Både Övre och Nedre Milsbosjön har generellt måttlig alkalinitet, d.v.s. naturlig buffringskapacitet, vilket minimerar risken för negativa effekter på organismer under en vattenbehandling. En uppdelning av doserna kan dock krävas (även om en buffrad form av aluminium används) eftersom det inte är säkert att den naturliga buffringskapaciteten räcker i sjöarna (se sektion 5).

Ytterligare en anledning till att använda sedimentinjicering framför vattenbehandling är att det kan öka bindningseffektiviteten av aluminium. Efter tillsättning av aluminium till sjöar börjar mineralet att kristalliseras från en amorf till en mer kristallin form oberoende av behandlingsmetod. Om det sker innan mineralet har bundits till fosfor, minskar bindningseffektiviteten (d.v.s. hur mycket fosfor som binds av tillsatt aluminium). När man injicerar aluminium i sedimentet genom sedimentbehandling kan troligen aluminium "lokalisera" och därmed binda fosfor snabbare, vilket kan öka bindningseffektiviteten. Detta har man dock inte kunnat bevisa vetenskapligt ännu (Shütze et al. 2017). Kostnaden per kg fosfor bunden till aluminium (ca 1000 SEK/kg P) vid en sedimentbehandling har visats vara högre än kostnader för sjöar där aluminium tillsatts till vattnet (<500 SEK/kg P, Huser et al. 2011 och 2017, Schütze et al. 2017). Denna jämförelse är dock endast baserad på två sjöar som har behandlats med sedimentinjiceringsmetoden.

Det finns en modell som kan användas för att beräkna bindningseffektiviteten av aluminium under vattenbehandling (Huser 2012). Om bindningseffektiviteten visar sig vara låg, kan man istället dela upp aluminiumdosen som krävs för att binda fosfor och applicera mindre doser vid två eller flera tillfällen. Eftersom vattenbehandling oftast är billigare än sedimentbehandling, kan det vara lönsamt att dela upp en vattenbehandling på detta sätt för att öka chansen att få en hög bindningseffektivitet. En annan fördel med dosuppdelning är att man kan justera kommande doser med hänsyn till förhållanden i sjön. Om exempelvis



bindningseffektiviteten blir högre än förväntat, kan man tillsätta mindre aluminium vid efterföljande behandlingar. Om åtgärder mot externa källor inte har genomförts innan behandling kan kommande doser justeras uppåt för att binda den extra fosfor som har tillförts till sjöarna. Detta har föreslagits som en bra metod för att bibehålla en bra vattenkvalitet även när det inte är möjligt att minska externbelastningen till en naturlig nivå p.g.a. kostnader eller platsbrist för åtgärder (Huser et al. 2016b).

### 3.3.2 Tidpunkt för spridning

Vattenbehandling ska utföras under vår eller höst, efter vattenomblandning när mest fosfor finns bundet i sedimentet. Under sommaren finns många partiklar i vattnet (t.ex. plankton) och både vattentemperatur och pH är högre vilket kan öka lösligheten och mängden suspenderat och löst aluminium. Under sommaren har även en del av den sedimentbundna fosfor redan läckt ur sedimentet. Det finns några för- och nackdelar gällande behandling under vår respektive höst, vilka beskrivs nedan. Eftersom sedimentbehandlingsmetoden tar mycket längre tid (ca 2-3 månader jämfört med 2-3 veckor för vattenbehandling) är det inte möjligt att begränsa behandlingen till bara vår eller höst. Om det finns indikationer på att fosfor har frigjorts från sedimenten under sedimentbehandlingen, tillsätts en del av aluminiumdosen till vattnet för att binda och fälla den, oftast under sommar. Det gjordes i Flaten (2000) och Växjösjön (2018), men krävdes inte under behandling i t.ex. Långsjön (2006).

#### Vårbehandling

Fördelar:

- Om aluminium tillsätts under våren, ser man oftast effekten direkt under följande sommar.
- Generellt finns det mer mobil fosfor i sedimenten (lättlöslig och järnbunden fosfor) eftersom labil organisk fosfor har brutits ned under vintern.

Nackdelar:

- De flesta fiskarter leker under våren, vilket kan öka risken för stress och störning av leken. De grundare delarna av sjön där fisk normalt leker behandlas oftast inte.

#### Höstbehandling

Fördelar:

- I sjöar som täcks av is under vintern, finns det mer tid för aluminium att stabiliseras (kristalliseras) utan vind eller andra påverkningar som kan transportera mineralet från grundare till djupare delar av sjön.
- Det finns mindre risk för resuspension under isen.
- Lösligheten av aluminium är lägre i kallare vatten.

Nackdelar:

- Det kan finnas mer organisk fosfor i sedimentet. Det tar tid för den organiska formen att brytas ned, vilket kan minska bindningseffektiviteten.
- I starkt skiktade sjöar kan vattenomblandning ske ganska sent på hösten och vattentemperaturen blir lägre än 10 °C ganska fort. Om aluminium tillsätts till vatten med en temperatur lägre än 10 °C, försämras flockulering och mineralet som bildas faller ur vattnet långsammare.

### 3.4 Uppskattning av kostnader för behandling

Kostnader för sedimentbehandling av Övre och Nedre Milsbosjön har uppskattats med hjälp av data från behandlingar som tidigare gjorts (eller planeras) i Flaten, Långsjön, Växjösjön, och Södra Bergundasjön, samt information från Vattenresurs (<http://www.vattenresurs.se/>) och Kemira (<https://www.kemira.com/>). Kostnader har också tagits från Huser et al. (2016c) och information från Växjö kommun. I Tabell 7 visas de mängder av aluminium som behövs, hur lång tid behandlingen skulle ta och den totala kostnaden för aluminium (PAX 100XL, buffrade) plus själva behandlingen.

Behandlingstiden kan variera för olika sjöar beroende på storlek, mängd aluminium som ska tillsättas, och appliceringsmetod (Tabell 7).

**Tabell 7.** Al-doser, mängder och uppskattade kostnader (miljoner SEK) och tidsram för att applicera Al. Både kostnader och tidsram baseras på tidigare behandlingar och personlig kommunikation med Vattenresurs. Kostnader för vattenbehandling baseras på data från Huser et al. 2017 och Huser et al. 2016c). Alla kostnader inkluderar kostnaden för buffrade Al (PAX 100XL, 2500 SEK/ton) och behandlingstid.

Sjö	Al dos	Al	Tid (månader)		Kostnad (SEK)	
	g/m <sup>2</sup>	ton	Sediment	Vatten	Sediment	Vatten
Övre Milsbosjön	99	31,6	3	0,4	2,4	1,2
Nedre Milsbosjön	115	34,0	3	0,5	2,5	1,4

### 3.5 Effekter av aluminium på fosfor i vattnet

Det som främst påverkar effekten av behandlingen på fosformängden i vattnet är mängden aluminium och sjöns omsättningstid (Huser et al. 2016a). Om omsättningstiden är kort (månader eller mindre) är det inflödet av fosfor till sjön som påverkar fosforhalterna i vattenmassan. I dessa fall kan det vara nödvändigt att behandla sedimentet även om man inte ser direkta effekter, detta för att skydda nedströms vattenförekomster. I sjöar med omsättningstider längre än ett år är det vanligtvis internbelastning (om det finns ett överskott) och inflödet av fosfor till sjön som påverkar koncentrationen i vattnet. Man kan uppskatta livslängden av en behandling med hjälp av en modell gjord av Huser et al. (2016a). Modellen visar att man kan förvänta sig att behandlingar av Övre och Nedre Milsbosjön kommer leda till en minskning av fosfor i ytvattnet i >20 år. Eftersom modellen bygger på gamla behandlingar där doseringsmetoder sällan baserats på rörlig fosfor i sedimenten, underskattas antagligen livslängden av en behandling. Livslängden av en behandling beror dock mycket på den externa belastningen. Om den minskas till en naturlig nivå, kommer aluminiumbehandlingens effekt aldrig upphöra.

