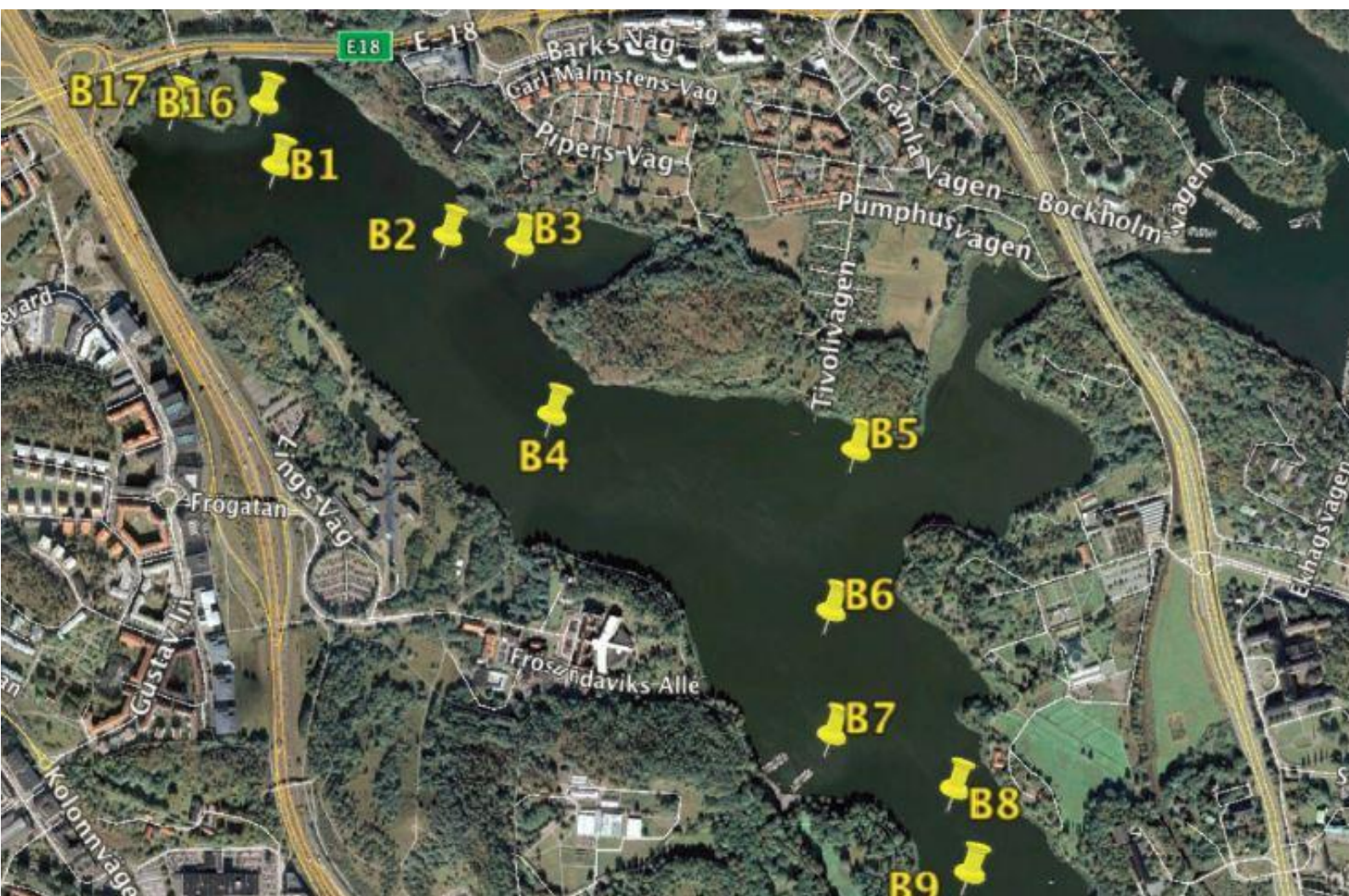


Läckagebenägen fosfor i Brunnsvikens sediment 2016

Underlag för lokalt åtgärdsprogram



**Läckagebenägen fosfor i Brunnsvikens sediment
Underlag för lokalt åtgärdsprogram**

Författare: Emil Rydin, Per Jonsson, Magnus Karlsson & Anna Gustafsson

Naturvatten AB i samarbete med JP Sedimentkonsult HB och Karlssons Ekosystemtjänster (KEAB)

2016-10-28
Rapport 2016:34
Naturvatten i Roslagen AB
Norra Malmavägen 33
761 73 Norrtälje
0176 – 22 90 65

SAMMANFATTNING	4
INLEDNING	5
BAKGRUND	5
SYFTE	5
UPPDRAGETS ÖVERGRIPANDE OMFATTNING	5
METODBESKRIVNING	6
PROVTAGNING OCH DATERING AV SEDIMENT	6
<i>Bottendynamisk karta som underlag</i>	<i>6</i>
<i>Provtagningsstationer</i>	<i>7</i>
<i>Provtagningsutrustning</i>	<i>9</i>
<i>Dokumentation och skiktning av kärnor</i>	<i>11</i>
<i>Datering av sediment</i>	<i>12</i>
SEDIMENT- OCH VATTENKEMISKA ANALYSER	13
BRUNNSVIKENS SEDIMENT	13
SEDIMENTDYNAMIK	14
DATERING AV KÄRNOR – SEDIMENTATION	16
VATTENHALT OCH ORGANISK ANDEL	20
LÖST FOSFOR I SEDIMENTEN	21
LÄCKAGEBENÄGEN FOSFOR	25
ALUMINIUMBEHANDLING	29
BAKGRUND	29
DOSERING	30
APPLICERINGSMETOD OCH KOSTNAD	31
POTENTIELLA RISKER MED ALUMINIUMBEHANDLING	33
MILJÖFARLIGA ÄMNEN	33
RISKER RELATERADE TILL ALUMINIUM	38
SAMMANVÄGD RISKBEDÖMNING OCH REKOMMENDATION	39
FÖRSLAG TILL KOMPLETTERINGAR AV MILJÖÖVERVAKNINGSPROGRAM	40
ÅTGÄRDENS EFFEKTIVITET	40
MILJÖFARLIGA ÄMNEN	40
REFERENSER	42
BILAGA 1 Provtagningsprotokoll	
BILAGA 2 Analysdata	
BILAGA 3 Teknisk sammanfattning	

Sammanfattning

Denna utredning utgör del i underlag för beslut om lokalt åtgärdsprogram för Brunnsviken och syftar till att undersöka hur benägna Brunnsvikens sediment är för läckage av fosfor. Syftet är även att utreda hur en aluminiumbehandling av sedimenten bör utföras för att binda läckagebenägna fosfor samt att belysa eventuella risker med en sådan åtgärd. Utredningen utfördes av Naturvatten AB i samarbete med JP Sedimentkonsult HB och Karlssons Ekosystemtjänster (KEAB) med Stockholm Stad som beställare.

Den läckagebenägna fosfor i Brunnsvikens sediment kvantifierades genom beräkningar baserade på fosforhalter i sedimenten. Underlaget utgjordes av data från 15 sedimentkärnor. Bottnar på djup större än 5 meter beräknas hålla mellan 3 och 4 ton löst bunden fosfor som aktivt driver fosforfrigörelsen till vattenmassan genom diffusion. Ytterligare 9 ton fosfor, framförallt bunden till organiskt material, ingår i den läckagebenägna fosforpoolen. Denna fosfor har potential att läcka till vattenmassan först efter mineraliseringsprocesser, det vill säga efter nedbrytning av det organiska material till vilket fosfor är bunden. Mängden läckagebenägna fosfor i Brunnsvikens sediment är hög, i synnerhet i vikens djupare delar, och mängderna uppvisade ett tydligt samband till vattendjupet.

Mängden aluminium som skulle krävas för att binda den läckagebenägna fosfor i sedimenten utgick från att olika doser krävs i olika djupintervall. För att minska risken att aluminiumtillsatsen åldras med sämre bindningsförmåga som följd, innan den läckagebenägna fosfor har omvandlats till löst fosfor, föreslås en aluminiumdos som räcker till att binda hälften av det fosforförråd som med tiden kommer läcka till vattenmassan. Kostnaden för en aluminiumbehandling budgeteras till mellan 8 och 9 Mkr.

Inget entydigt eller säkert svar kan ges kring risken för transport av metaller och organiska miljögifter från sediment samt toxiska effekter av tillsatt aluminium vid aluminiumbehandling av Brunnsvikens bottnar. Den sammanvägda bedömningen när det gäller risken för oönskade effekter genom en eventuell mobilisering av miljöfarliga ämnen är att denna kan anses acceptabelt liten. Risken för toxiska effekter relaterade till aluminium bedöms vara små vid en behandling förutsatt att aluminiumdosen är balanserad samt att behandlingen utförs under välbuffrade förhållanden. I utredningen föreslås kompletterande undersökningar till pågående miljöövervakningsprogram i syfte att följa åtgärdens effektivitet på kort och längre sikt, samt i syfte att övervaka eventuella effekter relaterade till metaller och organiska miljögifter.

Inledning

Bakgrund

Stockholm Stad har beslutat om en handlingsplan för framtagande av lokala åtgärdsprogram med målsättningen att bibehålla/uppnå beslutade miljö kvalitetsnormer avseende god ekologisk och kemisk status i sjöar, vattendrag och kustområden. Denna utredning utgör del i underlag för beslut om lokalt åtgärdsprogram för Brunnsvikens. Utredningen utfördes av Naturvatten AB i samarbete med JP Sedimentkonsult HB och Karlssons Ekosystemtjänster (KEAB) med Stockholm Stad som beställare.

Syfte

Utredningen syftar till att undersöka hur benägna Brunnsvikens sediment är för läckage av fosfor och hur en aluminiumbehandling av sedimenten bör utföras för att binda läckagebenägen fosfor. Syftet är även att utreda eventuella risker med aluminiumbehandling av sedimenten samt lämna förslag till uppföljning av effekter av en sådan åtgärd.

Uppdragets övergripande omfattning

De delmoment som omfattades av utredningen och som presenteras i denna rapport kan sammanfattas enligt följande:

1. Representativ provtagning av sediment i djup- och horisontalled.
2. Relevanta analyser av sediment i syfte att fastställa sedimentens innehåll av läckagebenägen fosfor.
3. Beräkna dos av aluminium som krävs för att binda den läckagebenägna fosfor.
4. Förslag till vilka delar av viken som bör behandlas och med vilken aluminiumdos.
5. Förslag till appliceringsmetod och tidpunkt för aluminiumbehandling.
6. Uppskattning av totalkostnad för aluminiumbehandling.

7. Utredning av risken för transport av metaller och organiska miljögifter från sediment, samt toxiska effekter av tillsatt aluminium vid aluminiumbehandling av Brunnsvikens bottnar.

8. Upprätta och kostnadsuppskatta ett förslag till program för uppföljning av effekter av sedimentbehandling samt identifiera behovet av kompletterande miljö kvalitetsundersökningar innan behandling.

9. Ange läge för provpunkter i koordinatsystemet Sweref 99 1800 samt på karta.

I tillägg till detta omfattade uppdraget viss vattenkemisk provtagning och analys i syfte att ge utökad underlag för bedömning av den interna fosforbelastningen i Brunnsvikens olika delar.

Metodbeskrivning

Sedimentundersökningen och uppdraget i övrigt planerades mot bakgrund av befintlig kunskap om Brunnsvikens externa och interna fosforflöden (Karlsson 2016, Stråe m.fl. 2016), sedimentationsförhållanden och halter av fosfor och miljögifter i vikens sediment (Routh et al. 2004, Jonsson 2015, Hjorth 2016) samt med kännedom om vikens ekosystem och miljöproblem samt effekter av bottenvattenpumpning till Lilla Värtan (Stråe m.fl. 2016, Jonsson 2015, Karlsson & Viktor 2014, data från pågående miljöövervakningsprogram).

Sedimentprovtagning utfördes i tillämpliga delar enligt Naturvårdsverkets vägledning 4310 (Anonymous1994a) och 4311 (Anonymous 1994b). Samtliga metoder som användes under arbetet är internationellt accepterade och vedertagna.

Provtagning och datering av sediment

Bottendynamisk karta som underlag

För att på ett tillfredsställande sätt genomföra sedimentundersökningar i ett kustområde eller sjö fordras kännedom om vilka bottendynamiska förhållanden som råder på platsen. Som underlag inför provtagningen upprättades därför en preliminär bottendynamisk karta som ger

information om sedimentstrukturer och sedimentationsförhållanden och indikerar utbredningen av olika botten typer med fokus på ackumulationsbottnar. Som grund för bedömningen av bottenförhållandena används underlag från tidigare karteringar med side scan sonar och ekolod (Jonsson 2015, Hjorth 2016). Bestämning av botten typernas djupgränser gjordes utifrån två transekter i vardera Brunnsvikens norra, centrala och södra del. Syftet var att i djuphänseende ringa in minsta djupet för utbredning av ackumulationsbottnar, bottnar med laminerade sediment och bottnar med gasrika sediment. Beroende på bottenlutning, strömförhållanden och den effektiva fetchens storlek (ungefär motsvarande sträckan över vilken vinden kan verka fritt) i olika delar av Brunnsviken kan djupgränserna för de olika botten typerna variera geografiskt.

Resultat från djupgränstransekterna sammanställdes i fält och en preliminär botten dynamisk karta togs fram. Med kartan som grund kontrollerades att det i förväg gjorda urvalet av provtagningsstationer var ändamålsenligt. Viss modifiering av stationernas lägen genomfördes i fält. Följande definition av botten typer användes efter Håkanson & Jansson (1983):

- Ackumulationsbottnar (A-bottnar) är bottnar där finmaterial kontinuerligt deponeras.
- Transportbottnar (T-bottnar) är bottnar med oregelbunden deposition och borttransport av finmaterial och blandade sediment.
- Erosionsbottnar (E-bottnar) är bottnar där grövre material (> 0,006 mm) dominerar.

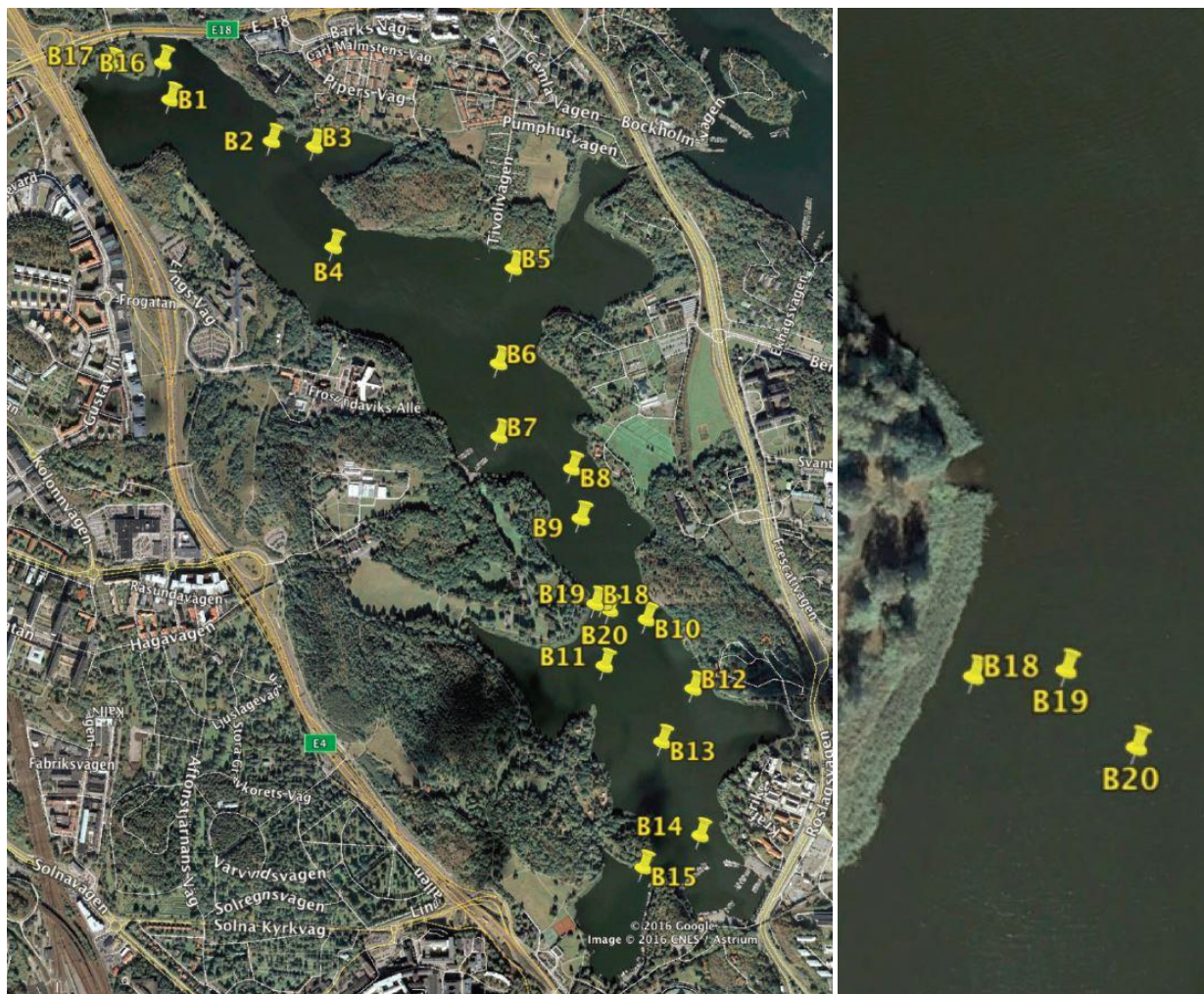
Provtagningsstationer

För att kvantifiera mängden fosfor som med tiden kommer att mobiliseras och frisättas från Brunnsvikens olika bottenområden utfördes provtagning av sedimentkärnor vid sammanlagt 15 stationer i vikens ackumulations- och transportbottnar (Figur 1 och 2). Antalet kärnor valdes för att undersöka den eventuella heterogeniteten i olika bottenområden, inte minst mot bakgrund av det betydande fosforutbytet mellan Brunnsviken och Lilla Värtan samt för att undersöka effekten av botten vattenpumpning. Därtill togs fem prover av ytsediment på erosions- och transportbottnar i syfte att bedöma potentialen för erosion av glaciala/postglaciala leror och därtill associerad läckagebenägen fosfor.