Även sjötypen (grund eller djup) kan påverka resultatet. I grundare sjöar eller grunda delar av större sjöar kan en mindre internbelastning ge samma eller större effekt jämfört med samma internbelastning i djupa sjöar. Detta på grund av att fosfor som frigörs från sediment i grunda områden omedelbart blir biotillgängligt. Fosfor som frigörs från djupare sediment vid skiktade förhållanden måste däremot transporteras till ytvattnet innan det kan användas av t.ex. alger, vilket sker både genom jämviktsprocesser och fysisk blandning av vattenmassan. Enligt Huser et al. (2016c) ledde internbelastningshastigheter så låga som ca. 3 mg/m<sup>2</sup>/d till övergödda, eutrofa förhållanden i grunda, polymiktiska sjöar som omblandas ofta. Hastigheter på 6,9 mg/m<sup>2</sup>/d eller högre ledde generellt till eutrofa förhållanden i skiktade, dimiktiska sjöar som skiktas under sommaren.

En annan faktor som kan påverka effektiviteten av en aluminiumbehandling är bottenlevande fisk. Bottenlevande fiskarter kan dramatiskt förändra ekosystemens funktion, särskilt i grunda sjöar. Vissa arter, såsom karp och braxen, har betraktats som "ekosystemingenjörer" eftersom de har så stor påverkan på akvatiska system. En nyligen genomförd forskningsstudie av Huser et al. (2016d) visade att karpaktiviteten (genomsnittlig storlek och densitet var 3,4 kg och 180 kg/ha, respektive) ökade sedimentblandningsdjupet (s.k. aktivt djup) från 5 cm till mellan 13 och 16 cm baserat på en enclosure studie (där fisk stängs ut från vissa områden) efter tillsättning av aluminium till sedimentet. Oftast sker sedimentblandningen ner till mellan 4 och 10 cm djup beroende på hur de olika fosforfraktionerna ser ut i sedimenten. Samma studie visade också att dubbelt så mycket fosfor i sedimenten kunde nå vattnet på grund av ökat sedimentblandningsdjup. Dessutom har det visats att den ovan nämnda modellen för att uppskatta behandlingstid överkattar livslängden när större mängder av karpfiskar finns, troligtvis på grund av ett ökat sedimentblandningsdjup (Huser et al. 2016a). Efter en behandling kan man provta sedimenten igen för att se om det finns negativa effekter av karpfiskar (såsom i Långsjön, Schütze et al. 2017) och överväga om utfiskning borde göras.

Labil organisk fosfor har också tagits med i aluminiumdosberäkningarna, men det kan vara riskabelt att tillsätta tillräckligt mycket aluminium för att binda denna fraktion samtidigt som man behandlar mobil fosfor. Detta beror på att det kan ta längre tid för denna fosforfraktion att brytas ner. Aluminium börjar kristalliseras efter tillsättning, vilket kan minska bindningseffektiviteten av aluminium (upp till 70 % efter 6 månader) om det sker innan aluminium har bundits till löslig fosfor (de Vicente et al. 2008b). Det tar också tid för mobil fosfor att förflyttas från djupare sedimentlager till sedimentytan. Sedimentinjicering kan till viss del lösa detta problem. Ett enkelt sätt att lösa problemet vid vattenbehandling är att dela upp behandlingarna under ett antal år.

I USA har man börjat dela upp doser och applicerat dem vartannat till vart femte år tills hela dosen har tillsatts. Detta har också gjorts för första gången i Sverige i Växjösjön och samma metod kommer att användas i Södra Bergundasjön (Växjö) och Norrviken (Sollentuna). Det här tillvägagångssättet är baserat på några olika forskningsstudier (t.ex. de Vicente et al. 2008b, Huser 2012, och Huser 2017). Bindningseffektiviteten kan modelleras enligt Huser 2012 och man kan välja att dela upp dosen för att få maximal bindningseffektiviteten. På så sätt kan man alltså maximera mängden fosfor som binds av aluminium. Det finns ingen modell eller metod för att uppskatta hur länge man bör vänta mellan behandlingarna. Med regelbunden vattenkemiprovtagning kan man dock se när internbelastningen börjar öka och påverka vattenkvaliteten i ytvattnet negativt. Vid den tidpunkten kan man tillsätta den andra dosen, och så vidare.

## 4 Potentiella risker

---

Den största effekten på det akvatiska livet sker genom en minskad fosforhalt i sjön, vilket framförallt ger en minskad mängd och ändrad artsammansättning av växtplankton. I de flesta övergödda sjöar har vattenkvaliteten gradvis försämrats under lång tid (50 till 100 år) och de akvatiska djur som finns i dessa sjöar har därmed anpassat sig till övergödda förhållanden eller så har samhället förändrats helt. En stor förbättring av vattenkvaliteten efter en aluminiumbehandling sker däremot efter bara några veckor eller månader. Förbättringen blir en chock för hela systemet och orsakar stress hos arter som trivs bättre i övergödda sjöar. Denna effekt är dock positiv för sjöarna eftersom det ger ett klarare vatten och samhället i sjön kan ibland återhämta sig efter bara några månader (se nedan), vilket oftast resulterar i en ökad biologisk mångfald vad gäller både växter och djur i behandlade sjöar.

### 4.1 Aluminiumhalter i vattnet

Aluminium kan förekomma i olika former där oorganiskt aluminium i höga halter är toxiskt för vattenlevande organismer. För oorganiskt aluminium är den kritiska nivån för bl.a. lax och mört 30 µg/l och för andra mindre känsliga fiskarter, exempelvis öring och abborre, 50 µg/l (Naturvårdsverket 2002). När aluminiumkoncentrationer har mätts efter en behandling, har de dock varit lägre jämfört med koncentrationer i vattnet innan behandling. Detta kan bero på att aluminium som tillförs till sjöar naturligt binder till organiskt material i vattnet. Efter en behandling minskar mängden alger i vattnet, oftast kraftigt. Eftersom det finns mindre organiskt material (alger) i vattnet efter en behandling, finns det också mindre aluminium (och troligtvis andra metaller som binder till organiskt material). Detta har visats både i USA och nu i Växjösjön där koncentrationen av totalaluminium minskade efter behandling (Huser opublicerad data och Andreas Hedrén, Växjö kommun, personlig kommunikation). Detta är troligen också förklaringen till varför aluminiumhalter på fiskgälar var lägre i behandlade Medical Lake (Washington, USA) jämfört med en obehandlad kontrollsjö (Buergel och Soltero 1983). Aluminiumhalten i plankton har också visat sig minska efter behandling i ett forskningsförsök i kustvatten (Huser och Köhler 2012).

### 4.2 Resuspension

Aluminiumflocken stabiliseras efter 2-4 månader (Egemose et al. 2009). Efter denna tidsperiod har  $Al(OH)_3$ -flocken generellt blandats in i sedimentet naturligt och är också mer kristallin. Med sedimentbehandling minimerar man risken för resuspension eftersom aluminium injiceras direkt i de översta sedimentlagren, men i grunda delar av sjöar kan en del sediment ändå resuspenderas på grund av naturliga processer (t.ex. vind).

Både karpfiskar och vind kan resuspendera sediment, men under vintern är effekten mycket mindre på grund av minskad biologisk aktivitet och isbildning. Behandlingsområdet ligger på mellan 6 och 18 m vattendjup i Övre Milsbosjön, vilket minskar risken för resuspension av sediment och tillsatt aluminium. Risk för resuspension från vind/vågor är också liten i Nedre Milsbosjön (behandlingsdjup mellan 2 och 7m) p.g.a. att sjön är liten.

### 4.3 Växter och djur

Toxiciteten hos aluminium i sjöar (d.v.s. förekomsten av oorganiskt aluminium) bedöms vara försumbar under neutrala förhållanden, huvudsakligen på grund av att reaktiviteten (d.v.s. mängden oorganiska former) av aluminium vid pH 6-9 är väldigt låg och aluminium är i mineralform (Huser & Köhler 2012, Huser 2018a). I publikationen av Huser och Köhler (2012) framgår dock att den toxikologiska litteraturen visar att det finns vissa möjliga effekter vid aluminiumtillsättning, även vid neutralt pH. De potentiella negativa effekterna hänger då samman med mängden aluminiumhydroxidflock, en amorf mineralisk massa, som t.ex. kan

påverka bottenfaunans livsmiljö. De akvatiska samhällena återhämtar sig dock relativt snabbt och uppnår ett bättre miljötillstånd (högre kvalitet och mångfald) jämfört med innan behandlingen tack vare förbättrad vattenkemi och livsmiljö (t.ex. Welch & Cooke 1999). Det är troligt att en direkt injicering av aluminium till sedimentet (sedimentbehandling) gör att behandlingseffekterna på plankton och fisk i vattnet minskar eller uteblir helt. Men även med en vattenbehandling kommer aluminiumflocken att fälla ur vattnet fort (inom loppet av några dagar) och ganska snabbt täckas (månader till 1-2 år) av naturlig sedimentation av nytt material.

#### 4.3.1 Fisk

Under de senaste decennierna har det genomförts fler än tio aluminiumbehandlingar i Sverige. De har skett under neutrala pH-förhållanden och det finns inget som tyder på att fisk har påverkats negativt av dessa. Vid aluminiumbehandling i den grunda Långsjön i Stockholm, sänktes pH-värdet som mest med 0,4 enheter från 7,1 till 6,7, vilket styrker att behandlingen inte kommer att ha några toxiska effekter på fisk. Efter behandling av sediment i Långsjön (år 2006), förekom inga tecken på störningar vid provfisket följande år och total vikt per ansträngning för abborre hade ökat medan mört hade minskat under perioden 2006 – 2011. EQR8 klassning ökade från Måttlig till God efter behandlingen.

#### 4.3.2 Bottenfauna

Flertalet taxa av snäckor, kräftdjur och musslor samt några familjer av dagsländor och nattsländor behöver en vattenkvalitet där pH-värdet inte underskrider 6,0 för att kunna reproducera sig och existera i livskraftiga bestånd (Naturvårdsverket 2002). Vid behandling bör därför inte pH-värdet tillåtas understiga 6,0. Aluminiums potentiella effekt för bottenfauna bedöms, liksom för fisk, vara försumbar i pH-intervallet 6-9. I Övre Milsbosjön har pH-värdet varit mellan 6,7 och 7,9 (medel 7,5) och i Nedre Milsbosjön mellan 6,9 och 9 (medel 7,6) under de senast 10 åren. Antagligen kommer pH maxima att minska i ytvattnet, särskilt i Nedre Milsbosjön på grund av en minskad mängd växtplankton. Växtplankton ökar pH via deras användning av koldioxid, som är en svag syra i vatten. Själva sedimenten har en buffringsförmåga som håller pH i neutrala intervallet vid sedimentytan, även om pH i ytvattnet är >9 eller <6 (Huser och Rydin 2005).

Problematiken för bottenfaunan bedöms därför inte bestå av toxiska effekter utan snarare av fysiska effekter på deras livsmiljö. Dessa effekter på bottenfaunan är i regel kortvariga (månader). Detta är även fallet vid behandling direkt i sedimenten då störningen består av de slangar som går ner 10-20 cm i sedimenten. En studie av fem aluminiumbehandlade sjöar visade att mängden och mångfalden av bottenfauna ökade eller var på samma nivå efter att behandling genomförts p.g.a. förbättrade förhållanden i sjöarna (Narf 1990).

#### 4.3.3 Plankton och makrofyter

Den direkta effekten som en aluminiumbehandling har på växt- och djurplankton är att de sedimenterar tillsammans med den bildade flocken när aluminium tillsätts i vattenmassan (Huser & Köhler 2012). Övertäckningen som sker av bottenfaunan kan också minska rekryteringen av växt- och djurplanktonarter med vilstadiet i bottenarna. I Newman Lake i Washington såg man en omedelbar minskning av djurplankton efter aluminiumbehandling, men efter två månader var mängderna återställda (Shumaker et al. 1993). Vid sedimentbehandling kan man minska de direkta effekterna på planktonsamhället i vattenpelaren.

Behandlingen bedöms vara positiv för makrofytsamhället eftersom en förväntad effekt är ett ökat siktdjup. Detta innebär bland annat att makrofyterna kommer kunna breda ut sig naturligt

och även etablera sig i djupare vatten. Detta kan också vara positivt för djurplankton- och fisksamhället. I vissa fall kan dock en större och mer naturlig utbredning av makrofyter upplevas som negativ av människor som nyttjar sjön.

## 5 Rekommendationer för behandlingar

### 5.1 Appliceringsmetod

Enligt information vi har idag (både från forskning och tidigare behandlingar) och med hänsyn till de förhållanden som råder i Över och Nedre Milsbosjön, skulle både sediment- och vattenbehandling, eller en kombination, fungera bra. Vid en upphandling kan man efterfråga kostnadsförslag för båda metoderna.

### 5.2 Aluminiumdoser och uppdelning

Oavsett vilken metod som väljs, måste doserna troligtvis delas upp, dels på grund av den mängd aluminium som behövs för att lägga fast fosfor och dels på grund av tillgänglig buffring (alkalinitet) i vattnet. Det är också möjligt att använda aluminiumformer som har mindre buffring, vilket skulle kanske minska kostnaden. Det är ganska svårt att beräkna en dosuppdelning för en viss sjö innan man har gjort en geokemisk modellering. En sådan modellering görs för att beräkna hur mycket aluminium som kan tillsättas under en behandling utan att riskera pH-sänkningar, samt för att maximera bindning av fosfor. Baserat på tidigare behandlingar i Sverige och andra länder har vi uppskattat en möjlig uppdelning baserat på båda behandlingsmetoderna (Tabell 8).

**Tabell 8.** Dosuppdelningar i Övre och Nedre Milsbosjön.

Behandlingstyp	Sjö	Antal uppdelningar
Sediment	Ö Milsbosjön	2
	N Milsbosjön	2
Vatten	Ö Milsbosjön	3
	N Milsbosjön	3

Doserna bör delas upp jämt och appliceras med ungefär några års mellanrum för att förbättra bindningseffektiviteten och för att minska potentiella bieffekter i sjön. Möjliga behandlingsscenarier måste dock modelleras innan en behandlingsplan kan utvecklas ordentligt (se sektion 6).

Det rekommenderas också att utöka behandlingsområdet i Övre Milsbosjön till 4 meters djupkurvan (istället för 6). Det kan göras ganska lätt om djupkartan ritas om med förfinad djupinformation.

### 5.3 Tidpunkt för spridning

#### 5.3.1 Sedimentbehandling

Om sedimentbehandling väljs, behandlar man oftast från sen vår till tidigt höst. För en dos skulle det ta ungefär två - tre månader att behandla Övre Milsbosjön och en - två månader att behandla Nedre Milsbosjön med sedimentinjicering.

#### 5.3.2 Vattenbehandling

En höstbehandling rekommenderas för Nedre Milsbosjön, innan temperaturen är lägre än 10 °C. Flockulering av aluminium fungerar bättre i vatten när temperaturen är högre än 10 °C. Efter behandlingen kommer is att bildas på sjön vilket ger tid för kristallisering av aluminiummineralet och minimerar risk för resuspension. Behandlingstiden är ungefär en - två veckor. Om våren skulle vara en bättre tid på grund av andra faktorer, såsom finansiering

eller tillgänglighet av behandlingsfirmor, kan behandling troligtvis också utföras under våren på ett säkert sätt.

I Övre Milsbosjön bryts antagligen skiktningen och vattenmassan omblandas ganska sent under hösten. Därmed finns en risk att vattentemperaturen är lägre än 10 °C när man behandlar sjön. Därför rekommenderar vi en vårbehandling, efter omblandning av vattenmassan. Det kan dock ändras till en höstbehandling om framtida övervakningsdata visar att sjövattnet omblandas tidigare och det går att behandla när vattentemperaturen är  $\geq 10$  °C. Behandlingen kommer att ta ungefär två - tre veckor per dos.

Om båda sjöarna ska behandlas bör Övre Milsbosjön behandlas innan Nedre Milsbosjön. På så sätt minskar man tillförsel av fosfor från Övre till Nedre Milsbosjön innan behandling sker i Nedre Milsbosjön.