I samband med sedimentprovtagning togs vattenprover i en profil mot botten vid två provtagningsstationer i vikens södra respektive norra del (station B2 och B12).

Positionsbestämning av provtagningsstationer gjordes med GPS av märket No: BU-353 som medger en positionsnoggrannhet < 3 meter. Stationernas läge anges i koordinatsystemet Sweref 99 1800 samt på karta.

Provtagningen utfördes från provtagningsbåten R/V Perca (Figur 3) den 19-20 juni 2016 av Per Jonsson vid JP Sedimentkonsult, Magnus Karlsson vid KEAB samt Emil Rydin vid Naturvatten AB. CG Velin och Ove Lindroth bistod vid arbetet.



Figur 1 och 2. Vänster: Provtagningsstationer vid sedimentundersökning av Brunnsviken juni 2016. Provtagning på ackumulations- och transportbotten utfördes vid station B1-15, provtagning av erosionsbotten utfördes vid station B16-20. Vattenprover togs vid station B2 och B12. Höger: Zoomad bild av några provtagningsstationer vid sedimentundersökning av Brunnsviken juni 2016.

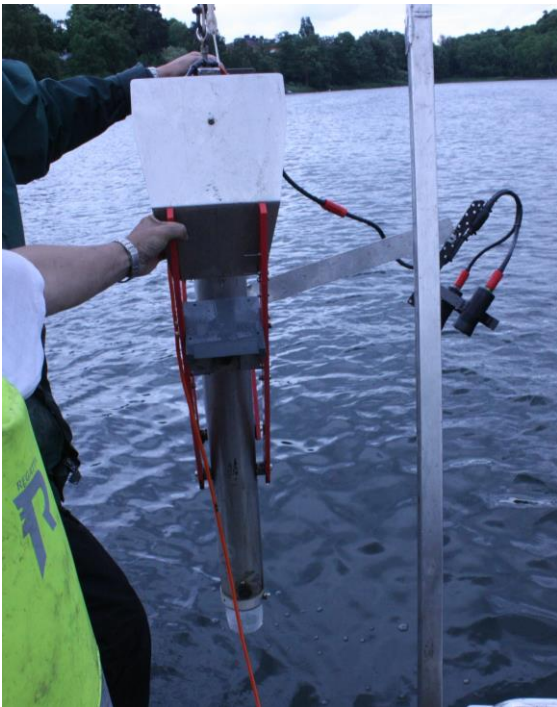


Figur 3. Provtagning utfördes från R/V Perca, på bilden med rigg för sedimenthämtarna monterad över aktern.

Provtagningsutrustning

Provtagning av sedimentkärnor (station B1-B15) utfördes med så kallad Gemini-hämtare (Figur 4 och rapportens omslag). Denna typ av hämtare utvecklades under början av 1990-talet av den finske sedimentologen Lauri Niemistö (Winterhalter 1998). Fördelar med denna typ av provtagare är att två ostörda parallella sedimentkärnor kan tas ned till 80 cm djup i sedimenten, samt att provtagningsrören är genomskinliga. Detta medger, förutom att tillräcklig mängd provmaterial erhålles, att en visuell karakterisering kan genomföras av sedimentkärnan i fält liksom en kontroll av att sedimentytan är intakt. Denna typ av provtagning fungerar bra även i lösa och gasrika sediment som de i Brunnsviken.

Hämtaren består av ett metallskelett i vilket man fäster två plaströr som medger fri vattenpassage på nedvägen. Två utfällda armar fungerar som låsmekanismer och slår igen då provtagaren tas upp. Detta förhindrar att sedimenten rinner ur provtagaren. Hämtaren är lätt att använda, framförallt på mjukbotten, men kan även nyttjas på något hårdare sediment då det går att hänga på extra tyngder. På de flesta stationer filmades provtagningen med en bottenvideokamera av märket Sublight Technology (100 m kabel). Kameran monterades på Geminihämtaren tillsammans med en LED-lampa med ljusflöde på 100 lm (15 W) (Figur 4 och 5).



Figur 4 och 5. Vänster bild: Geminihämtare med bottenvideokamera monterad på sidoarm för filmning av provtagning vid sedimentytan. Höger bild: Bottenvideokamera Sublight Technology.

För provtagning på erosionsbottnar (grundare vatten) användes den välbeprövade och för ytsedimentprovtagning ofta nyttjade Ponarhämtaren (Figur 6 och 7). Den har en enkel och funktionellt tillförlitlig konstruktion. Löstagbara vikter gör att den kan användas på såväl mjuka som hårda bottnar. Hämtaren medger fri vattenpassage under nedfirning. När den nått botten och draget i vajern upphör frisläpps låsmekanismen varvid hämtaren stänger när uppfirning påbörjas.



Figur 6 och 7. Vänstra bilden: Ponarhämtaren laddad och redo för hugg. Högra bilden: Ponaren öppnad och klar för ytsedimentprovtagning.

Vid provtagning kontrollerades att sedimentytan i såväl Gemini- som Ponarhämtare var intakt, främst genom att konstatera förekomsten av klart

vatten ovanför sedimentytan och att hämtarna inte var toppfyllda, vilket kan medföra att delar av ytsedimentet gått förlorat.

Vattenprover togs vid station B2 och B12 med Ruttnerhämtare vid varje djupmeter. Vid provtagningen registrerades temperatur, syrgashalt och -mättnad samt salinitet i profil från yta till botten (mätinstrument Multi 3420).

Dokumentation och skiktning av kärnor

Vid provtagning upprättades ett fältprotokoll för varje provtagningsstation där position (SWEREF 99 1800), sedimentkaraktäristik, provtagningsdjup och övriga observationer noterades. Vid varje station vid transport- och ackumulationsbotten togs minst två sedimentkärnor varav den ena användes för provuttag och den andra för dokumentation av lagerföljder och datering.

Kärnor för analys av fosforfraktioner och sedimentologiska basparametrar (vattenhalt, glödningsförlust) snittades i fält (Figur 8 och 9) i följande skikt: 0-2, 2-4, 6-8, 15-20, 30-35, 45-50 och ner till 60-65 cm om kärnans längd så medgav. Prover lades i plastburkar och transporterades samma dag med bil till Erkenlaboratoriet där de förvarades i kylrum i väntan på analys.



Figur 8 och 9. Höger bild: Snittning av sedimentkärnor för analys av fosforfraktioner och sedimentologiska basparametrar. Vänster bild: Försegling av sedimentkärnor för dokumentation.

Kärnor avsedda för dokumentation transporterades efter provtagningen till kylrum och förvarades i + 4° C i avvaktan på delning och dokumentation. Inför delning och dokumentation placerades sedimentkärnor i frysbox i

cirka 2 timmar så att de yttersta 3-4 mm fryser för att undvika att löst sediment rinner ut i samband med utskjutningen. Efter en snabb spolning med varmt vatten pressades sedimentkärnan ut ur röret med en utskjutare. Efter utskjutning av kärnan klövs den på mitten och de båda kärnhalvorna placerades i två rännor. De två halvorna fotograferades med digitalkamera. Bilderna överfördes sedan till dator för vidare bildanalys. I dator analyserades kärnorna noggrant med avseende på bland annat laminering, varvantal, varvtjocklek, färg och struktur.

Datering av sediment

Tidigare studier av Brunnsvikens sediment (Routh et al. 2004, Jonsson 2015) har visat att tydligt laminerade sediment förekommer på de djupare bottenarna. Det är utifrån våra erfarenheter från andra liknande miljöer troligt att laminering finns på avsevärt mindre djup. Varvtjockleken i de övre 25 cm av en sedimentkärna från Brunnsviken var 3-8 mm (Jonsson 2015), vilket stämmer väl överens med den genomsnittliga sedimentackumulation av 5 mm/år sedan 1986 som redovisas av Routh et al. (2004). Mot denna bakgrund baserade sig datering av sedimentkärnor enligt plan huvudsakligen på varvräkning. Vid dokumentation av de sedimentkärnor som inom uppdraget togs i Brunnsviken visade sig kärnor från större djup än 8 meter uppvisa en tydlig varvighet. Dessa kärnor användes för datering grundad på varvräkning. Åldersbestämningen av sedimenten genom varvräkning bygger på att varje lamina (varv; ljus/mörkt) antas representera ett års deposition (Jonsson et al., 1990; Persson and Jonsson, 2000; Jonsson et al., 2003). Sedimentet i kärnor från grundare botten där syrgasförhållandena är mer gynnsamma för botten djur var i stort sett homogena till följd av bioturbation, det vill säga till följd av att botten djur grävt och blandat om det sedimenterade materialet.

Ett försök gjordes att verifiera dateringar genom varvräkning med datering med cesiumteknik. Tekniken baserar sig på att effekten av Tjernobylolyckan 1986 brukar avspeglar sig tydligt som en markant topp i radioaktivitet i sediment från sjöar och kustområden (Meili et al. 1998). När nivån i sedimentet med maximal ^{137}Cs aktivitet identifierats beräknas den genomsnittliga sedimentationshastigheten under antagandet att den maximala aktiviteten representerar år 1986. Även om cesiumnedfallet efter Tjernobylolyckan 1986 var mycket litet över Stockholmsområdet har en tidigare undersökning av Brunnsviken (Routh et al. 2004) visat en mycket markant topp av $^{137}\text{Cesium}$ cirka 7 cm ned i sedimentet. Prover för datering genom cesiumteknik uttogs från kärnan från station B6 med ett centimeterdjupt prov var femte centimeter (0-1, 5-6, 10-11 cm etc). Sönderfallsaktiviteten mättes som CPM (Counts Per Minute) vid Institutionen för ekologi och genetik, limnologi, Uppsala universitet.

Sediment- och vattenkemiska analyser

Analyser utfördes av Erkenlaboratoriet, ackrediterade av SWEDAC. Sedimentproven homogeniserades innan invägning för analyser av vattenhalt, organisk halt (glödningsförlust), fosforfraktioner och totalfosforhalt. Fosforfraktioneringen ger kunskap om i vilken form fosfor ligger bunden och omfattar analys av fraktionerna löst bunden fosfor (inklusive porvattenfosfor), järnbunden fosfor, aluminiumbunden fosfor, organiskt bunden fosfor och kalciumbunden fosfor. Analysen görs för att identifiera formerna av den fosfor som klingar av med ökat sedimentdjup samt i syfte att ge underlag till beräkning av mängden läckagebenägen fosfor i sediment från vikens olika delar och beräkna lämplig dos av aluminium vid aluminiumbehandling. Den läckagebenägna andelen fosfor i sedimenten, det vill säga den fosfor som kan frigöras från sediment till vattenmassa, återfinns i de tre fosforfraktionerna löst bunden fosfor, järnbunden fosfor och organiskt bunden fosfor (Rydin 2000). Residualfosfor beräknas genom att subtrahera extraherad fosfatfosfor från sedimentets totala fosforinnehåll.

Fosfatfosfor och ammoniumkväve i porvatten mättes efter att sedimentprovet centrifugerats under minimal luftkontakt för att minska risken för järn-fosforutfällning.

Vattenprover analyserades med avseende på fosfatfosfor (DIP), totalfosfor (TP), ammonium- samt nitritnitratkväve (DIN) och totalkväve (TN). Syftet med dessa vattenanalyser var att komplettera data från det ordinarie miljöövervakningsprogrammet och ge utökad underlag för bedömning av internbelastningen i vikens olika delar.

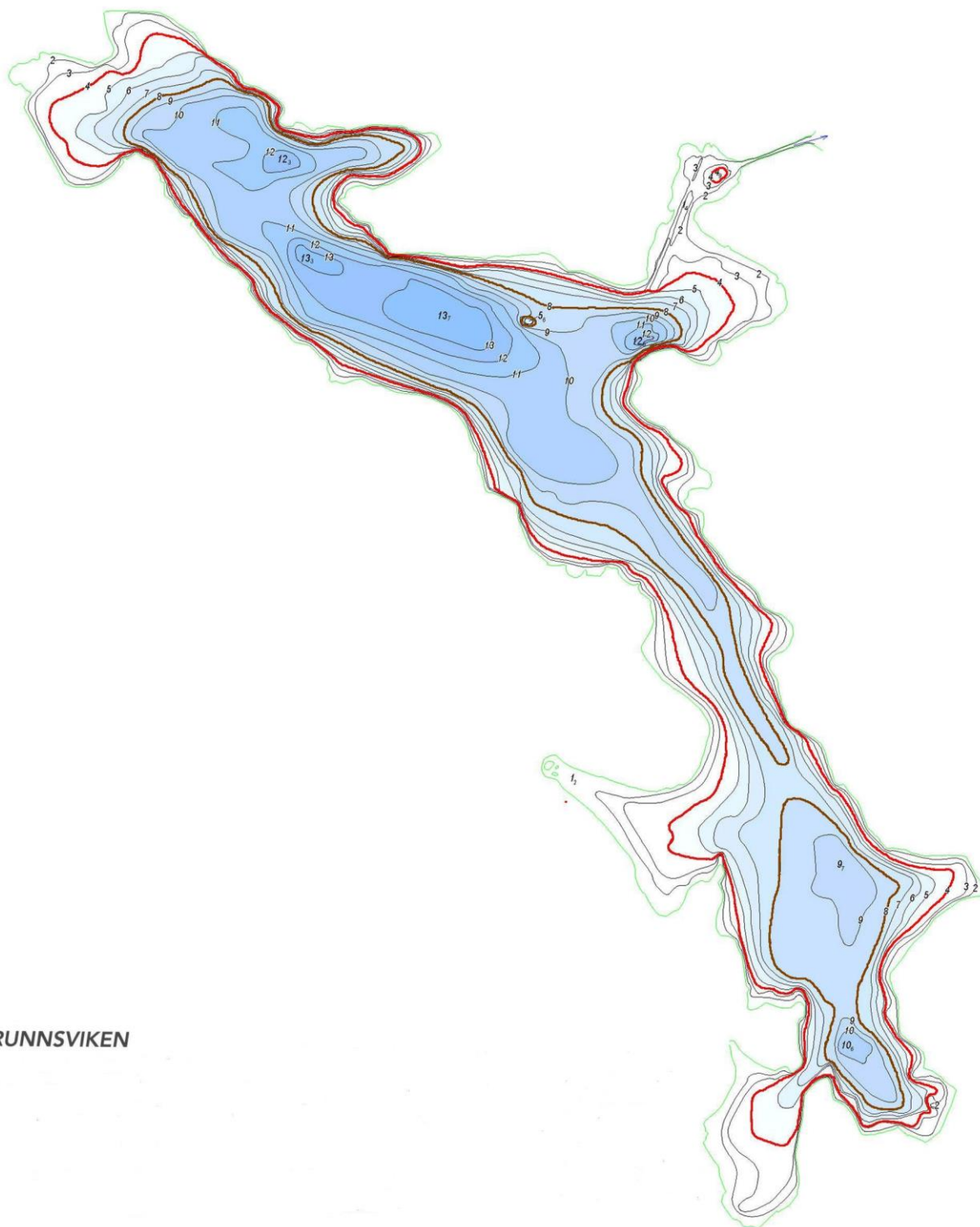
Brunnsvikens sediment

I detta avsnitt lämnas en beskrivning av sedimentdynamik och –datering samt fosforformer i Brunnsviken. Uppgifter om provtagningsstationer och dokumentering av sedimentkärnor redovisas i bilaga 1. Sediment- och vattenkemiska analysdata redovisas i bilaga 2. Teknisk sammanfattning redovisas i bilaga 3.

Sedimentdynamik

Den kartering som utfördes av Brunnsvikens botten med side scan sonar under vintern 2015/2016 visade att vikens sediment huvudsakligen är mjuka (Anonymous 2016). Att så är fallet verifierades genom den sedimentprovtagning som genomfördes i juni 2016 inom detta projekt. Vidare framkom vid provtagningen att gränsen mellan ackumulationsbotten respektive erosions- och transportbotten gick vid 4 ± 1 meter. Gränsen mellan oxiderade och reducerade förhållanden framgick tydligt vid provtagningen av övriga stationer. På djup större än 8 meter var botten reducerade vid provtagningen i juni. Dessa förhållanden kan dock snabbt förändras vid större inflöden från utanför liggande havsområde (Lilla Värtan). En botten dynamisk karta upprättades baserad på informationen ovan samt djupdata från sjökort och djupkarta över Brunnsviken (Myrica) (Figur 10). Kartan visar utbredningen av ackumulationsbotten å ena sidan och erosions-/transportbotten å den andra. Gränsen dem emellan (4 m) markeras i kartan med röd linje. Gränsen mellan oxiderade och reducerade botten (8 m) indikeras av brun linje.

Brunnsvikens stränder är tämligen branta vilket leder till en förhållandevis hög andel ackumulationsbotten motsvarande cirka 77 procent av den totala bottenytan (1,52 km²). Ungefär 40 procent av ackumulationsbotten ligger grundare än 8 meter, vilket har bedömts vara djupgränsen för där bioturberade sediment avsätts idag. På djupare botten avsätts laminerade sediment med åtminstone tidvis reducerad yta.

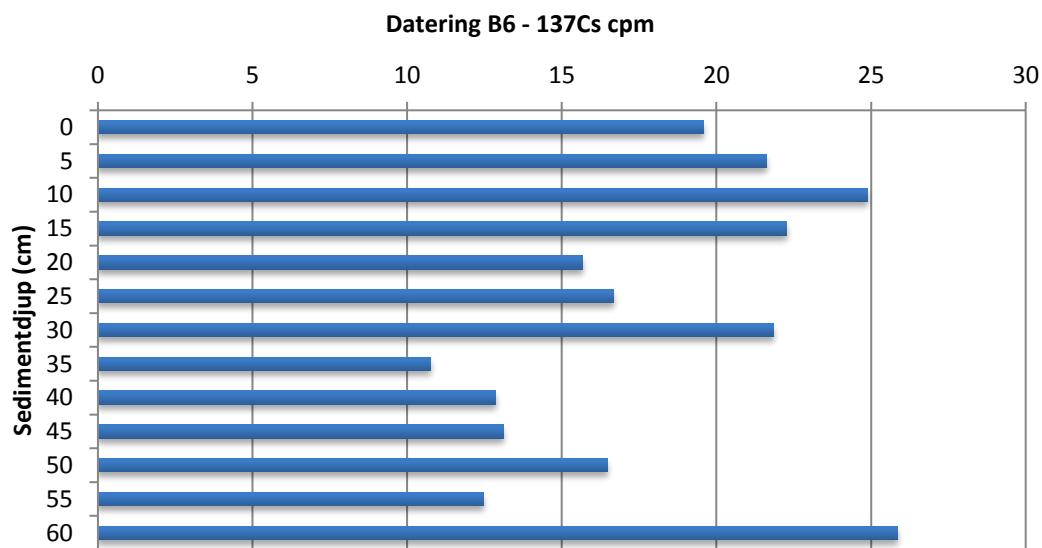


BRUNNSVIKEN

Figur 10. Översiktlig botten-dynamisk karta för Brunnsviken baserad på Myricas djupkarta. Gränsen mellan erosions- och transportbotten (E/T) å ena sidan och ackumulationsbotten (A) å den andra indikeras med röd linje (4 meters djup). Gränsen mellan oxiderade och reducerade botten indikeras av brun linje (8 meters djup).

Datering av kärnor – sedimentation

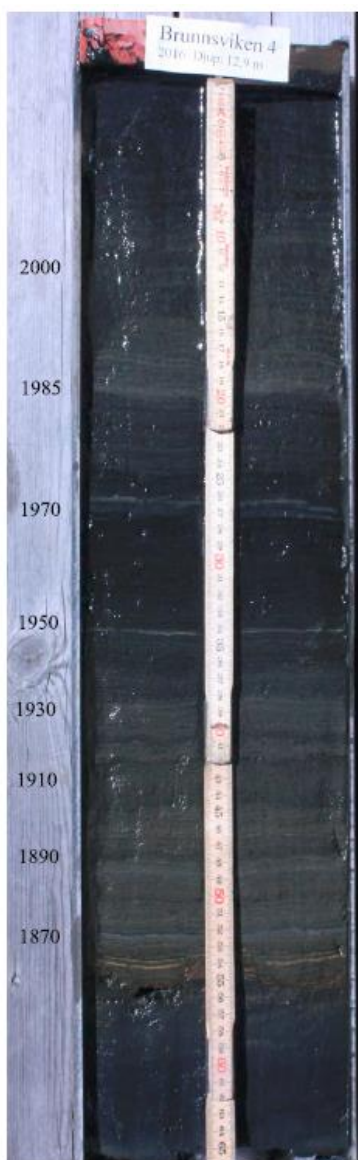
Dateringsförsöket med cesiumteknik av sedimentkärnan från station B6 gav tyvärr inte något användbart resultat då kärnans radioaktivitet inte uppvisade någon systematik (Figur 11). Routh et al (2004) fann en mycket distinkt aktivitetstopp på 7 cm sedimentdjup i en sedimentkärna tagen i närheten av B6. Med bibehållen ackumulationshastighet borde 1986 års aktivitetstopp ligga på ca 15 cm sedimentdjup. Istället noterades den högsta aktiviteten vid cirka 60 cm sedimentdjup. En aktivitet av samma storleksordning noterades även för provet från 10 cm. Orsaken till att cesiumdateringen inte fungerade har inte kunnat fastställas. Att det även i andra sammanhang erhållits liknande svårtolkade resultat kan tala för att den ålderstigna instrumentering som använts vid analyserna vid Uppsala universitet inte längre fungerar tillfredställande.



Figur 11. Resultat av dateringsförsök med radiocesium (¹³⁷Cs) uttryckt som CPM (Counts Per Minute).

Där försöket med cesiumdatering misslyckades gav varvräkningen desto bättre resultat. Samtliga sedimentkärnor från botten djupare än 8 meter uppvisade mycket tydliga lamineringar. Under förutsättning att det är fråga om årsvarv är det möjligt att följa sedimentutvecklingen i Brunnsviken ända tillbaka till mitten av 1800-talet och till och med längre som visas av sedimentkärnan från station B4 (Figur 12).

Olika nivåer i kärnorna har mycket karakteristiska utseenden. Den övre delen karaktäriseras av överst ett mycket löst, nedåt allt fastare och ljusare laminerat sediment. Underkanten på den ljusa lamineringen har daterats till 1985. På motsvarande sätt har ett tydligt ljust varv ovanför en sekvens av mörka varv daterats till 1970. I tabell 1 nedan har dessa nivåer sammanställs för fem kärnor som har mycket distinkt laminering. Överensstämmelsen i datering kan bedömas som mycket god.



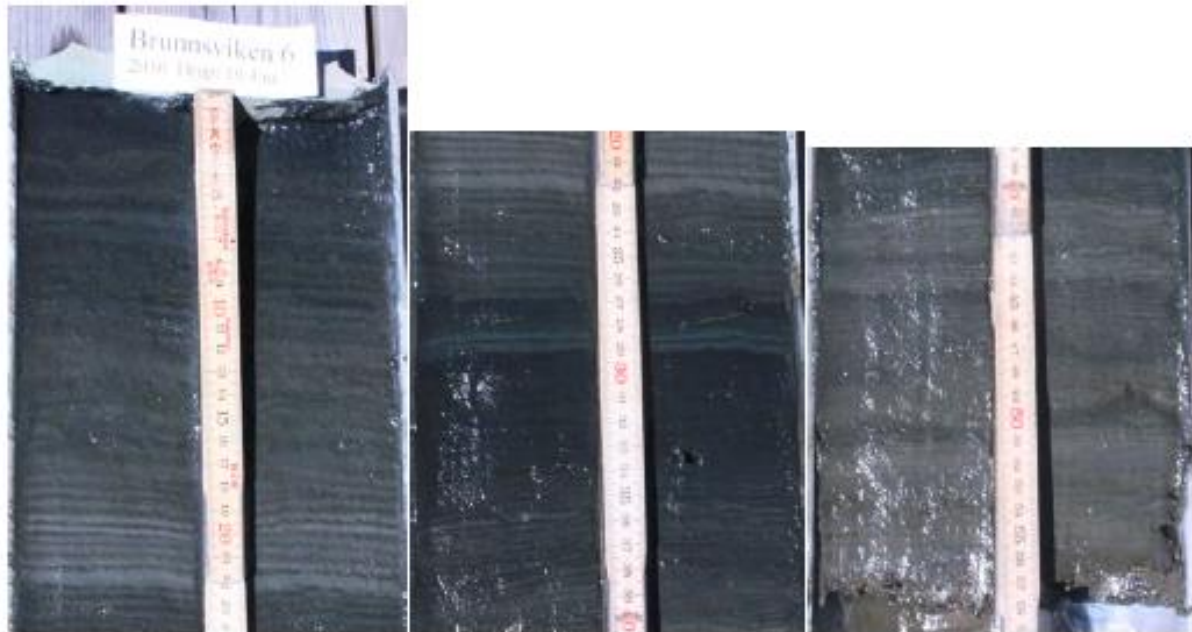
Figur 12. Sedimentkärna från station B4 daterad genom varvräkning. Brunnsviken juni 2016.

Tabell 1. Sedimentkaraktäristika och datering för 5 kärnor med mycket distinkt laminering. Brunnsviken juni 2016.

Karaktär	B5	B6	B8	B13	B15	Medel
Karaktär 1: Nivå (cm)	25	22,5	25,5	24,5	26,5	24,8
Karaktär 1: Årtal	1985	1985	1985	1984	1984	1984,6
Karaktär 2: Nivå (cm)	32	29	31,5	29,5	30,5	30,5
Karaktär 2: Årtal	1969	1970	1971	1969	1971	1970
Karaktär 1: Just varv i undre delen av sekvens i just varv						
Karaktär 2: Tydligt understa varv ovanför sekvens av mörka varv						

Baserat på dateringen enligt ovan borde en aktivitetstopp till följd av Tjernobylolyckan 1986 ha detekterats på 21,5 cm sedimentdjup i kärna B6 (Figur 13) som analyserats med radiocesiumteknik. Ingen sådan topp

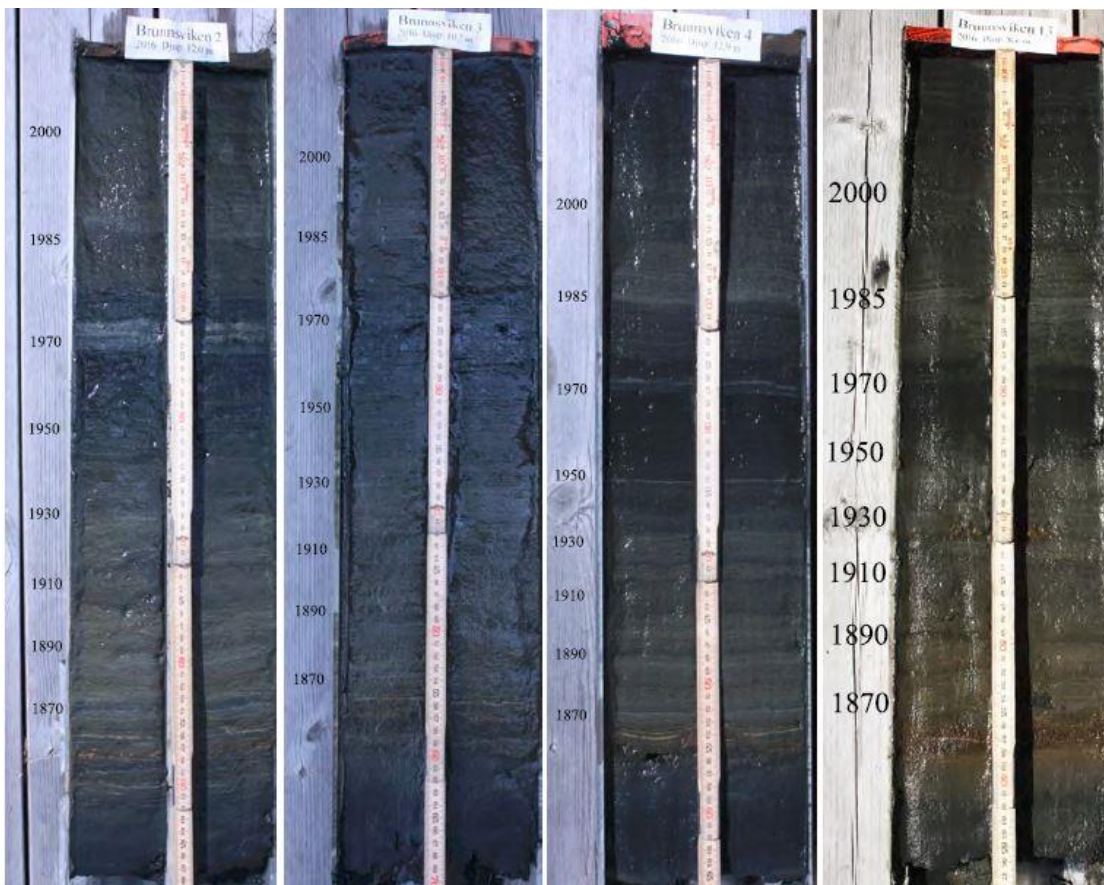
registrerades (Figur 11 ovan). Dateringen baseras således på varvräkning och förutsättningarna för detta är mycket goda.



Figur 13. Tydlig laminering i kärnan från station B6. Till vänster redovisas kärnans övre del som representerar tiden 1980-2016. Bilden i mitten representerar tiden 1930-1985. Den högra bilden omspannar perioden 1870-1935.

Många karaktäristiska lednivåer framträder tydligt i de laminerade kärnorna. I de nedersta delarna av några kärnor (B2, B3, B4, B13; Figur 14) ses en tydligt avvikande horisont med en mäktighet av 3-6 cm. Den karaktäriseras av ljusa varv omväxlande med klart brunaktiga varv. Uppåt övergår denna till ett laminerat sediment med ganska ljus grundton. Under denna horisont är sedimentet mörkt och till synes homogent. Utifrån varvräkning i dessa kärnor och kärnorna B5, B6, B8 och B14 (Figur 15) är dessa horisonter daterade till 1860-talet. Vid denna tid skedde en betydande förändring i Brunnsviken i samband med att kanalen i Ålkistan byggdes 1863–1864 och öppnades för trafik. Vid fördjupningen av kanalen sänktes nivån i Brunnsviken med 1,25 m. Önskan att åtgärda den forna sjöns dåliga vattenkvalitet, orsakad av avlopp och avfall från staden, var den främsta orsaken till kanalbygget.

Det är lätt att inse att kanalbygget förändrade sedimentstrukturen i Brunnsviken. Betydande arealer torrlades i ett slag och ett vattenutbyte med Saltsjön uppstod igen efter att sjön dessförinnan var mer eller mindre isolerad från havet. Saltvatteninträngning var nog den främsta orsaken till att sedimenten ändrade karaktär från mörkt homogent till ljusare laminerat. Liknande sedimentförändringar har noterats i många sjöar som genom landhöjningen isolerats från havet.