## 6 Kompletterande undersökningar

---

Innan man lägger ut stora summor på åtgärder, bör man göra en noggrann utredning av var överskottet av näringsämnen kommer från och sedan välja de mest kostnadseffektiva åtgärderna för att minska belastningen från dessa källor. Det gäller både externa och interna källor. Det finns enkla massbalansmodeller som kan användas, men de visar t.ex. inte hur mycket en aluminiumbehandling kommer minska mängden fosfor i ytvattnet, särskilt inte i skiktade sjöar eftersom sådana modeller inte kan uppskatta utbytet av fosfor från botten till ytvattnet. Allt fosfor som släpps från sedimentet når inte ytvattnet under sommaren i skiktade sjöar som Övre Milsbosjön, och under vissa år inte heller i grundare sjöar såsom Nedre Milsbosjön. Bara efter omblandning av hela vattenmassan når allt fosfor som har släppt från sedimentet ytvattnet. Dessutom ger massbalansmodeller resultat för ett helt år, vilket gör att stora förändringar som bara äger rum under sommaren kan missas helt eller effekten kan underskattas eftersom det finns sedimentation (negativ internbelastning) under andra delar av året. Dynamiska modeller (eller sjömodeller) kan användas för att beräkna utbytet av fosfor från botten till ytvattnet och kan köras på daglig till månadsvis basis om det finns tillräckligt bra indata. Detta är särskilt viktigt för att till exempel visa hur internbelastning i Övre Milsbosjön påverkar vattenkvaliteten i Nedre Milsbosjön. Dynamiska modeller kan användas för att visa vilka källor av fosfor som påverkar sjön mest och för att göra tillförlitliga åtgärdsanalyser som med stor noggrannhet kan visa hur mycket olika åtgärder skulle minska fosforkoncentrationerna i sjön. Därmed kan man också utvärdera vilka åtgärder som är mest kostnadseffektiva.

Modellerade siffror för externbelastning av fosfor (t.ex. SHYPE) kan avvika kraftigt både från verkliga förhållanden och från resultat från andra modeller, vilket medför stor osäkerhet kring fosforkällorna i avrinningsområdet (Huser 2018b). Det är dock omöjligt att bedöma om modellen har stora fel eller kan justeras baserat på verkliga förhållanden. Om man använder sådana grova modeller (massbalans och externbelastning) för att uppskatta källfördelningen, finns ändå en risk att man kastar miljontals kronor i sjön på fel åtgärder.

För att förbättra källfördelningsanalysen krävs mer data så att det går att köra en dynamisk sjömodell och göra vatten- och fosforbudgetar på dagsbasis (eller minst månadsbasis) under växtsäsongen (april-oktober). När modellen har skapats kan man göra åtgärdsanalyser för att bedöma när, var, och hur mycket fosfortillförseln måste minska för att lyckas med att uppnå god ekologisk status i Övre och Nedre Milsbosjön. Det krävs alltså resurser för att göra en grundlig undersökning för att sedan kunna spara kostnader i det långa perspektivet. Kostnaden för den fördjupade studien är en mycket liten del av de troliga åtgärdskostnaderna, men borgar för att man väljer och prioriterar de mest hållbara och kostnadseffektiva metoderna för att komma tillrätta med övergödningsproblemet i sjöarna.

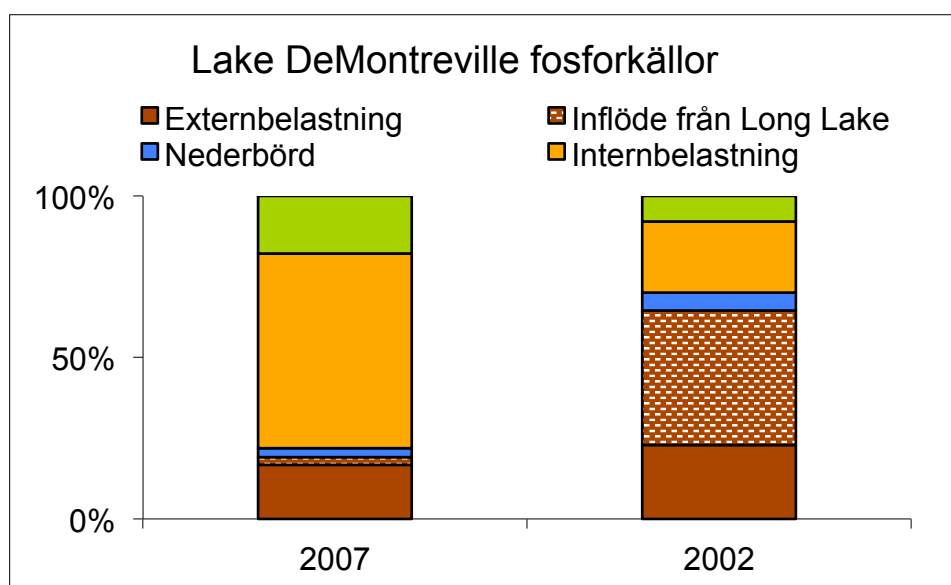
### 6.1 Övervakning, sjömodellering och åtgärdsanalyser

För att skapa en sjömodell, krävs det en övervakningsplan för att få in tillräckligt med data så att det är möjligt att skapa en dynamisk modell. Det kräver:

- Provtagning och analys av vatten i sjön (se Tabell 9 för analyser och uppskattade kostnader)
- Provtagning av tillrinnande vatten under låg-, medel- och högflöde
- Flödesmätning i inloppen (ca 70-80% av tillrinnande vatten bör täckas in, om möjligt).
- Mätning av vattennivån (det görs med en enkel pegel där man bara läser av nivån regelbundet).

- Flödesmätning i utloppet. Oftast kan man enkelt beräkna flödet om det finns en regleringsstruktur och om man vet vattennivån i sjön.

Provtagning under två år rekommenderas. Om man bara provtar under ett år kan det vara ett onormalt år (t.ex. mycket blött eller mycket torrt). Det är inte fel att provta och göra modellering med data från ett mycket blött eller torrt år, men om de inte representerar de väderförhållanden som oftast råder, kan man under- eller överskatta vissa näringskällor. Om det är ett mycket torrt år, kan till exempel betydelsen av externbelastningen underskattas (Figur 9). Om data från två år är tillgängliga, har man en mycket bättre chans att få med ett ”normalt” år och/eller så har man data från ett år till att kalibrera modellen med och därmed minska osäkerheten i resultaten.