Figur 14. Daterade sedimentkärnor (B2, B3, B4, B13) som visar på karaktäristiska lagerföljder från 1800-talets mitt till idag.



Figur 15. Daterade sedimentkärnor (B5, B6, B8, B14) med tydliga lednivåer ned till början av 1900-talet.

Räkningar av varvtjocklekar visar att sedimenttillväxten i Brunnsviken på botten djupare än 8 meter varierar mellan 3,6 och 5,0 mm/år med ett medelvärde av 4,0 mm/år (Tabell 2).

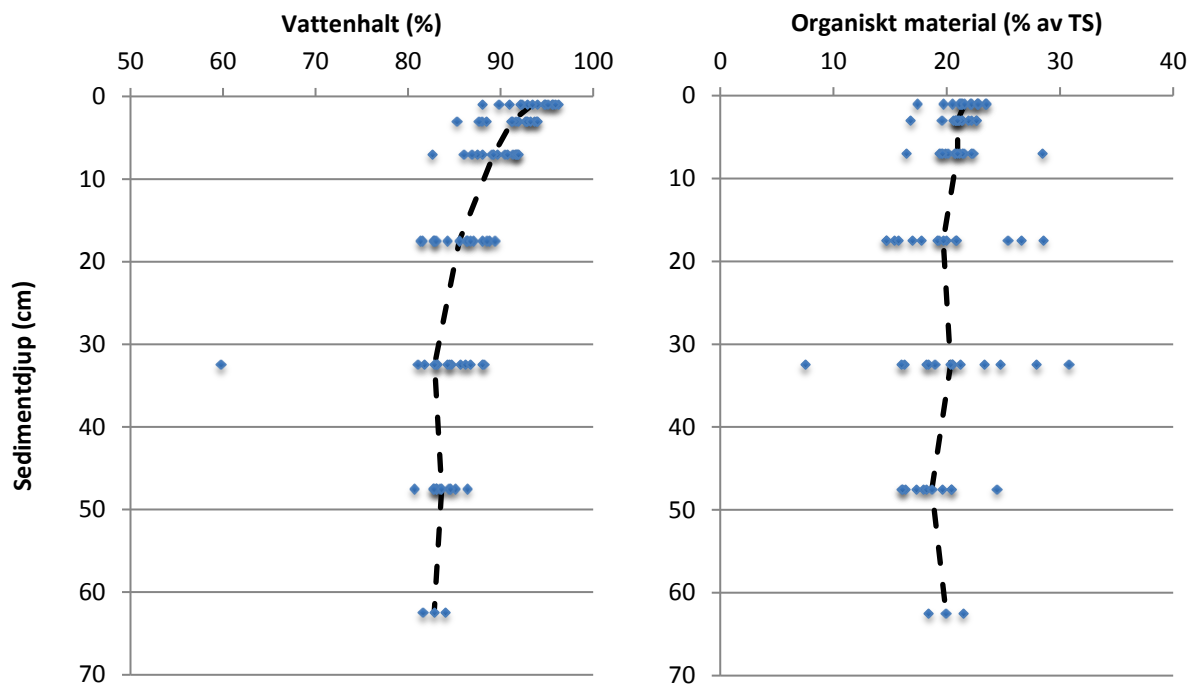
Tabell 2. Genomsnittlig årsdeposition i 8 sedimentkärnor från Brunnsviken på större djup än 8 meter.

Station	Mäktighet (mm)	Tidsperiod (År)	Genomsnittlig årsdeposition (mm/år)
B2	540	146	3,7
B3	540	146	3,7
B4	520	146	3,6
B5	500	106	4,7
B6	460	106	4,3
B8	480	106	4,5
B13	540	146	3,7
B14	530	106	5,0
Medel			4,0

Vattenhalt och organisk andel

Vattenhalt och glödningsförlust är två grundläggande sedimentparametrar som ofta används för att separera ut ackumulationsbotten från erosions- och transportbotten. En tumregel är att vattenhalten i ytsediment bör vara högre än 75 procent för att sedimentet skall anses representera en ackumulationsbotten (Håkanson & Jansson 1983). På motsvarande sätt bör halten organiskt material (glödningsförlusten) överstiga 10 procent för att det med säkerhet skall röra sig om ackumulationsbottensediment. Empiriska undersökningar i kustområden och insjöar (Jonsson m.fl. 2003), där sedimenttillväxten till stor del är beroende av hög erosion av gamla glacial- och postglacialeror, visar att ackumulationsbotten uppträder med organiska halter ända ned mot 5 procent.

Vattenhalten i samtliga analyserade kärnor var hög i ytsedimenten och klingade av långsamt med ökat sedimentdjup (Figur 16). Detta indikerar ackumulationsförhållanden, det vill säga att sedimentterande material avsätts utan att transporteras iväg av vattenrörelser. Något undantag finns; i kärna B9 är vattenhalten betydligt lägre i skiktet 30-35 cm. Detta, tillsammans med den låga andelen organiskt material, avspeglar äldre lerlager. Här har alltså ackumulationen av nytt sediment tidigare brutits.



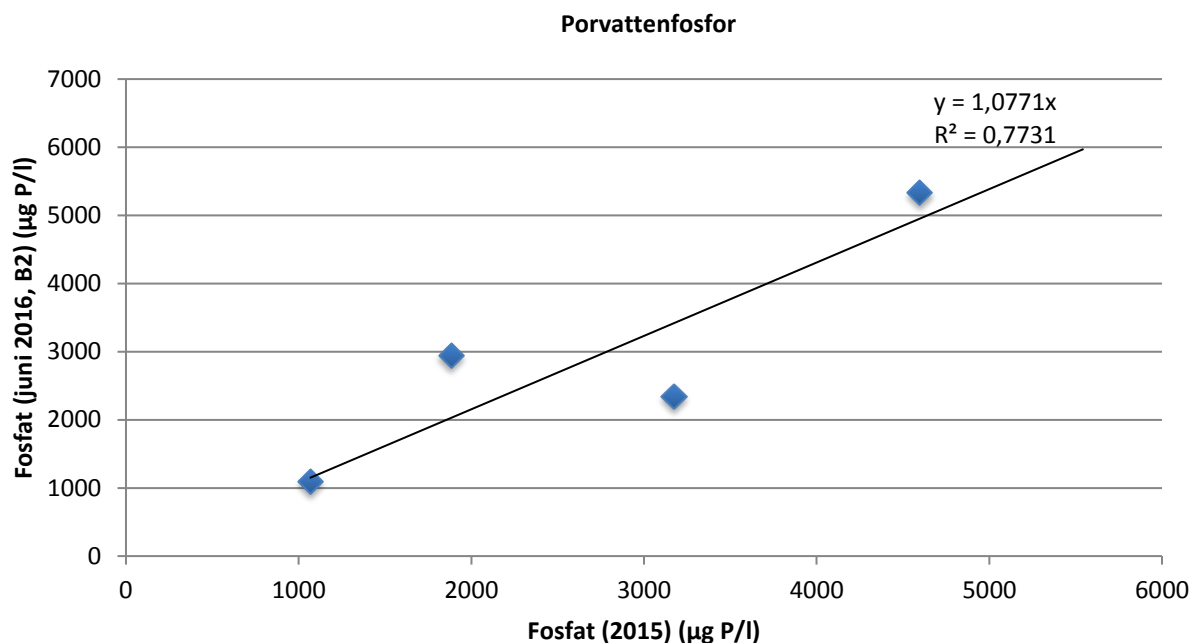
Figur 16 och 17. Vattenhalt (%) och organisk andel (glödningsförlust, % av TS) i Brunnsvikens sediment.

Organiskt material klingar av på ett karaktäristiskt sätt i de översta två decimetrarna sediment, vilket visar på mineralisering av en andel av det nyligen sedimenterade organiska materialet. Det mönstret syns i de individuella kärnorna, men medelvärden av den organiska andelen i alla sedimentskikt blir i det närmaste konstant med ökat sedimentdjup då djupare sedimentlager i ett antal kärnor håller betydligt högre organisk andel (Figur 17). Detta kan ses som en indikation på att sediment som avsattes under 1900-talet höll en högre andel organiskt material och bildades i en mer näringsrik miljö. Erfarenheter från sedimentundersökningar i en skärgårdsgradient (Jonsson (Red.) 2003) tyder dock på att erosion i strandnära sediment normalt är styrande för mineralkornstillförsel och indirekt även för sedimentens organiska halt. För att bringa klarhet i vilken eller vilka faktorer som varit av störst betydelse för den organiska halten i Brunnsvikens sediment under olika tidsperioder krävs analysdata från fler och tätare sedimentskikt samt mer detaljerad dokumentation av varvtjocklekar och därmed förändringar i sedimentackumulation.

Löst fosfor i sedimenten

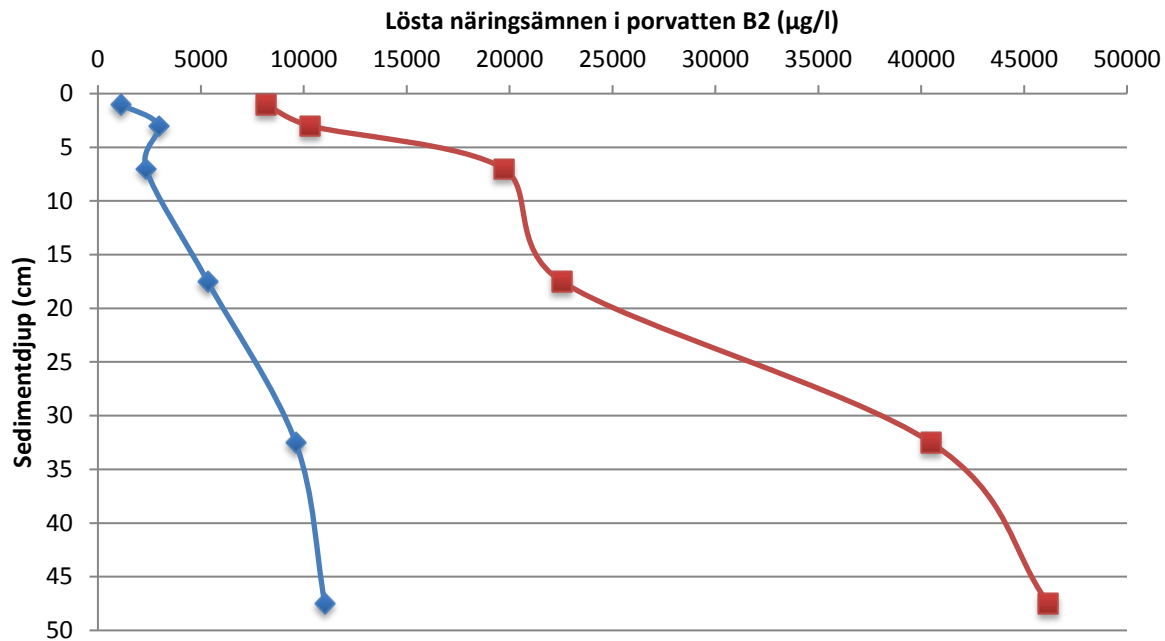
Den lösta fosfatfosfor driver läckaget från sedimenten till vattenmassan genom diffusion. För att kvantifiera den sedimentfosfor som nu bidrar till internbelastningen analyserades löst fosfor (fosfat) i sedimentens porvatten i en kärna från den norra djuphålan (B2). De uppmätta koncentrationerna vid olika sedimentdjup jämfördes med de halter som

uppmättes vid en tidigare undersökning av Brunnsvikens sediment i 5 olika sedimentkärnor från olika delar av Brunnsviken ner till 0,2 meters sedimentdjup (Anonymous 2016). Medelvärdet av fosfathalterna i dessa 5 kärnor överensstämmer bra med halterna i motsvarande skikt i station B2 (Figur 18). Halterna av löst fosfat i station B2 kan därför betraktas som representativa för viken.



Figur 18. Fosfathalter (µg/l) i Brunnsvikens station B2 jämfört med medelvärden från 5 kärnor (Anonymous, 2016) från olika delar av Brunnsviken.

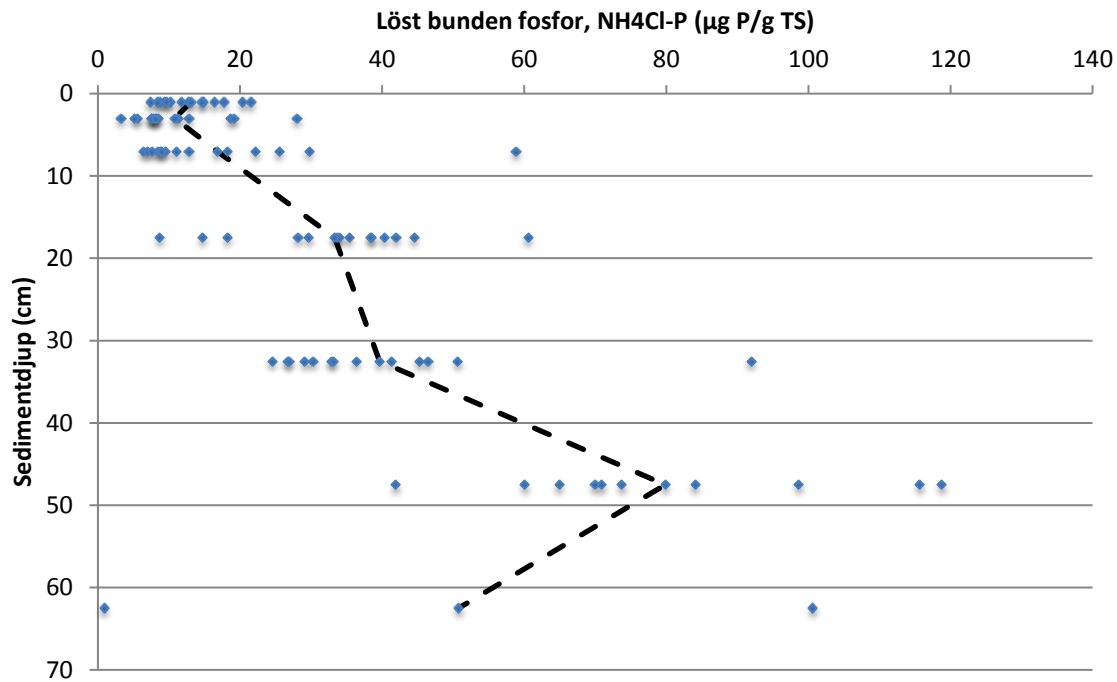
Halterna av löst fosfat ökade med en faktor 10 i B2 från ytsedimenten ner till 50 cm ner i sedimentprofilen (Figur 19). Denna gradient kan förklaras av diffusionen driver ut fosfat till vattenmassan där jämvikt med fosfathalterna i bottenvattnet nås. Även ammoniumhalterna ökade med sedimentdjupet, även om ökningen inte var fullt lika tydlig som för fosfathalten. Kvoten mellan ammoniumkväve och fosfatfosfor i porvattnet ligger nära 8 i ytsedimenten, vilket indikerar att det är organiskt material som har mineraliserats. Djupare ner i sedimentprofilen sjunker kvoten (en högre andel fosfat jämfört med ammoniumkoncentrationen) vilket inte har någon självklar förklaring.



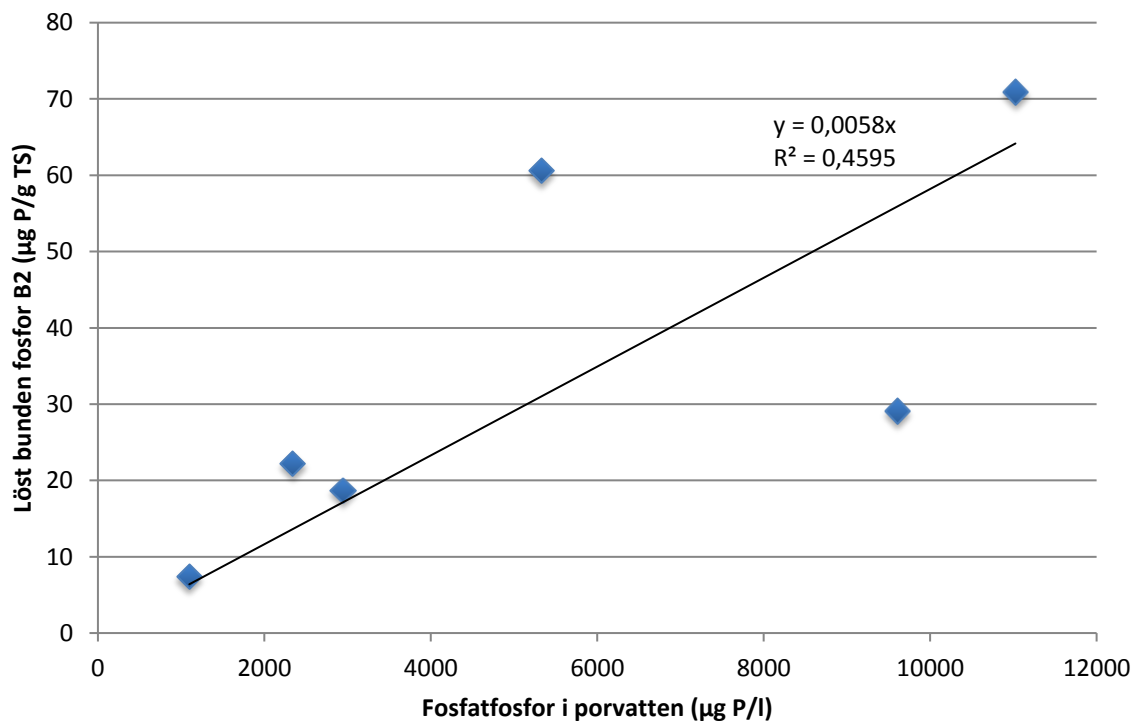
Figur 19. Halter (µg/l) av fosfat (blå) och ammonium (röd) vid olika sedimentdjup i en kärna från Brunnsvikens norra djuphåla (B2).

Vattenhalten i sedimentkärnan (B2) minskade från 96 procent i den översta centimetern sediment ner till 83 procent vid 50 cm (Bilaga 2). Antas allt det vattnet innehålla löst fosfat, motsvarar de uppmätta fosfathalterna (ner till 50 cm sedimentdjup) 3,5 g P/m². Eventuellt innebär det antagandet en överskattning då en del av vattnet kan vara associerat i sedimentstrukturen på ett sätt som inte bidrar till att hålla fosfat i lösning.

Fosfatfosfor i lösning ingår som en del i fosforfraktionen *Löst bunden fosfor*. Där ingår också fosfat som är så pass löst bunden i sedimenten att den går i lösning genom jonbytesprocesser vid neutralt pH. Den fosforfraktionen ökar på motsvarande sätt som porvattenfosfor med ökande sedimentdjup med en faktor 10 (Figur 20 och 21). Summeras fraktionen *Löst bunden fosfor* i B2 ner till 50 cm sedimentdjup motsvarar det 4,1 g P/m². Det är något mer än de 3,5 g P/m² som detekterades som löst fosfatfosfor i porvattnet. Men *Löst bunden fosfor*-fraktionen kan ändå anses utgöra ett bra mått på den direkt tillgängliga fosfatfosfor i Brunnsvikens sediment. Att så mycket som 4 g fosfor/m² detekteras som direkt tillgänglig fosfor måste betraktas som ovanligt.



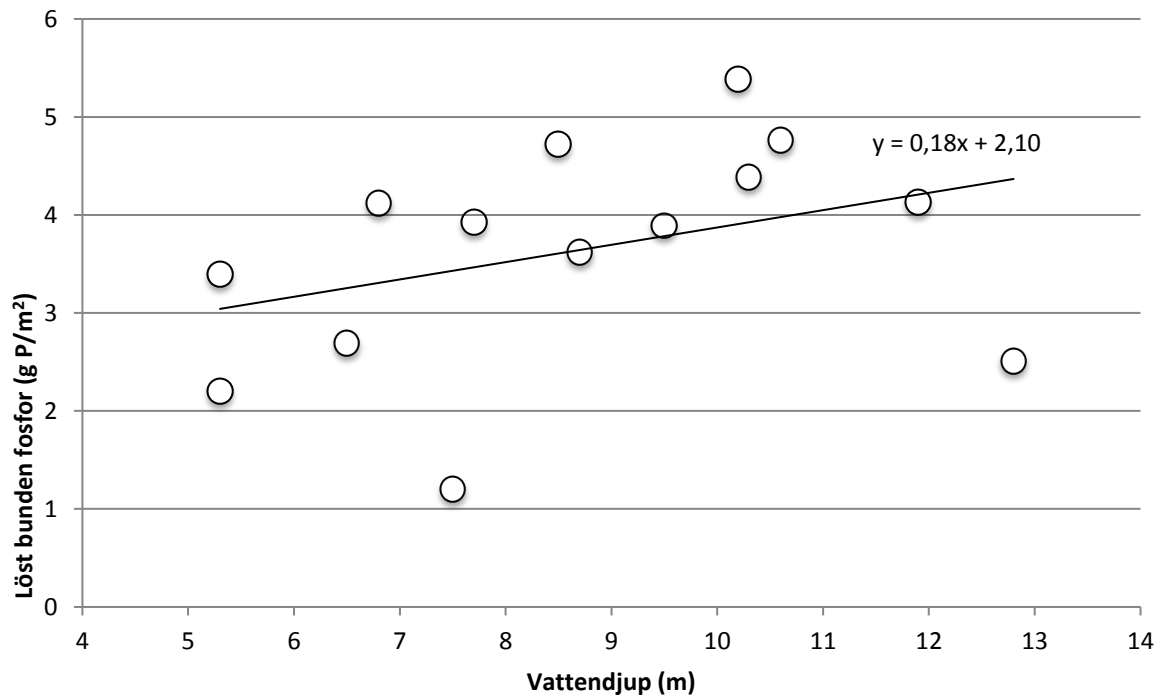
Figur 20. Fosfor i fraktionen *Löst bunden fosfor* ($\mu\text{g P/g TS}$) i Brunnsvikens sediment. Medel visas som streckad linje.



Figur 21. Sambandet mellan fraktionen *Löst bunden fosfor* ($\mu\text{g P/g TS}$) och fosfatfosfor ($\mu\text{g P/l}$) löst i porvattnet i station B2.

Mängden fosfor i fraktionen *Löst bunden fosfor* ökar i sedimentkärnor från ökat vattendjup, men sambandet är svagt (Figur 22). En linjär regression av den löst bundna fosfor i alla 14 kärnorna ger sambandet $y=0,2x+2$, där Y är löst bunden P (g P/m^2) och x är vattendjupet. Vid 5 m vattendjup blir

Löst bunden fosfor 3 g/m² och vid 13 m 5 g P/m². Extrapoleras mängderna till bottenarean djupare än 5 m motsvarar det mellan 3 och 4 ton Löst bunden fosfor i de översta 0,5 m bottensediment i Brunnsvikens bottnar.

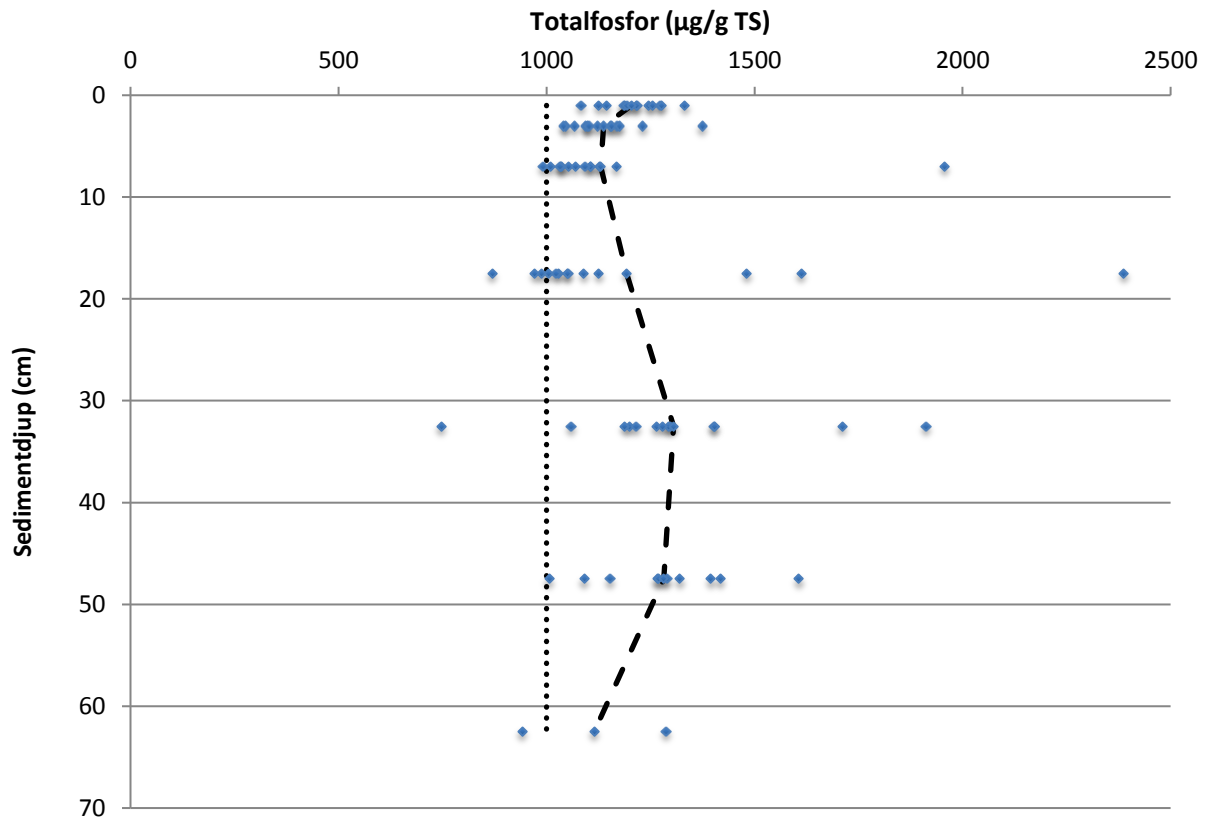


Figur 22. Mängd av fraktionen *Löst bunden fosfor* (g P/m²) vid olika vattendjup.

Läckagebenägen fosfor

Den centrala frågan är hur stor andel av fosfor i sedimentlagren avsatta under det senaste seklet som med tiden kommer att mineraliseras och fylla på den lösta fosfor i sedimentens porvatten och, via diffusion, nå vattenmassan. Ett riktvärde för hur mycket fosfor som skärgårdens ackumulationssediment klarar av att binda och permanent begrava ligger nära 1,0 mg P/g TS (Rydin m.fl. 2011, Malmaeus m.fl. 2012). Den halten är det rimligt att anta att även Brunnsvikens sediment klarar av att binda permanent. Den halten ansattes som begravningskoncentration i beräkningarna över hur stort förrådet av fosfor är som kommer att frigöras från Brunnsvikens bottnar.

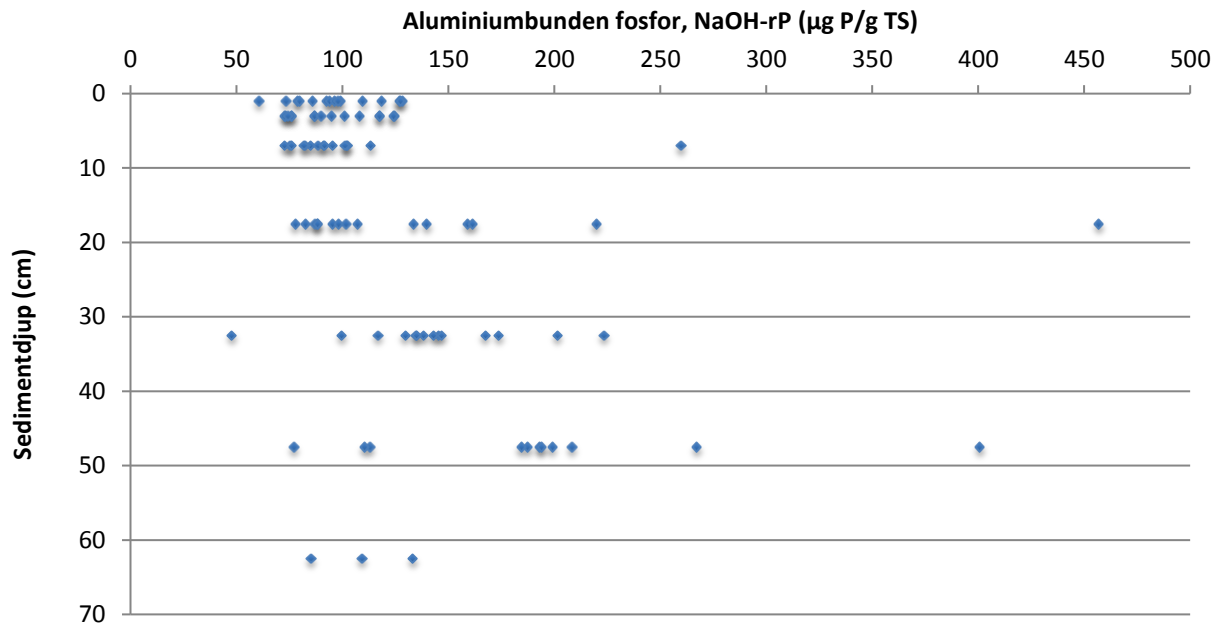
Totalfosforhalten i sedimenten klingar av något i den översta dm sediment, men avklingningen avstannar då ett antal sedimentkärnor håller förhöjda totalfosforhalter mellan 2 och 4 dm ner i sedimenten (Figur 23), vilket håller upp medelkoncentrationen. Den högsta medelhalten, 1,3 mg P/g TS, återfinns 3 dm ner i sedimenten.



Figur 23. Uppmätta totalhalter av fosfor i Brunnsvikens bottnar samt antagen begravningskoncentration (1 mg P/g TS).

Så frågan är om all fosfor utöver 1,0 mg P/g TS kommer att frigöras från Brunnsvikens sediment med tiden? Av de olika fosforformerna kan aluminiumbunden fosfor anses stabil nog att kunna begravas i sedimenten. Den koncentrationen är naturligt låg i skärgårdens sediment, mindre än 0,1 mg P/g TS (Rydin 2014), men den kan vara förhöjd i närheten av avloppsreningsverk (Rydin & Lindqvist 2015), vilket kan förklaras av aluminiumbaserat avloppsslam från reningsverken.

Förhöjda halter av aluminiumbunden fosfor återfinns också i Brunnsvikens sediment, speciellt mellan 2 och 5 dm ner i sedimentprofilen. Där ligger halten av aluminiumbunden fosfor runt 0,2 mg P/g TS; i ett par skikt upp till 0,4 mg P/g TS (Figur 24). Oavsett orsak till de förhöjda halterna av aluminiumbunden fosfor, bör de betraktas som stabila och därför subtraherades de från totalfosforhalten innan totalfosforhalter över 1,0 mg P/g TS räknas om till fosfor som kommer att mineraliseras och frigöras till vattenmassan.



Figur 24. Aluminiumbunden fosfor (NaOH-rP, µg P/g TS) i Brunnsvikens sediment.

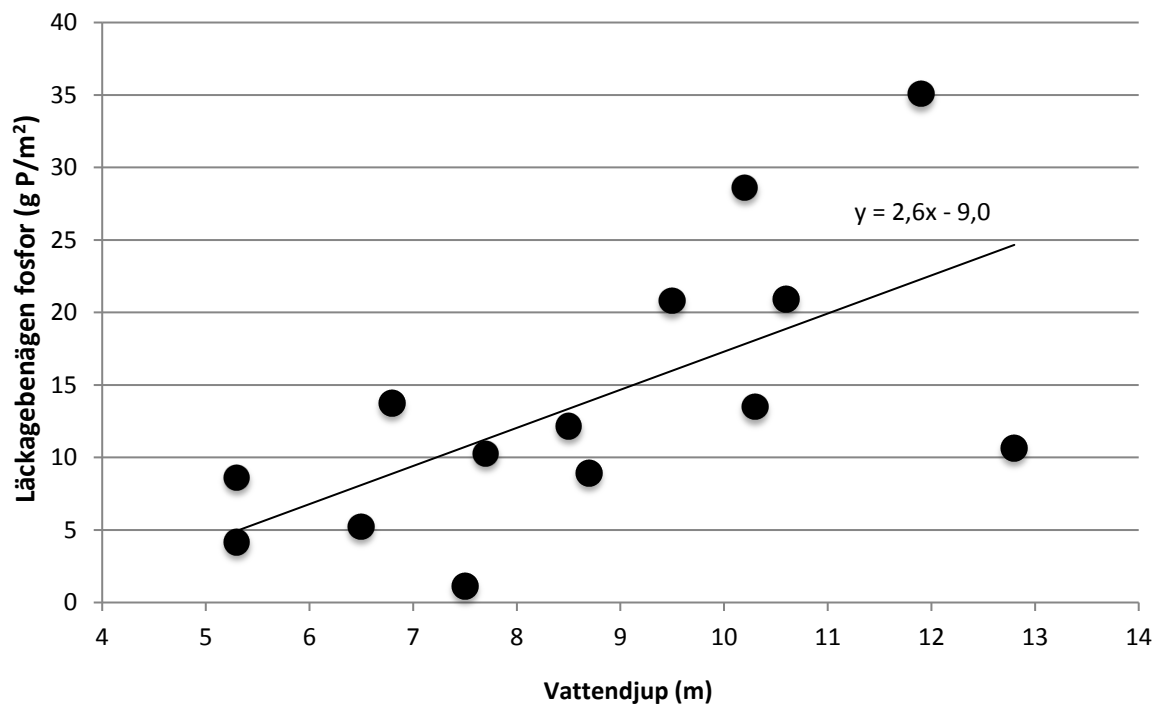
Den läckagebenägna fosfor i Brunnsvikens sediment mäts framförallt som organiskt bunden fosfor. Det finns ingen ackumulation av järnbunden fosfor i ytligare sedimentlager, vilket förklaras av de reducerande förhållanden som råder i hela sedimentprofilen. Mängden läckagebenägen och löst bunden fosfor vid olika provtagningsstationer redovisas nedan (Tabell 3). Av sammanställningen framgår även för vilka sedimentdjup mängderna beräknats.