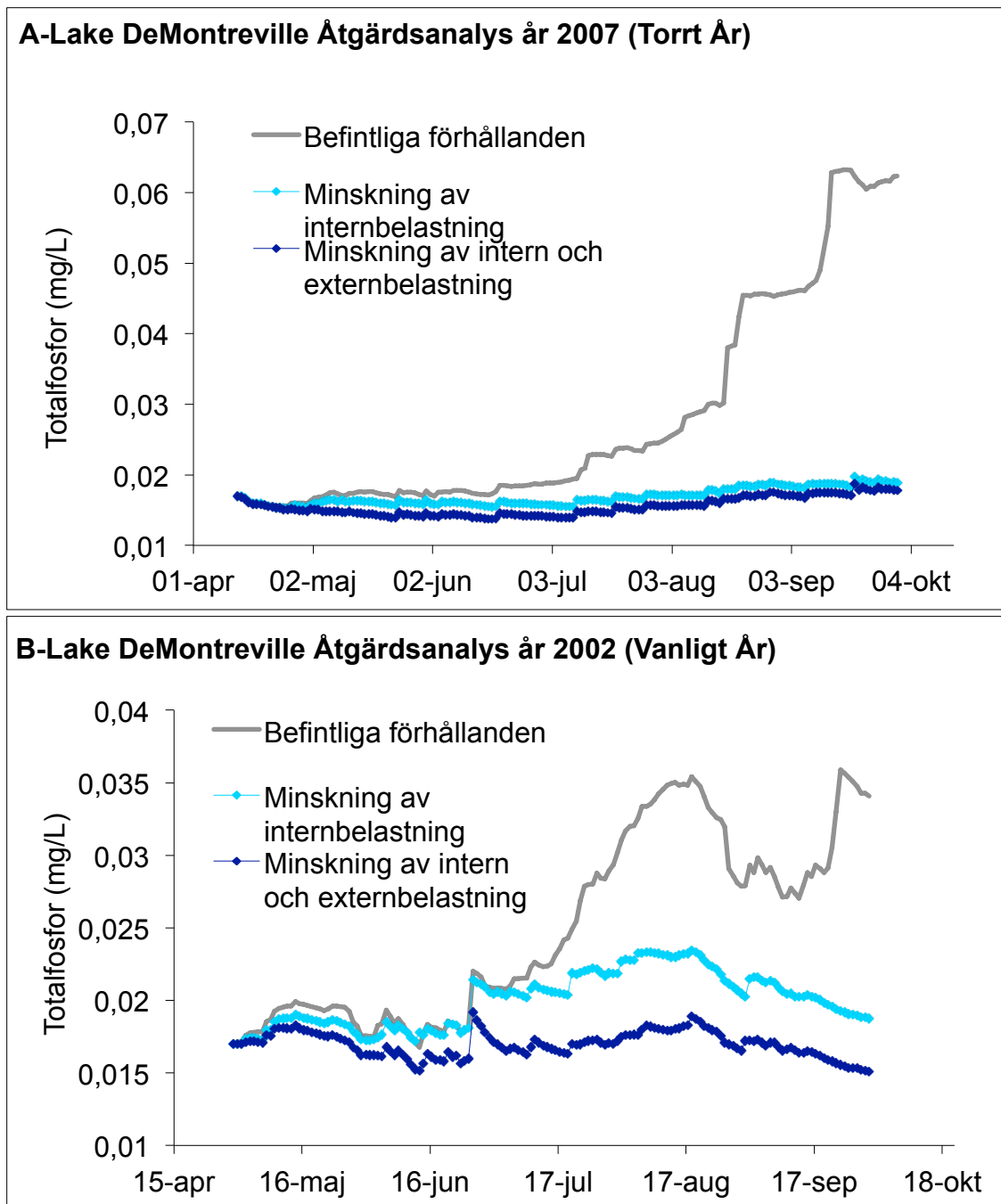


**Figur 9.** Källfördelning från modellering under ett mycket blött (2002) och torrt år (2007) i Lake DeMontreville.

Ytterligare data krävs för att göra både vatten- och fosforbalanser. Klimatdata kan hämtas från en närliggande väderstation. Dessa data används för att beräkna nederbörd och evaporation som är viktiga för att beräkna vatten- och fosforbalanser.

Information om markanvändning i avrinningsområdet behövs för att beräkna direkt inflöde till sjön (d.v.s. direkt från marken till sjön). Information om djurhållning, möjliga punktkällor och enskilda avlopp krävs också. Djupkurvor i GIS-format behövs för att beräkna volymen i olika skikt och fosformassan i vattnet. Detta är särskilt viktigt för beräkning av internbelastning av fosfor. Allt detta underlag finns redan för båda sjöarna.

Med resultaten från provtagningsplanen som har beskrivits ovan, kan man beräkna både vatten- och fosforbalanser och modellera fosforhalten i ytvattnet dagligen (Figur 10). Den enda källan som inte kan mätas direkt är grundvatten. I vissa sjöar kan grundvatten vara en viktig del av vatten- och fosforbalanser, antingen som en källa, sänka, eller båda. Grundvattnets påverkan på fosforhalter i sjöarna kan dock uppskattas om man har gjort ordentlig övervakning av alla andra källor.



**Figur 10.** Modellering och åtgärdsanalys för sjön DeMontreville. Analysen inkluderar åtgärder för att minska interna och externa källor av fosfor under ett torrt (A) och normalt (B) klimat år.

## 6.2 Modellering av aluminiumtillsättning

Innan en aluminiumbehandling görs måste man beräkna en aluminiumdos som är säker, ger bra fällning av aluminiummineralet och ger bästa möjliga bindningseffektivitet. På så vis säkerställer man att behandlingen är säker och har en bra kostnadseffektivitet. Detta minimerar inte bara risken att något går fel, utan sparar oftast också pengar. En behandlingsplan kan sedan utvecklas baserat på resultaten.

Modellering av aluminiumtillsättning görs med hjälp av geokemiska modeller. Geokemisk modellering används för att undvika pH minskningar och potentiella bieffekter på organismer.

Rätt tidpunkt för spridning, d.v.s. när vattenförhållandena är optimala för tillsättning av aluminium, kan förbättra behandlingen ytterligare. Modellen utgår från mängden aluminium som ska tillsättas samt vattenkemiska data från sjön för att beräkna pH-ändringar och aluminiumkoncentrationer i vattnet under och efter aluminiumbehandling. Halten oorganiskt aluminium under behandling styrs av en rad olika faktorer såsom pH, alkalinitet, halten organisk kol, och halten av andra joner i sjövattnet. Under behandling bildas den amorfa formen av aluminiumhydroxid ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ), men sedan börjar mineralet kristalliseras till den kristallina formen som heter gibbsit (ett naturligt mineral). Lösligheten av mineralet minskar under denna process och båda formerna används för att modellera aluminium i vattnet under (amorf) och efter (gibbsit) behandling.

Buffrade former av aluminium kan också användas i geokemisk modellering för att jämföra kostnaden mellan användning av icke buffrade former och fler uppdelade behandlingar kontra buffrade former av aluminium och färre uppdelade behandlingar. Då används en kombination av resultat från geokemisk modellering och den modell som kan uppskatta bindningseffektiviteten av aluminium (Huser 2012) för att bestämma vilken dos (eller doser om man delar upp behandlingen) som ger den bästa bindningseffektiviteten och minskar påverkan på sjön. Livslängden av olika behandlingsscenarier kan också uppskattas (Huser et al. 2016a) och informationen kan användas för att utveckla en behandlingsplan för att ge säkra och hållbara behandlingar.

## 7 Förslag till program för uppföljning

### 7.1 Övervakning av sjöarna

Syftet med ett uppföljningsprogram är bl.a. att säkerställa att önskad effekt uppnås och att den potentiellt negativa påverkan som kan ske vid en aluminiumbehandling minimeras. De viktigaste parametrarna för uppföljning och bedömning av näringstillstånd och näringsstatus är totalfosfor, fosfatfosfor, syrehalt, pH, temperatur, totalkväve, ammoniumkväve, nitrat- + nitritkväve, siktdjup, och klorofyll. Kväve behövs inte för att köra sjömodellen, men det kan vara nödvändigt för att bedöma effekten av åtgärder på det ämnet. Månadsvis provtagning av dessa parametrar rekommenderas både innan (se sektion 6) och efter behandling. Oftast kan det vara billigare att skriva ett avtal med och köpa ett ”paket” från ett laboratorie vilket de flesta övervakningsprogram i Sverige gör (Tabell 9). Man bör också analysera total löst fosfor eftersom det ger en bättre uppskattning av biotillgänglig fosfor och kan förbättra modellering av sjöarna. Man kan med fördel byta ut fosfatfosfor mot total löst fosfor eftersom den parametern inte används alls i modelleringen, men kostnadsuppskattning inkluderar ändå fosfatfosfor om man vill kunna jämföra värdena med tidigare data.

**Tabell 9.** Kostnad för analys av prover från Övre (4 djupprover) och Nedre Milsbosjön (3 djupprover). Provtagning utförs månadsvis under april-oktober). Kostnader för analys av vattenprover från två inlopp är också inkluderat. De viktigast parametrar indikeras med fet text medan de andra ingår i vanliga analys paket.

Provstation	Sjö-ytvatten	Sjö-djupvatten	Bäckar (2)
Antal prov	<b>14</b>	<b>35</b>	<b>25</b>
	<b>pH</b>	<b>pH</b>	<b>pH</b>
	konduktivitet	konduktivitet	konduktivitet
	alkalinitet	alkalinitet	alkalinitet
	färg	Färg	färg
	COD	COD	COD
	NH <sub>4</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N
	NO <sub>2</sub> -NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -NO <sub>3</sub> -N
	Tot-N	Tot-N	Tot-N
	<b>Tot-P</b>	<b>Tot-P</b>	<b>Tot-P</b>
	<b>Tot löst P</b>	<b>Tot löst P</b>	<b>Tot löst P</b>
	<b>TOC</b>	<b>TOC</b>	<b>TOC</b>
	PO <sub>4</sub> -P	PO <sub>4</sub> -P	PO <sub>4</sub> -P
	<b>klorofyll</b>		
Pris per prov	945	665	665
Summa	13230	23275	16625
Totalkostnad (en säsong)			53150

Om Nedre Milsbosjön får inloppsvatten från Övre Milsbosjön, kan man välja att bara använda data från ytproven från Övre Milsbosjön (med flöde) för att göra beräkningar på externbelastning från den källan. Då kan man satsa pengarna på en annan bäck eller möjlig källa.