Tabell 3. Förråd av läckagebenägen fosfor och tillgänglig löst bunden fosfor vid olika provtagningsstationer samt uppgift om för vilket sedimentdjup mängderna beräknats.

Station	Sedimentdjup cm	Vattendjup m	Läckagebenägen P g P/m ²	Löst bunden P g P/m ²
B1	25	7,5	1	1,2
B2	55	11,9	55	4,1
B3	55	10,6	25	4,8
B4	70	12,8	16	2,5
B5	55	8,7	14	3,6
B6	55	10,3	20	4,4
B7	40	6,8	15	4,1
B8	55	9,5	26	3,9
B9	40	5,3	6	3,4
B10	55	7,7	12	3,9
B11	55	6,5	13	2,7
B13	55	8,5	14	4,7
B14	70	10,2	33	5,4
B15	40	5,3	9	2,2

Den totala läckagebenägna fosforpoolen, där även fraktionen *Löst bunden fosfor* ingår, har ett tydligt samband med vattendjupet (Figur 25). Det

innebär, enligt det samband som framgår av figuren nedan, att vid 5 m är den läckagebenägna fosforpoolen 4 g P/m² och vid 13 m 25 g P/m². Det finns däremot inget uppenbart mönster i fördelning av läckagebenägen fosfor i nord/sydlig gradient i Brunnsvikens sediment. Extrapoleras den läckagebenägna fosfor till alla bottenområden djupare än 6 m uppgår den läckagebenägna mängden till 12 ton fosfor.



Figur 25. Läckagebenägen fosfor (g P/m²) i Brunnsvikens sediment vid olika vattendjup (m).

Den beräknade mängden läckagebenägen fosfor i Brunnsviken är stor, genomsnittet av de undersökta kärnorna ligger på nära 20 g P/m². Den begränsade bottenarean till trots utgör Brunnsvikens sediment en betydande fosforkälla till vattenmassan och även till utanförliggande havsområde (Lilla Värtan). I mellan- och ytterskärgårdens djupare bassänger med syrefria ytsediment ligger det läckagebenägna fosforförrådet på bara ett par g/m², det vill säga en tiondel av mängderna i Brunnsviken (Rydin m.fl. 2011, Malmaeus m.fl. 2012). Mellan 4 och 8 g läckagebenägen fosfor per kvadratmeter återfanns i Neglingevikens (Saltsjöbaden) syrefria sediment (Arvidsson & Rydin 2013). Även jämfört med läckagebenäget fosforförråd i sjöar mängden stor. Hjälmarén är ett exempel på en sjö som håller mycket läckagebenägen fosfor (12 g/m²), (Malmaeus & Rydin 2015). Den måttligt näringsrika sjön Erken i Uppland håller 5 g fosfor per m² (varav 1 g/m² är järnbunden). Resten (4 g/m²) är organiskt bunden fosfor (Rydin 2000).

Fokus i detta projekt ligger på att fastställa vilka fosformängder som kommer att frigöras med tiden från olika bottenområden i viken och som utgör grund för aluminiumdosering. Ett tydligt samband mellan den totala läckagebenägna fosformängden och vattendjupet observerades, medan

fosfor i fraktionen *Löst bunden fosfor* var förhållandevis jämnt fördelat över vikens ackumulationsbottnar. Det förklarar varför ackumuleringen av fosfat och ammonium i bottenvatten (Bilaga 2) i vikens norra respektive södra djuphåla låg på en liknande nivå, vilket bekräftar frånvaron av skillnader i fördelningen av läckagebenägen fosfor i nord-sydlig riktning.

Aluminiumbehandling

Bakgrund

Aluminiumbehandling är en kostnadseffektiv metod för åtgärder av internbelastning genom att öka sedimentens fosforbindande förmåga. Den första dokumenterade aluminiumbehandlingen gjordes i Långsjön (Huddinge) för snart 50 år sedan. I Stockholmstrakten har företaget Vattenresurs AB med goda resultat behandlat en handfull sjöar genom att blanda polyaluminiumkloridlösning i sedimentskiktet 0-20 cm. Vid denna typ av behandling tillförs lösningen (PAX) tillsammans med stora mängder vatten via slangar fästade till en bom genom en metod som kan liknas vid harvning.

Aluminiumflockens förmåga att binda fosfor i brackvattenmiljö ser ut att vara den samma som i sötvatten (Rydin 2014). I stiftelsen BalticSea2020s regi behandlades Björnöfjärden på Ingarö i Värmdö kommun 2012 och 2013 av Vattenresurs AB. Behandlingen har haft avsedd effekt på sedimentens fosforbindande förmåga så här långt. Utvärdering av behandlingen pågår.

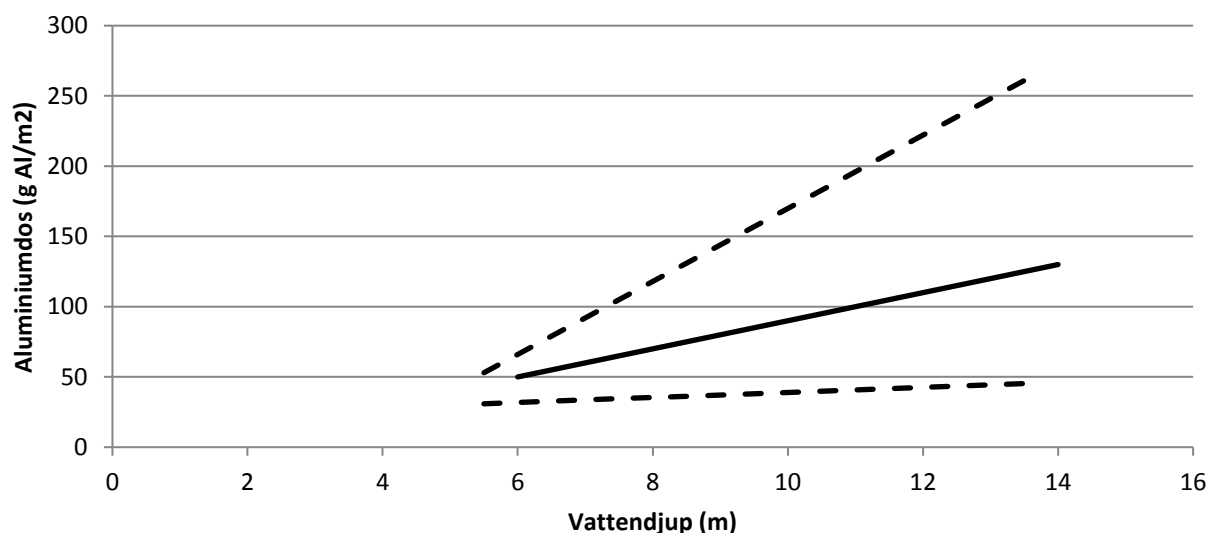
I en tidigare utredning som utgör underlag till lokalt åtgärdsprogram för Brunnsvikens (Stråe m.fl. 2016) skattades effekten av en aluminiumbehandling på vikens fosforhalter med ledning av modellberäkningar (Karlsson 2016). Arealen erosionsbottnar, det vill säga bottnar varifrån finmaterial genom vind- och vågverkan kan eroderas, antogs i modellen vara större än vad som nu visat sig vara fallet. Betydelsen av erosion av gamla leror och däri läckagebenägna fosforfraktioner är därför sannolikt överskattad i modellen och en större mängd fosfor frigörs istället troligtvis genom diffusion från vikens mjukbottnar. Kontentan av detta är att en åtgärd av den interna fosforbelastningen genom aluminiumbehandling av Brunnsvikens sediment sannolikt kommer ha en något bättre effekt på vikens fosforhalter än vad som tidigare indikerats.

Dosering

För att binda fosfor i sjösediment behövs cirka 10 gånger mer aluminium (på viktsbasis) än den fosfor som ska bindas. Samma effektivitet ser ut att kunna uppnås i brackvattensediment (Rydin 2014). Vid applicering av aluminiumlösning i sedimenten med den teknik som tillämpas av Vattenresurs AB läggs mellan 15 och 20 g Al/m² vid varje ”överfart” och den totala aluminiumdosen har ofta legat mellan 50 och 60 g Al/m². Det har räckt för att binda läckagebenägen fosfor motsvarande 5 g P/m².

För att binda enbart den löst bundna fosfor i Brunnsvikens sediment, som ökade från 3 till 5 g P/m² med ökande vattendjup, behövs en aluminiumdos på mellan 30 och 50 g Al/m², beroende på vattendjupet. Betydligt mer aluminium behövs för att binda hela den läckagebenägna fosforpoolen; 40 g Al/m² vid 5 m vattendjup och linjärt ökande till hela 250 g Al/m² vid 13 m djup.

Förslagsvis läggs dock en lägre aluminiumdos, speciellt i de djupare bottenområdena; 50 g Al/m² från 6 m vattendjup och en linjärt ökande dos till 120 g Al/m² vid 13 m. Med denna dosering finns aluminium nog för att binda hälften av den läckagebenägna fosfor (Figur 26). Det är visserligen möjligt att applicera mer än 120 g Al/m² vid ett behandlingstillfälle, men aluminiumlösningen ”åldras” vilket gör att den i teorin tappar i bindningsförmåga över tid. Därmed riskeras att aluminium över denna högsta rekommenderade dos (120 g/m²) tillsätts ”i onödan”, något som alltså skulle vara förknippat med en omotiverat hög kostnad. Vår rekommendation är istället att vid behov något decennium fram i tiden återupprepa aluminiumbehandlingen då den dos som nu föreslås är förbrukad.



Figur 26. Aluminiumdos som krävs för att binda fosfor i fraktionen *Löst bunden fosfor* (domineras av fosfat i porvattnet) samt för att binda hela förrådet av läckagebenägen fosfor till 0,5 m sedimentdjup indikeras av nedre respektive övre streckade linjen. Heldragen linje beskriver föreslagen aluminiumdos för olika vattendjup.

Nedan framgår hur stora mängder löst bunden fosfor och läckagebenägen fosfor som beräknats för olika djupintervall i Brunnsviken samt vilken dos och mängd aluminium som enligt resonemanget ovan rekommenderas (Tabell 4).

Tabell 4. Löst bunden fosfor, läckagebenägen fosfor och föreslagen aluminiumdos för olika djupintervall i Brunnsviken.

Bottenområde m	yta km ²	Löst P		Läckagebenägen P		Al-dos	
		g/m ²	ton	g/m ²	ton	g/m ²	ton
5-6	0,12	3,0	0,4	4,0	0,5	40	5
6-7	0,11	3,2	0,3	6,6	0,7	50	5
7-8	0,15	3,4	0,5	9,2	1,4	60	9
8-9	0,15	3,5	0,5	11,8	1,8	70	11
9-10	0,15	3,7	0,6	14,4	2,2	80	12
10-11	0,15	3,9	0,6	17,0	2,6	90	14
11-12	0,08	4,1	0,3	19,6	1,5	100	8
12-13	0,05	4,3	0,2	22,2	1,0	110	5
13-14	0,03	4,4	0,1	24,8	0,7	120	4
summa	0,86		3,5		12,3		72

Mycket av den fosfor som betraktas som läckagebenägen lagrades in för ett halvt sekel sedan, och en betydande andel av den fosfor har redan frigjorts från sedimenten. Återstående läckagebenägen fosfor representerar fosforformer som har motstått nedbrytning under flera decennier. Därför kan man anta att mobiliseringshastigheten avklingar. Det är ännu ett skäl att inte lägga ut aluminium för att binda all den läckagebenägna sedimentfosfor, utan istället tillämpa halva den dosen. Efter cirka 5 år kan ett par sedimentkärnor analyseras för att undersöka mättnadsgraden hos tillsatt aluminium. Parallellt kan ackumulationen av fosfat i stagnant bottenvatten följas för kontroll av effektiviteten av fosforbindningen.

Det enda exemplet på aluminiumbehandling i brackvattenmiljöer i full skala är Björnöfjärden (Värmdö), där de syrefria bottarna djupare än 6m behandlades med sammanlagt 50 g Al/m² (polyaluminiumklorid, PAX XL 100, Kemira Kemwater) under 2012 och 2013. Efter behandlingen har frigörelsen av fosfat till bottenvattnet avstannat och fosfor har istället bundits till aluminiumet i den översta decimetern sediment (BalticSea2020 opublicerade data).

Appliceringsmetod och kostnad

Applicering av aluminiumflocken i sedimenten genom så kallad injicering har flera fördelar mot att fälla ut aluminiumflocken i bottenvattnet och låta flocken vila på sedimentytan för att med tiden täckas över med nytt sediment. Inblandningen direkt i sedimenten ger en effektiv bindning av

löst fosfat när flockbildningen sker i sedimenten samt att flocken inte riskerar att flyttas iväg av vattenrörelser innan den har bäddats in av nytt sedimentterande material.

En fördel med att lägga flocken på sedimentytan är att bottensedimenten inte riskerar att virvlas upp vid tillsats, vilken kan vara värdefullt eftersom Brunnsvikens sediment håller kraftigt förhöjda halter av flera miljöstörande ämnen, särskilt under 20 cm sedimentdjup. Uppvirvlade sedimentpartiklar lägger sig snabbt igen, hjälpt av flockbildningen. Men lösta föreningar kan riskera att flyttas från sediment till bottenvatten vid injicering av aluminiumlösningen. Om en aluminiumbehandling skulle medföra en påverkan ned till mer än 20 cm sedimentdjup, och dessutom orsaka en omblandning av grundare och djupare liggande sedimentskikt kan det finnas risk för ökade totalhalter i ytsedimentet efter behandling. Normalt tillförs aluminiumlösningen ned till ett sedimentdjup av 20 cm. Behandlingsdjupet kan dock styras och även övervakas via kameror på den bom där de slangar lösningen tillförs genom är fästade. Enligt utföraren Vattenresurs AB sker inte någon vertikal omblandning av sedimentskikten vid behandling. Snarare ”lyfter” sedimentet för att sedan ”sätta sig” igen. Att så skulle vara fallet har foto- och videodokumenterats vid behandling av Björnöfjärden, Värmdö (källa: Vattenresurs AB).