Det är svårt att uppskatta kostnaderna för provtagning eftersom det kan ta olika lång tid att åka till sjöarna beroende på vilket företag som anlitas för att göra provtagningen. Kostnader har uppskattats för att provta Övre och Nedre Milsbosjön samt två inlopp, en för varje sjö (Tabell 10). Det kan vara möjligt att provta båda sjöarna och inloppen samtidigt, men för att få in tillräckligt bra data, krävs övervakning av inflöden under låg-, medel-, och högflöde eftersom fosfor varierar under dessa olika förhållanden. Flödet måste också mätas under dessa olika förhållanden för att beräkna mängden av fosfor som rinner till sjöarna.

**Tabell 10.** Uppskattade kostnader för provtagning av båda sjöar och två inflöden (en säsong). Kostnader inkluderar mätning av syrgas och temperatur profiler i båda sjöar.

Station	SEK/ timme	Antal personer	Förberedning/arbetstid	Resetid	Antal	Kostnad
Ö Milsbosjön	700	2	2	3	7	49000
N Milsbosjön	700	2	2	0,5	7	24500
Vattendrag (2)	700	1	2	1	25	52500
Summa (en säsong)						126000

### 7.1.1 Övervakning under behandling

Det är viktigt att övervaka pH under en aluminiumbehandling för att säkerställa effektiva och säkra behandlingar. Det kan krävas av entreprenören i en upphandling men länsstyrelsen eller kommunen bör också kontrollera pH en till två gånger per vecka under behandling.

### 7.2 Sedimentprovtagning

Det finns tre anledningar att provta sediment efter en behandling eller delbehandling. Först och främst vill man försäkra sig om att rätt mängd aluminium har tillsatts på rätt plats. Många sjöar som undersökts tidigare har antingen haft ett under- eller överskott av aluminium i vissa delar av sjön (t.ex. Rydin et al. 2000, Huser et al. 2011, Huser 2012, Schütze et al. 2017). Den andra anledning att provta och analysera sediment är för att bedöma bindningseffektiviteten och uppskatta hur mycket läckagebenägen fosfor som finns kvar i sedimenten. Slutligen kan man bedöma effekten av karpfiskar på det aktiva sedimentdjupet efter en behandling.

Aluminium har använts som ett inert spårämne för att bedöma det aktiva djupet i en sjö med karpfiskar (Huser et al. 2016d). Om karpfiskar påverkar sedimentdjupet kan dosen möjligen behöva justeras eller så kan utfiskning bli aktuellt.

Sedimentproppar kan hämtas på samma ställen och analyseras på precis samma sätt som i den här studien. Även aluminium bör analyseras för att beräkna mängden som finns i sedimentet, och om karpfiskar påverkar det aktiva sedimentdjupet. Oxalsyrametoden bör användas istället för totalaluminium-metoden som ofta används i sedimentstudier (HNO<sub>3</sub>). Problem kan uppstå med metoden som använder salpetersyra eftersom alla aluminiumformer extraheras från sedimenten. Dessa former kan påverkas av både aluminiumbehandlingen och ändringar i markanvändningen i avrinningsområdet. Dessutom kan halter av aluminium i djupare sedimentlager vara högre än vad som finns idag på grund av ändringar som skett under decennier (t.ex. sur nederbörd) eller hundratals/tusentals år (t.ex. vittring). Det gör det omöjligt att beräkna ett bakgrundsvärde för att beräkna aluminium som tillsatts under

behandlingen. Oxalsyrametoden löser dessa problem eftersom bara mindre kristallina former extraheras från sedimenten (Agstam och Huser 2019). Kostnader finns i Tabell 11.

**Tabell 11.** Kostnader för att provta och analysera sediment i båda sjöar efter behandling.

Moment	Kostnad
Förberedning/provtagning (2 personer)	10 800
Sedimentanalys P fraktioner (49 prover)	39 200
Sedimentanalys tot-P (35 prover)	19 320
Sedimentanalys Oxalic Al (49 prover)	24 500
Beräkningar och modellering av Al och P	16 000
Rapport och rekommendationer	12 800
Summa	122 620

### 7.3 Andra rekommenderade analyser

#### 7.3.1 Växtplankton

Provtagning och analys av växtplankton bör utföras i aktuella sjöar så att, om möjligt, minst två års undersökningsresultat kan representera perioden före behandling. Efter behandling bör motsvarande växtplanktonundersökningar utföras genom provtagning och analys en gång per år i augusti. Kostnaderna förutsätter att provtagning sker samtidigt som vattenkemi i båda sjöarna (Tabell 12).

**Tabell 12.** Kostnader för analys av växtplankton och aluminium i båda sjöar, per år.

Parameter	Prov per år	Kostnad
Växtplankton	2	13000
Aluminium (filtrerat och ofiltrerat)	21	7350

#### 7.3.2 Aluminium

Analys av aluminium rekommenderas tre gånger per år (på samma djup som ingår i provtagning i Tabell 9, under höst- respektive våromblandning och mitt i sommaren. Kostnader ges i Tabell 12. Kostnaderna förutsätter att provtagning sker samtidigt som vattenkemi i båda sjöarna.

#### 7.3.3 Bottenfauna undersökning

Priserna har uppskattats baserat på schablonkostnader (700 SEK/timme) och analys av proverna på SLU (Tabell 13).

**Tabell 13.** Kostnader för att provta och analysera prover för bottenfauna.

Provstation	Antal stationer	Antal provplatser	Arbetstid	Restid	Analys kostnad	Total kostnad
Vattendrag (2)	2	2	6	2	15000	20600
Ö Milsbosjön	1	2	5	1	12650	16850
N Milsbosjön	1	2	5	2	12650	17550
Frakt						1000
Summa (en säsong)						56000

#### 7.3.4 Provfiske

Eftersom fisk är en viktig del av ett sjöekosystem och ett obalanserat samhälle kan påverka vattenkvaliteten negativt, bör ett provfiske utföras för att jämföra med tidigare undersökningar. Det behöver dock inte utföras för att bedöma om behandlingarna har fungerat för att minska internbelastning i sjöarna. Befintliga data kan användas för att bedöma om utfiskning kan vara ett kostnadseffektivt sätt att avlägsna fosfor och minska en del av internbelastningen.



## 8 Referenser

---

Agstam, O. et al. 2020. Aluminum treatment to control internal phosphorus loading and restore eutrophic lakes: factors affecting binding efficiency of aluminum. Manus, *Hydrobiologia*.

Buergel, P. M., & Soltero, R. A. 1983. The distribution and accumulation of aluminum in rainbow trout following a whole-lake alum treatment. *Journal of Freshwater Ecology*, 2(1), 37-44.

de Vicente I, Jensen HS, Andersen FO. 2008a. Factors affecting phosphate adsorption to aluminum in lake water: implications for lake restoration. *Sci Total Environ*. 389:29–36.

de Vicente, I., P. Huang, F. O. Andersen, and H. S. Jensen. 2008b. Phosphate adsorption by fresh and aged aluminum hydroxide. Consequences for lake restoration. *Environmental Science & Technology* 42:6650-6655.

Egemose, S., G. Wauer, and A. Kleeberg. 2009. Resuspension behaviour of aluminium treated lake sediments: effects of ageing and pH. *Hydrobiologia* 636:203-217.

Hupfer M, Gachter R, Giovanoli R. 1995. Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. *Aquat Sci*. 57(4):305-324.

Huser, B.J. and E. Rydin. 2005. Phosphorus inactivation by aluminum in Lakes Gårdsjön and Härsvatten during the industrial acidification period in Sweden. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 62(8): 1702-1709.

Huser BJ, Brezonik P, Newman R. 2011. Effects of alum treatment on water quality and sediment in the Minneapolis Chain of Lakes, Minnesota, USA. *Lake Reserv Manage*. 27(3):220-228.

Huser, B.J., 2012. Variability in phosphorus binding by aluminum in alum treated lakes explained by lake morphology and aluminum dose. *Water Research* 46(15), 4697-4704.

Huser, B., & Köhler, S. 2012. Potential toxicity and chemical processes of aluminium addition for sediment phosphorus control in Östhammarsfjärden. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. 2012: 02.

Huser, B.J. and Pilgrim, K.M., 2014. A simple model for predicting aluminum bound phosphorus formation and internal loading reduction in lakes after aluminum addition to lake sediment. *Water Research* 53(0), 378-385.

Huser, B.J. and Köhler, S. 2014. Granskning av åtgärdsförslag för att minska internbelastningen av fosfor i Växjösjöarna. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. Rapport 2014:7.

Huser, B.J. et al. 2016a. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. *Water Research* 97:122-132.

Huser, B.J. et al. 2016b. 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* 97:142-152.

Huser, B., Löfgren, S., & Markensten, H. 2016c. Internbelastning av fosfor i svenska sjöar och kustområden. S Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. Rapport 2016: 6.

Huser, B. J., Bajer, P. G., Chizinski, C. J., & Sorensen, P. W. 2016d. 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(1), 23-33.

Huser, B. J. 2017. Aluminum application to restore water quality in eutrophic lakes: maximizing binding efficiency between aluminum and phosphorus. *Lake and reservoir management*, 33(2), 143-151.

Huser, B.J. 2018a. Modellerings av aluminiumbehandling av sjön Norrviken i Sollentuna och Upplands Väsby kommuner. Sjörestaurering Sverige AB, rapport: 2018:1001.

Huser 2018b. Övervakningsplan för Alstern för att modellera vattenkvalitet och genomföra åtgärdsanalyser. Sjörestaurering Sverige AB, rapport: 2018:1002.

Huser and Köhler 2018. Teknisk beskrivning: Aluminiumbehandling av bottensedimenten i sjöarna Växjösjön och Södra Bergundasjön. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö, rapport 2018:14.

James. J.F. 2017. Phosphorus binding dynamics in the aluminum floc layer of Half Moon Lake, Wisconsin. *Lake and Reservoir Management* 33:2, pages 130-142.

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

Narf R.P. 1990. Interactions of Chironomidae and Chaoboridae (Diptera) with aluminum sulfate treated lake sediments, *Lake and Reservoir Management*, 6:1, 33-42.

Naturvårdsverket 2002. Kalkning av sjöar och vattendrag Handbok 2002:1.

Pilgrim, K. M., Huser, B. J., & Brezonik, P. L. 2007. A method for comparative evaluation of whole-lake and inflow alum treatment. *Water research*, 41(6), 1215-1224.

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

Rydin, E., Huser, B., & Welch, E. B. 2000. Amount of phosphorus inactivated by alum treatments in Washington lakes. *Limnology and Oceanography*, 45(1), 226-230.

Sas, H. 1990. Lake Restoration by Reduction of Nutrient Loading - Expectations, Experiences, Extrapolations. *International Association of Theoretical and Applied Limnology - Proceedings*, Vol 24, Pt 1 24:247-251.

Schütz, J., E. Rydin, and B.J. Huser 2017. A newly developed injection method for aluminum treatment in eutrophic lakes: Effects on water quality and phosphorus binding efficiency. *Lake and Reservoir Management* 33(2), 152-162.

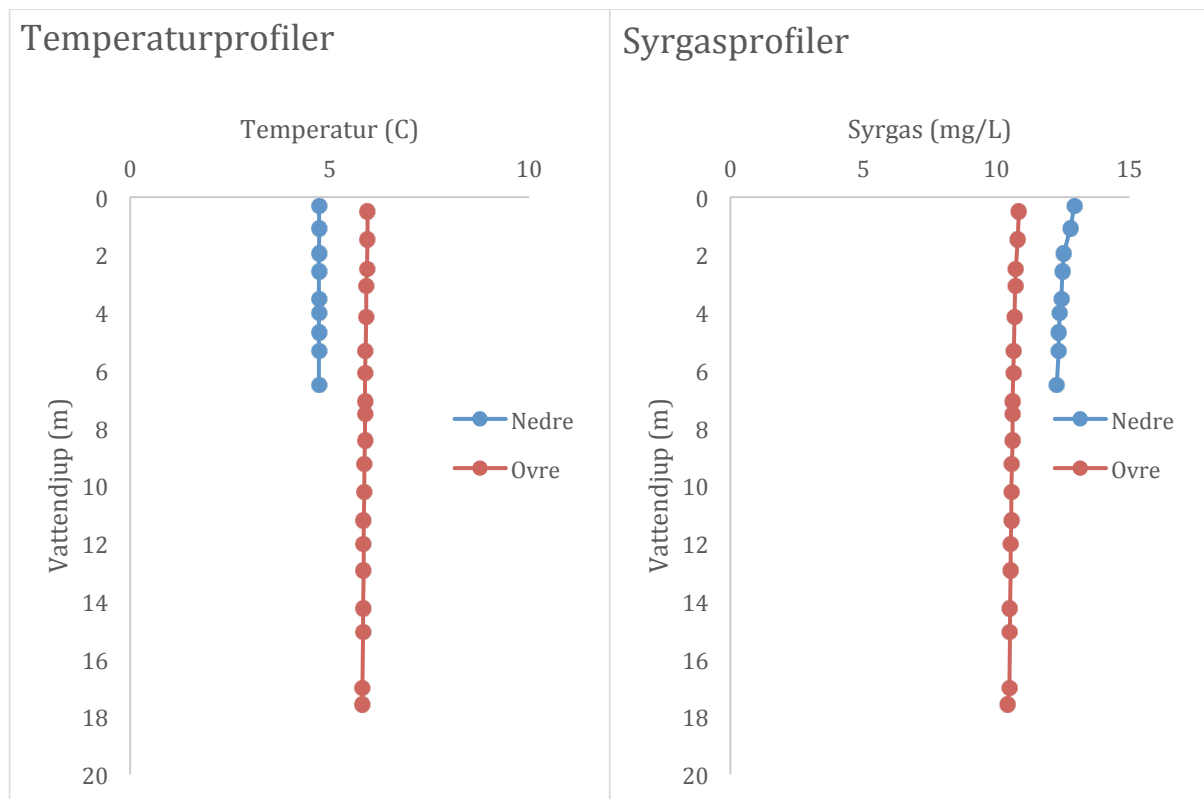
Shumaker RJ, Funk WH and Moore BC. 1993. Zooplankton response aluminum sulfate treatment of Newman Lake, Washington. *J. Fresh Water Ecology*. 8:375-387.

Svelander och Huser. 2017. Undersökning av läckagebenägen fosfor i sediment i vattenförekomster inom Stockholms stad.  
<http://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/tema/vatten/sediment/>.

Welch, E. B. and G. D. Cooke. 1999. Effectiveness and Longevity of Phosphorus Inactivation with Alum. *Lake and Reservoir Management* 15:5-27.