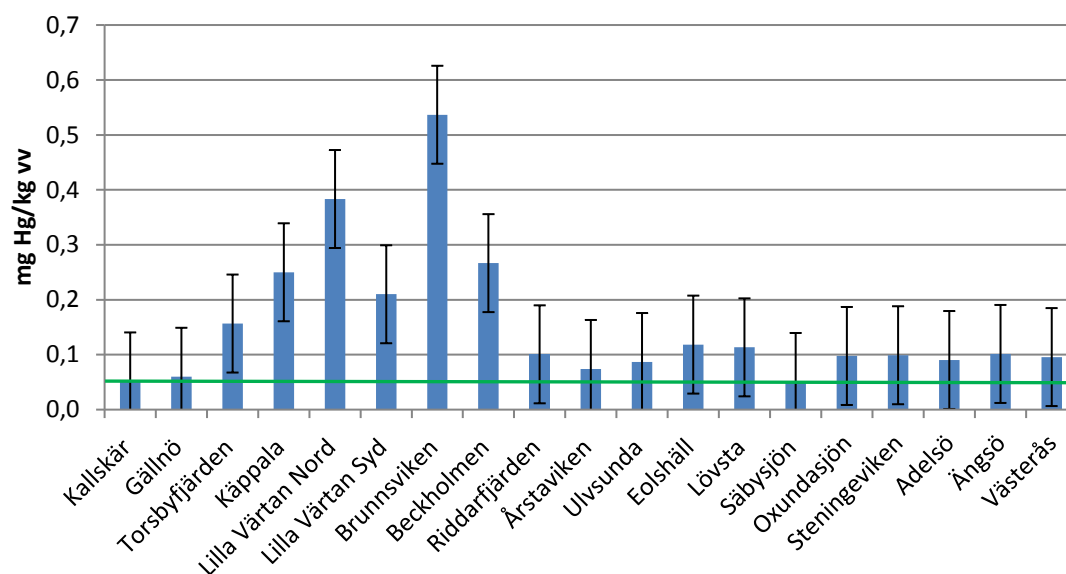
Den centrala frågan är hur en aluminiumflock på sedimentytan kan fås att stanna kvar på den botten där den lades ut innan den efter cirka 5 år har täckts in tillräckligt för att bli en del av bottenstrukturen. Den fosforbindande förmågan blir kanske inte lika effektiv som vid sedimentinjicering, men det är ett mindre problem jämfört med att få flocken att stanna kvar. Den tydliga fokuseringen av läckagebenägen fosfor med ökande sedimentdjup tyder på att det pågår en förflyttning av lättare partiklar med hjälp av vattenrörelser mot vikens djupare delar. Förmodligen skulle flockar också fokuseras mot djuphålorna. Mot denna bakgrund är vår bedömning att aluminiumbehandling genom injicering är att föredra om ett effektivt resultat ska uppnås.

Vattenresurs AB beräknar kostnaden för aluminiumbehandling genom injicering enligt förslaget ovan till mellan 8 och 9 MSEK (oktober 2016).

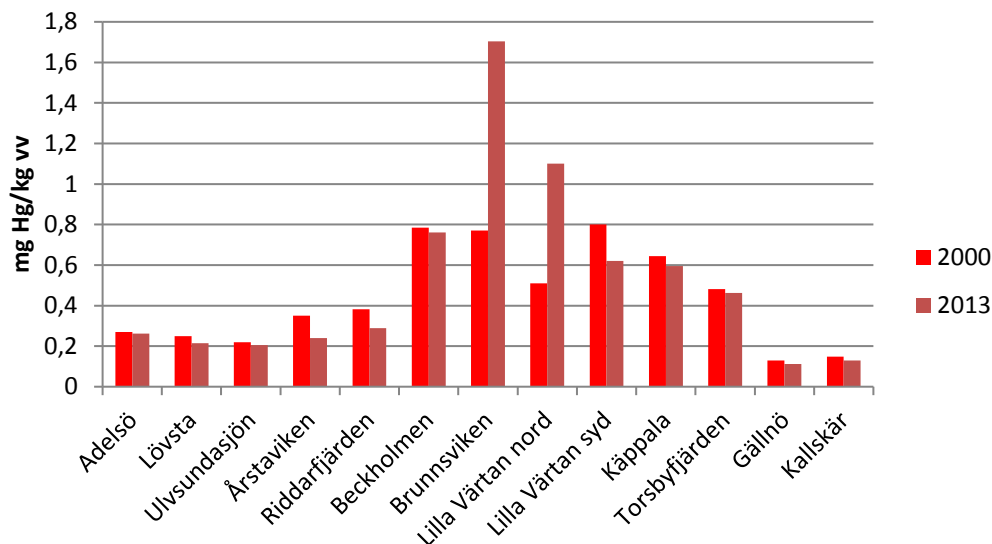
Potentiella risker med aluminiumbehandling

Miljöfarliga ämnen

Utöver att Brunnsviken är eutrofierad med resulterande påverkan på redoxförhållanden i bottenvatten och sediment så förekommer förhöjda halter av miljöfarliga ämnen, framförallt kvicksilver (Hg) och tennorganiska föreningar (Sn-org) i sedimenten (Jonsson, 2015). Kviksilverhalterna i stationär fisk (abborre) från Brunnsviken har även visat sig vara förhöjda (Figur 27) och det finns vissa tecken på att halterna ökat under senare år (Figur 28).



Figur 27. Uppmätta halter av kvicksilver (Hg) i fiskmuskel (abborre) i en transekt från Stockholms ytterskärgård till centrala Mälaren. Miljö kvalitetsnormen (0,02 mg/kg vv, grön) markerat. Felstaplar indikerar 95 % konfidensintervall. Från Karlsson & Viktor, 2014.

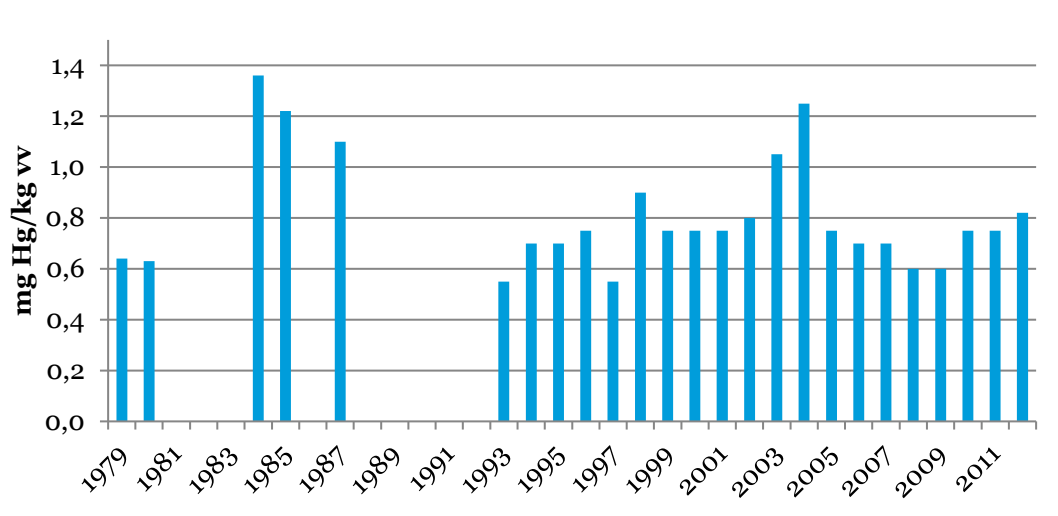


Figur 28. Jämförelse mellan normerade kvicksilverhalter i tre-hektos abborre från år 2000 respektive 2013. Från Karlsson och Viktor, 2014.

En avgörande faktor för hur stort bioupptaget av kvicksilver till organismer blir från kontaminerade sediment är förutsättningarna för metylering, dvs. den bakteriella process som omvandlar oorganiskt kvicksilver till en organisk biotillgänglig form. Förutsättningen för metylering påverkas av olika biogeokemiska faktorer blanda annat redoxförhållanden (Regnell et al., 2001) och tillgången på organiskt material (Ndungu et al., 2016). En allmän uppfattning är att förutsättningarna för metylering är som mest gynnsamma i gränsskiktet mellan reducerade och oxiderade förhållanden (Markus Meili, Stockholms univ., pers komm.). Redoxförhållandena längs botten påverkas primärt av tillförseln av sedimentande organiskt material i förhållande till bottenvattnets omsättning men också av bioturbation, d.v.s. bottenlevande djurs omblandning av de översta. Bioturbationen har generellt ökat i Stockholms innerskärgård under senare år (Karlsson et al., 2010) men däremot inte i Brunnsviken (Stehn, 2011; Jonsson, 2015). Vid laboratorieförsök i Norge i syfte att testa olika riskreducerande åtgärder för att minska spridningen av kvicksilver från en sjunken ubåt visade det sig att övertäckning med aktivt kol sannolikt ökar risken för metylering och spridning till organismer (Ndungu et al., 2016). I sjön Grycken i Dalarna som fungerat som primärrecipient för ett massabruk och där det avsatts en fiberbank med höga Hg-halter finns en tidsserie över kvicksilverhalter i fisk som sträcker sig från slutet av 1970-talet till dags dato (Figur 29). Kviksilverhaltererna i fisk steg oväntat i början av 1980-talet trots att kvicksilverutsläppen sedan länge upphört. Däremot hade syreförhållanden i sjön förbättrats avsevärt dels genom minskade utsläpp av organiskt material dels genom aktiva luftningsåtgärder.

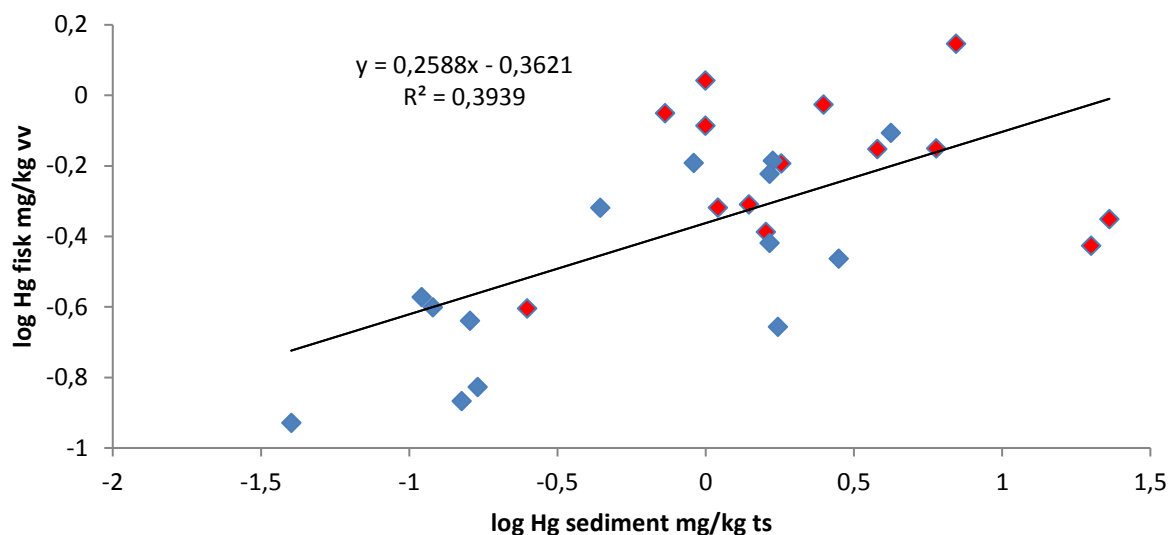
Ökningen av kvicksilverhalten i fisk tolkades som en effekt av de förbättrade syreförhållandena (Regnell & Ewald, 1991). Det skall emellertid också sägas att det också finns laborativa studier med sediment

från Stockholms innerskärgård som talar emot att förbättrade syrgasförhållanden skulle leda till ökat upptag av kvicksilver i biota (Sundelin & Eriksson, 2001).



Figur 29. Tidsserie avseende kvicksilverhalt i en-kilos gädda i Grycken 1978-2012 Från GVT, 2014.

En faktor som också är viktig i sammanhanget är kvaliteten på det tillförda kvicksilvret. Exempelvis inom pappers- och massaindustrin har organiska kvicksilverföreningar tillsatts i processen som slembekämpningsmedel och för konservering av våt massa medan det vid de närliggande kloralkali fabrikena skett ett restutsläpp av oorganiskt kvicksilver från grafitelektrodena. Detta avspeglas i en stor variation i förhållandet mellan kvicksilverhalter i sediment och fisk (Figur 30). En fråga i sammanhanget är således i vilken form utsläppet av kvicksilver till Brunnsviken. Det faktum att halterna i fisk är höga medan haltförhöjningen i sediment är måttligt hög och att sedimentytan synes vara mer eller mindre permanent reducerad talar för att tillförseln huvudsakligen består av organiska direkt biotillgängliga kvicksilverföreningar. I den närliggande Lilla Värtan där kvicksilvertillförseln kan förmodas ha sin huvudsakliga förklaring i kokshanteringen vid Värtaverket förekommer troligtvis mer oorganiskt kvicksilver.

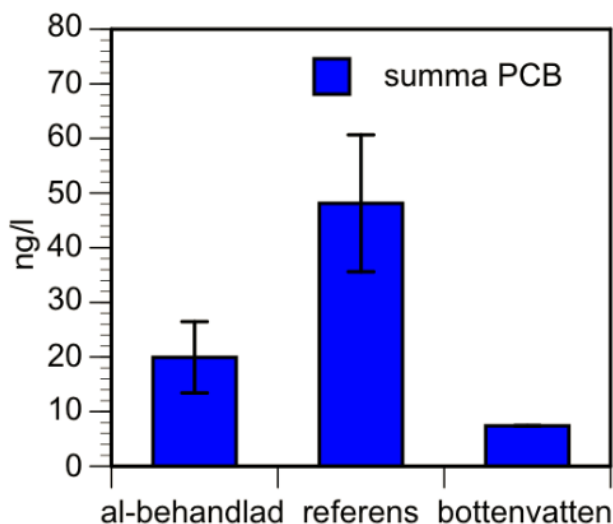


Figur 30. Korrelation mellan logaritmerade halter av kvicksilver i sediment och fisk från skogsindustrirecipient (blå), data från Sandström et al., 2016) och vattenområden i Östra Svealand (röda), data från Karlsson & Elving (2009).

En annan potentiellt viktig faktor för kvicksilverhalter i fisk är trofinivån och kopplingen till biologisk utspädning (Skei et al., 2001). För att belysa hur en sänkt fosforhalt och därmed minskad biomassa i Brunnsviken skulle kunna påverka Hg-halten i fisk har en statistisk modell (Håkanson 1998) applicerats på Brunnsviken. Modellen bygger på empiriskt funna samband mellan kvicksilverhalt i fisk och sjöars morfometriska och kemiska egenskaper. De ingående variablerna i modellen är sjöns medeldjup (D_m), dynamisk kvot ($DR = \sqrt{(\text{sjöarea})/D_m}$), kvicksilvertillflöde till sjön (sedimenthalt), årligt medelvärde för pH samt årligt medelvärde på totalfosforkoncentrationen (TP). Tillsammans gav dessa variabler en förklaringsgrad på 85 procent ($r^2 = 0.85$) för data från 39 svenska sjöar. Om denna modell appliceras på Brunnsviken under antagandet att totalfosforhalten nu är $38 \mu\text{g/l}$ och efter en aluminiumbehandling i kombination med åtgärder mot landbaserad tillförsel och en sänkning av totalfosforhalten i Lilla Värtan skulle kunna nedbringas till $26 \mu\text{g/l}$ (Karlsson, 2016) erhålls en teoretisk ökning av kvicksilverhalten i en-kilos gädda/tre-hektos abborre med knappt $0,05 \text{ mg/kg vv}$, vilket kan jämföras med uppmätta halter i dagsläget på 1 mg/kg vv eller mer.

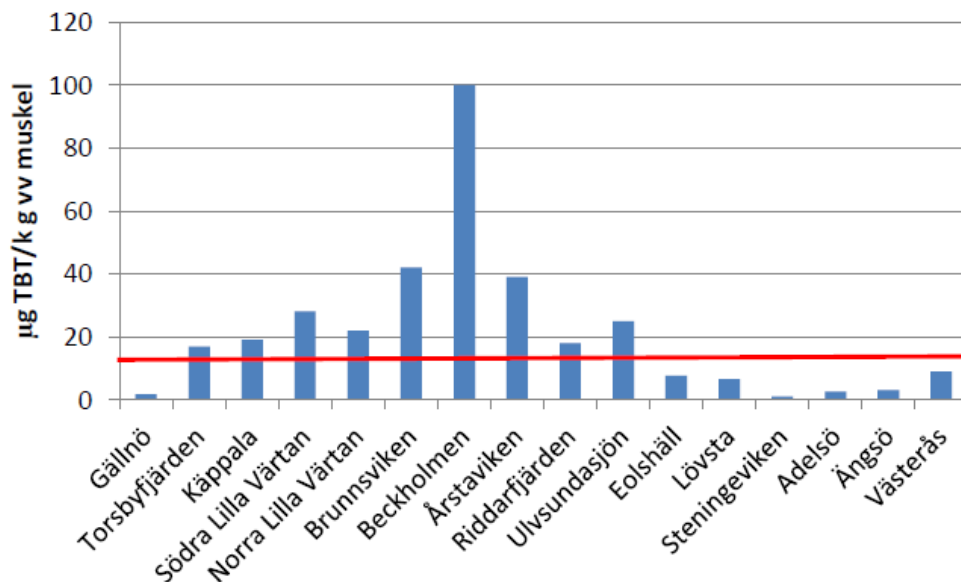
I sjön Norrviken som delas mellan Sollentuna och Upplands Väsby kommuner planeras för en liknande behandling av sedimenten som i Brunnsviken. I syfte att belysa hur en aluminiumbehandling eventuellt påverkar frisättning/fastläggning av metaller och stabila organiska ämnen genomfördes 2016 ett kontrollerat experiment där fällningskemikalier doserades till PCB-kontaminerade sediment från Oxundasjön samt till sediment från Norrviken där PFOS uppmätts i förhöjda halter i fisk. Preliminära resultat av experimenten, utförda av Naturvatten AB i samarbete med IVL på uppdrag av Upplands Väsby kommun, pekar inte

mot någon entydig effekt vare sig i negativ eller positiv bemärkelse. Uppgrumling av sediment medförde, föga förvånande, förhöjda halter av miljöstörande ämnen i vatten, men haltförhöjningen var mindre vid aluminiumtillsats än utan. Detta exemplifieras nedan för PCB (Figur 31). Mot bakgrund av resultat från experimentet är det rimligt att anta att en aluminiumbehandling medför minskad frisättning av miljöstörande ämnen från sediment till vattenmassa, förutsatt att åtgärden sker utan grumling. Så är också fallet, enligt utföraren Vattenresurs AB.