## 9 Appendix 1

**Figur 1.** Temperatur och syrgasprofiler i Övre och Nedre Milsbosjön den 5:e november 2018.



**Tabell 1.** Sedimentegenskaper i Övre och Nedre Milsbosjön.

Sjö	ProvID	Prov intervall	Vattenhalt	Organiskt material
			(%)	(%)
Nedre Milsbosjön	NM1	0-2	91,6	15,5
Nedre Milsbosjön	NM1	2-4	87,8	15,5
Nedre Milsbosjön	NM1	4-6	86,8	15,3
Nedre Milsbosjön	NM1	6-10	84,6	13,7
Nedre Milsbosjön	NM1	10-15	79,0	11,2
Nedre Milsbosjön	NM1	15-20	74,6	9,2
Nedre Milsbosjön	NM1	25-27	56,8	5,2
Nedre Milsbosjön	NM2	0-2	89,8	14,0
Nedre Milsbosjön	NM2	2-4	85,6	12,9
Nedre Milsbosjön	NM2	4-6	83,3	12,0
Nedre Milsbosjön	NM2	6-10	80,1	11,3
Nedre Milsbosjön	NM2	10-15	68,6	7,5
Nedre Milsbosjön	NM2	15-20	56,7	5,1
Nedre Milsbosjön	NM2	25-30	54,9	4,8
Nedre Milsbosjön	NM3	0-2	88,7	13,1
Nedre Milsbosjön	NM3	2-4	84,2	12,2
Nedre Milsbosjön	NM3	4-6	82,4	11,7
Nedre Milsbosjön	NM3	6-10	79,4	11,2
Nedre Milsbosjön	NM3	10-15	72,4	8,9
Nedre Milsbosjön	NM3	15-20	65,2	7,4
Nedre Milsbosjön	NM3	25-30	51,0	4,3
Övre Milsbosjön	ÖM1	0-2	95,0	21,7
Övre Milsbosjön	ÖM1	2-4	92,5	18,0
Övre Milsbosjön	ÖM1	4-6	90,2	16,5
Övre Milsbosjön	ÖM1	6-10	86,9	14,9
Övre Milsbosjön	ÖM1	10-15	85,0	14,5
Övre Milsbosjön	ÖM1	15-20	81,5	11,4
Övre Milsbosjön	ÖM1	25-30	79,3	10,6
Övre Milsbosjön	ÖM1	35-37	76,8	10,8
Övre Milsbosjön	ÖM2	0-2	93,5	18,6
Övre Milsbosjön	ÖM2	2-4	91,2	16,6
Övre Milsbosjön	ÖM2	4-6	89,3	15,6
Övre Milsbosjön	ÖM2	6-10	85,3	13,6
Övre Milsbosjön	ÖM2	10-15	84,0	13,0
Övre Milsbosjön	ÖM2	15-20	78,8	10,6
Övre Milsbosjön	ÖM2	25-30	75,2	10,0
Övre Milsbosjön	ÖM3	0-2	91,6	16,1
Övre Milsbosjön	ÖM3	2-4	89,4	15,4
Övre Milsbosjön	ÖM3	4-6	87,4	14,4

Sjö	ProvID	Prov intervall	Vattenhalt	Organiskt material
Övre Milsbosjön	ÖM3	6-10	85,0	12,9
Övre Milsbosjön	ÖM3	10-15	80,5	11,2
Övre Milsbosjön	ÖM3	15-20	75,5	9,9
Övre Milsbosjön	ÖM3	20-25	59,4	5,4
Övre Milsbosjön	ÖM4	0-2	90,3	16,9
Övre Milsbosjön	ÖM4	2-4	86,7	14,7
Övre Milsbosjön	ÖM4	4-6	83,3	13,8
Övre Milsbosjön	ÖM4	6-10	74,2	14,1
Övre Milsbosjön	ÖM4	10-15	73,9	12,3
Övre Milsbosjön	ÖM4	15-19	69,4	10,6

**Tabell 2.** Sedimentfosforkoncentrationer. Mobil P\* = summa av lätt löslig/porvatten och Fe-P.

Sjö	ProvID	Prov intervall	Mobil P*	(mg/g)					Rest P
				Al-P	Ca-P	Org-P	TP		
Nedre Milsbosjön	NM1	0-2	0,59	0,23	0,29	0,45	2,00	0,44	
Nedre Milsbosjön	NM1	2-4	0,46	0,22	0,30	0,42	1,80	0,40	
Nedre Milsbosjön	NM1	4-6	0,44	0,24	0,28	0,43	1,80	0,41	
Nedre Milsbosjön	NM1	6-10	0,49	0,26	0,32	0,32	1,60	0,21	
Nedre Milsbosjön	NM1	10-15	0,40	0,19	0,32	0,25	1,47	0,31	
Nedre Milsbosjön	NM1	15-20	0,33	0,18	0,23	0,14	1,33	0,46	
Nedre Milsbosjön	NM1	25-27	0,33	0,45	0,23	0,13	1,20	0,06	
Nedre Milsbosjön	NM2	0-2	0,26	0,18	0,34	0,42	1,30	0,10	
Nedre Milsbosjön	NM2	2-4	0,10	0,13	0,30	0,26	1,00	0,21	
Nedre Milsbosjön	NM2	4-6	0,08	0,07	0,30	0,27	0,93	0,22	
Nedre Milsbosjön	NM2	6-10	0,08	0,06	0,30	0,24	0,85	0,17	
Nedre Milsbosjön	NM2	10-15	0,06	0,06	0,29	0,12	0,76	0,23	
Nedre Milsbosjön	NM2	15-20	0,08	0,10	0,30	0,07	0,66	0,12	
Nedre Milsbosjön	NM2	25-30	0,05	0,08	0,34	0,05	0,57	0,05	
Nedre Milsbosjön	NM3	0-2	0,15	0,10	0,38	0,33	1,10	0,13	
Nedre Milsbosjön	NM3	2-4	0,08	0,07	0,34	0,27	0,96	0,20	
Nedre Milsbosjön	NM3	4-6	0,08	0,06	0,32	0,26	0,95	0,22	
Nedre Milsbosjön	NM3	6-10	0,08	0,06	0,38	0,22	0,87	0,13	
Nedre Milsbosjön	NM3	10-15	0,07	0,05	0,32	0,16	0,77	0,17	
Nedre Milsbosjön	NM3	15-20	0,06	0,05	0,30	0,09	0,67	0,17	
Nedre Milsbosjön	NM3	25-30	0,06	0,08	0,30	0,05	0,57	0,08	
Övre Milsbosjön	ÖM1	0-2	1,60	0,53	0,38	0,60	3,40	0,29	
Övre Milsbosjön	ÖM1	2-4	2,09	0,87	0,25	0,41	4,10	0,49	
Övre Milsbosjön	ÖM1	4-6	1,87	0,75	0,22	0,29	3,50	0,37	

Sjö	ProvID	Prov intervall	Mobil P* (mg/g)	Al-P	Ca-P	Org-P	TP	Rest P
Övre Milsbosjön	ÖM1	6-10	1,61	0,93	0,31	0,32	3,40	0,22
Övre Milsbosjön	ÖM1	10-15	1,90	1,52	0,61	0,26	3,10	0,00
Övre Milsbosjön	ÖM1	15-20	1,33	1,22	0,67	0,12	2,80	0,00
Övre Milsbosjön	ÖM1	25-30	1,02	0,65	0,45	0,13	2,50	0,24
Övre Milsbosjön	ÖM1	35-37	1,21	0,55	0,29	0,09	2,20	0,06
Övre Milsbosjön	ÖM2	0-2	0,53	0,20	0,23	0,48	1,50	0,05
Övre Milsbosjön	ÖM2	2-4	0,47	0,14	0,22	0,36	1,30	0,11
Övre Milsbosjön	ÖM2	4-6	0,28	0,09	0,25	0,30	1,00	0,07
Övre Milsbosjön	ÖM2	6-10	0,19	0,09	0,35	0,23	0,81	0,00
Övre Milsbosjön	ÖM2	10-15	0,13	0,06	0,21	0,18	0,79	0,21
Övre Milsbosjön	ÖM2	15-20	0,17	0,08	0,21	0,14	0,77	0,17
Övre Milsbosjön	ÖM2	25-30	0,23	0,08	0,24	0,11	0,75	0,08
Övre Milsbosjön	ÖM3	0-2	0,17	0,08	0,24	0,43	1,10	0,18
Övre Milsbosjön	ÖM3	2-4	0,09	0,06	0,24	0,36	0,95	0,21
Övre Milsbosjön	ÖM3	4-6	0,07	0,06	0,24	0,28	0,82	0,17
Övre Milsbosjön	ÖM3	6-10	0,06	0,04	0,24	0,22	0,73	0,16
Övre Milsbosjön	ÖM3	10-15	0,07	0,03	0,24	0,18	0,69	0,17
Övre Milsbosjön	ÖM3	15-20	0,06	0,04	0,25	0,13	0,65	0,16
Övre Milsbosjön	ÖM3	20-25	0,08	0,12	0,24	0,08	0,61	0,09
Övre Milsbosjön	ÖM4	0-2	0,19	0,07	0,29	0,37	0,99	0,08
Övre Milsbosjön	ÖM4	2-4	0,08	0,05	0,25	0,26	0,76	0,12
Övre Milsbosjön	ÖM4	4-6	0,06	0,04	0,24	0,18	0,66	0,14
Övre Milsbosjön	ÖM4	6-10	0,05	0,04	0,24	0,10	0,50	0,07
Övre Milsbosjön	ÖM4	10-15	0,05	0,05	0,27	0,09	0,50	0,04
Övre Milsbosjön	ÖM4	15-19	0,04	0,03	0,30	0,07	0,51	0,07