Figur 31. Koncentrationer av Σ PCB-7 i vatten ovan sediment som behandlats med aluminiumlösning buffrad med bottenvatten respektive enbart med bottenvatten (medelvärde \pm std). Som jämförelse visas halter i bottenvatten. Preliminära data från försök utförda 2016 av Naturvatten AB i samarbete med IVL på uppdrag av Upplands Väsby kommun. Data publiceras med tillstånd av Upplands Väsby kommun (kontaktperson Anna Åhr Evertson).

Bland de organiska föreningar som tidigare undersökts i fisk och sediment från Brunnsviken har tennorganiska föreningar, speciellt tributyltenn (TBT) visat sig förekomma i förhöjda halter (Figur 32). Kunskapen om hur denna ämnesgrupp omsätts i akvatiska ekosystem är begränsad och föreslås därför inkluderas i kontrollprogrammet (se kapitlet *Förslag till kompletteringar av miljöövervakningsprogram* nedan).



Figur 32. Uppmätta TBT-halter i abborre i en gradient från Stockholms ytterskärgård till centrala Mälaren. Ett föreslaget värde på miljö kvalitetsnorm, 15,2 µg/kg vv (EC 2005), har rödmarkerats. Från Karlsson & Viktor, 2014.

Risker relaterade till aluminium

Potentiellt negativ påverkan av en aluminiumbehandling i sig kan delas in i fysiska respektive toxiska effekter. De fysiska effekterna är exempelvis att bottenfauna kan få problem att gräva sig genom aluminiumlagret samt att plankton kan flockas ut. Exempelvis minskade zooplanktons täthet och diversitet omedelbart efter behandling med aluminium i Newman Lake i Washington, USA (Shumaker et al., 1993). Efter två månader hade systemet återhämtat sig. Liknande återhämtningsförlopp har observerats efter behandling av Liberty Lake, Washington, USA (Gibbons et al., 1984). Växtplankton påverkas på ett likartat sätt och flockas ut i samband med aluminiumfällning men återhämtar sig snabbt (Gibbons et al., 1984)

Bottenlevande djur är generellt okänsliga för aluminiumtillförsel (Narf, 1990; Doke et al., 1995). Höga aluminiumkoncentrationer i vattenmassan är emellertid toxiskt för fisk vid låga pH-värden (Hyne & Wilson, 1997). Om pH understiger 6 kan aluminium flockas ut på gälar och hämma syreupptagningsförmågan. Vid de neutrala till basiska pH-värden som råder i det välbuffrade Östersjövattnet är dock denna risk obefintlig

Det är svårt att utifrån studier i sötvatten dra säkra slutsatser för brackvattensystem, eftersom experimentella data från aluminiumbehandling i bräckt eller salt vatten i princip saknas. En del studier rekommenderar mindre restriktiva begränsningar för aluminium i saltvatten på grund av att vattenkemin skiljer sig åt från sötvatten, andra förslår mer restriktiva begränsningar på grund av risken för negativa effekter med högre biologisk mångfald och ett större antal känsliga arter.

Resultat från ett inneslutningsförsök i bräckt vatten i Stockholms skärgård (Huser & Köhler, 2012) där aluminium tillsattes i sedimentet visades inga negativa effekter på biota under de fyra månader som försöket pågick efter behandlingen. I Björnöfjärdssystemet där sedimenten aluminiumbehandlades fullskaligt 2012 har hittills inga negativa effekter observerats (BalticSea2020, opublicerade data).

Sammanvägd riskbedömning och rekommendation

Den sammanvägda bedömningen när det gäller risken för oönskade effekter genom mobilisering av miljöfarliga ämnen är att denna kan anses acceptabelt liten men givetvis behöver övervakas genom ett kontrollprogram. Förutsättningen för metylering av kvicksilver synes redan vara god i Brunnsviken och det är mindre sannolikt att den skulle öka ytterligare vid förändrade redoxförhållanden. Den sänkning av trofinivån och resulterande minskad biologisk utspädning som skulle erhållas vid en lyckosam aluminiumbehandling bör inte leda till annat än marginellt förhöjda kvicksilverhalter i fisk. När det gäller stabila organiska ämnen som PCB, DDT, tennorganiska ämnen, PAH m.m. är kunskapsläget mer bristfälligt hur dessa påverkas av en aluminiumbehandling men det föreligger ingen direkt farhåga att dessa skulle mobiliseras av en behandling. Preliminära resultat av experiment utförda i Norrviken och Oxundasjön 2016 indikerar snarare motsatsen. Risker för negativa effekter relaterade till aluminium bedöms små. Avgörande för att en aluminiumbehandling ska kunna utföras på ett sätt som är säkert med hänsyn till miljögiftspåverkan är att den utförs med välbalanserad dos och alltigenom under välbuffrade förhållanden. För att inte riskera att åtgärden resulterar i förhöjda miljögiftshalter i Brunnsvikens ytsediment krävs dessutom att behandlingen begränsas till ett sedimentdjup av 20 cm eller att den inte medför att djupare liggande miljögiftskontaminerade sediment förs upp till ytan.

Lärdomarna från en aluminiumbehandling i fullskala kommer att vara värdefulla, oavsett utfall. För att kunna dra slutsatser behövs en ordentlig övervakning och utvärdering så att effekterna verkligen observeras och dokumenteras (Spears m. fl. 2013). Det skulle ge värdefull kunskap hur en åtgärd för att öka bottensedimentens fosforbindande förmåga påverkar retentionen av lösta och partikulära gifter. I nedanstående avsnitt lämnas rekommendationer kring kompletteringar av befintligt miljöövervakningsprogram i syfte att följa den planerade åtgärdens effekter.

Förslag till kompletteringar av miljöövervakningsprogram

Åtgärdens effektivitet

I syfte att följa effekter av en aluminiumbehandling av Brunnsvikens sediment lämnas här förslag till kompletteringar av dagens miljöövervakningsprogram. De kompletteringar som föreslås syftar till att följa effekten på den interna fosforbelastningen och fastläggningen av fosfor i sedimenten. Följande matris och variabler föreslås ingå:

Sediment: Analys av fosforformer vid kärnor från fem stationer i syfte att verifiera att aluminiumbehandlingen fungerat som avsett och för att följa hur snabbt tillsatt fosfat ackumuleras till aluminium. Visuell inspektion och dokumentation av ytsedimentens färg, struktur, redoxförhållanden, tecken på bioturbation eller svavelbakterieförekomst etc.

Tillkommande kostnad för utökad övervakning av åtgärdens effekt genom sedimentundersökning budgeteras till cirka 110 kkr. Denna typ av undersökning genomförs lämpligen när vattenkvalitetsundersökningar, inom ramen för befintligt övervakningsprogram, visar att fosfor åter ackumuleras i bottenvattnet på ett sätt som indikerar annat än obetydlig intern belastning.

Miljöfarliga ämnen

För att följa upp eventuell mobilisering av miljöfarliga ämnen och eventuella toxiska effekter därav föreslås ett program med årliga undersökningar i Brunnsviken före och efter behandling.

Undersökningarna koordineras med pågående miljöövervakning. Följande matriser och variabler föreslås ingå:

Vatten: Halter av aluminium i vatten.

Sediment: Analys av ytsedimentets halter av metaller och organiska miljöstörande ämnen, omfattande bland annat totalkvicksilver (Hg_{tot}), metylkvicksilver (Hg_{Me}) och tennorganiska föreningar (TBT, DBT, MBT), samt bedömning av redoxförhållanden genom visuell inspektion vid fem provtagningsstationer. Syftet är att visa om en aluminiumbehandling inneburit att miljögifter från djupare sedimentskikt förts upp till sedimentytan samt om redoxförhållanden och andelen metylkvicksilver förändrats.

Fisk: Insamling under september månad av 20 abborrindivider per område inom storleksintervallet 15-20 cm. På individbasis mäts längd totalvikt, somatisk vikt, levervikt, gonadvikt, ålder (tillbakaräkning på gällock) vilka sedan används för att beräkna leversomatiskt index (LSI), gonadsomatiskt index (GSI) och konditionsfaktorn (Cf). Från varje lokal bereds tre samlingsprov av muskelkött från vardera 6-7 individer. Proverna analyseras med avseende på Hg_{tot} och TBT samt metaller. Metaller föreslås även analyseras i motsvarande samlingsprov av lever.

I syfte att ge underlag för relevant utvärdering av åtgärdens effekt på redoxförhållanden, fiskhälsa och kvicksilverhalter samt TBT i fisk rekommenderas starkt att denna typ av undersökningar även utförs i ett referensområde med likartade miljöförhållanden avseende trofinivå, syreförhållanden och miljögiftsbelastning. Exempel på områden som skulle kunna bli aktuella är Edsviken, Lännerstasundet, Kyrkfjärden eller Bergshamraviken. Undersökningar i referensområde har inte budgeterats.

Tillkommande kostnad för utökad övervakning av miljöfarliga ämnen, förutsatt synkronisering med befintlig övervakning i Brunnsviken, budgeteras till 120 kkr/år.

Referenser

Anonymous, 1994a. Vägledning för miljötekniska markundersökningar. ISBN 91-620-4310-2.

Anonymous, 1994b. Vägledning för miljötekniska markundersökningar - Fältdarbete, Del 2.

Anonymous, 2016. Brunnsviken. Underlag för lokalt åtgärdsprogram – Sedimentprovtagning. Preliminär rapport oktober 2016. NIRAS Sweden AB.

Arvidsson, M & Rydin, E. 2013. Undersökning av rörlig fosfor i Neglingevikens och Vårgårdssjöns bottensediment. Naturvatten AB, Rapport 2013:03.

Doke, J.L., Funk, W.H, Juul, S.T.J., and B.C. Moore. 1995. Habitat availability and benthic invertebrate population changes following alum treatment and hypolimnetic oxygenation in Newman Lake, Washington. *Journal of Freshwater Ecology*, Vol. 10(2): 87-102.

EC. 2005. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet Priority Substance No. 30 Tributyltin compounds. European Commission, Brussels, 15 January 2005.

Gibbons, M.V., F.D. Woodwick, W.H. Funk and H.L. Gibbons. 1984. Effects of a multiphase restoration, particularly aluminum sulfate application, on the zooplankton community of a eutrophic lake in eastern Washington. *J. Fresh Water Ecol.* 2:393-404.

GVT, 2014. Dioxiner och kvicksilver i sjön Grycken - Redovisning av sediment- och fiskundersökningar 2012. Rejlens rapport proj. nr 139608/12610.

Hjorth, T. 2016. Brunnsviken. Underlag för åtgärdsplan – Sedimentprovtagning. Rapport från NIRAS, utkast reviderat 2016-03-09.

Huser, B.J. & Köhler, S., 2012. Potential toxicity and chemical processes of aluminium addition for sediment phosphorus control in Östhammarsfjärden. *Institutionen för Vatten och miljö, SLU* 2012:2.

Hyne R V, Wilson S P (1997) Toxicity of acid-sulphate soil leachate and aluminium to the embryos and larvae of Australian bass (*Macquaria novemaculeata*) in estuarine water. *Environmental Pollution* 97:221-227.

- Håkanson, L. and Jansson, M., 1983. Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag, Berlin, 316 p.
- Håkanson, L., 1999. Water pollution - methods and criteria to rank, model and remediate chemical threats to aquatic ecosystems. Backhuys Publishers, Leiden, 299 p.
- Jonsson, P. 2015. Miljögifter i sediment i Stockholms skärgård och östra Mälaren 2013. Länsstyrelsen i Stockholms län, 2015:3.
- Jonsson, P., Carman, R. and Wulff, F., 1990. Laminated sediments in the Baltic - A tool for evaluating nutrient mass balances. *Ambio* Vol. 19 No. 3, May 1990, p 152-158.
- Jonsson, P. (Red.), Persson, J. och Holmberg, P., 2003. Skärgårdens bottnar. Naturvårdsverket Rapport 5212, Stockholm, ISBN 91-620-5212-8, ISSN 0282-7298, 112 sid. English summary.
- Karlsson, M. & Elving, H., 2009. Kvicksilver i sediment och fisk från Stockholms skärgård. IVL rapport B1890, 17 sid.
- Karlsson, M. & Viktor, T., 2014. Miljöstörande ämnen i fisk från Stockholmsregionen. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B 2214.
- Karlsson, O.M., Jonsson, P.O., Lindgren, D., Malmaeus, J.M. & Stehn, A., 2010. Indications of recovery from hypoxia in the inner Stockholm archipelago. *Ambio*, 39:486-495
- Karlsson, M., Palm Cousins, A. & Malmaeus, M., 2016. PCB i Oxundasjön - mängder och flöden. IVL-rapport U5556.
- Karlsson, M. 2016. Fosforutbyte i Brunnsviken. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport U5560.
- Malmaeus, M., 2016. PCB-mätningar i fällningsförsök i Oxundasjön. IVL-PM 2016-08-23.
- Malmaeus, M., & Karlsson, M., 2013. Modellering av gödande ämnen i Björnöfjärdssystemet - Simulering av effekter av åtgärder mot extern och intern belastning. IVL-rapport B2135.
- Malmaeus, M., Rydin, E. 2015. Sedimentundersökning i Hjälmarens. Resultat från provtagning maj 2015. IVL rapport C136.
- Malmaeus M, Rydin E, Jonsson, P, Lindgren, D. & Karlsson M. (2012) Estimating the amount of mobile phosphorus in Baltic coastal soft sediments of central Sweden. *Boreal environment research* 17: 425-436.

Meili, M., Jonsson, P. & Lindström, M. (1998b): Accumulation of Chernobyl Cs-137 in coastal archipelagos of the Baltic Sea. - Presentation and Abstract at the International Seminar of Marina-Balt/Commission of the European Community on the Radiological Exposure of the Population of the European Community to Radioactivity in the Baltic Sea, Stockholm, June 9–11, 1998.

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

Ndungu, K., Schaanning, M., Veiteberg Braaten, H.F., 2016. Effects of organic matter addition on methylmercury formation in capped and uncapped marine sediments. *Water Research* 103 401-407.

Persson, J. and Jonsson, P. 2000. Historical development of laminated sediments - an approach to detect soft sediment ecosystem changes in the Baltic Sea. *Mar.Pollut. Bull.* 40, 122-134.

Regnell, O. & Ewald, G., 1991. Syrgashaltens inverkan på kvicksilvermetylering och kvicksilvrets fördelning mellan sediment och vatten från sjön Grycken - En laboratoriestudie. Rapport från ekologiska institutionen, Lunds universitet

Regnell, O., Hammar, T., Helgée, A., & Troedsson, B., 2001. Effects of anoxia and sulfide on concentrations of total and methyl mercury in sediment and water in two Hg-polluted lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 506-517.

Routh, J. P. A. Meyer, Ö. Gustafsson, M. Baskaran, R. Hallberg & A. Schöldström. 2004. Sedimentary geochemical record of human-induced environmental changes in the Lake Brunnsviken watershed, Sweden. *Limnol. Oceanogr.*, 49(5), 2004, 1560–1569.

Rydin, E., Malmaeus, M., Karlsson, M., Jonsson, P. (2011) Phosphorus Release From Coastal Baltic Sea Sediments As Estimated From Sediment Profiles. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 92:111-117.

Rydin E. 2014. Inactivated phosphorus by added aluminum in Baltic Sea sediment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 151, 181-185

Rydin, E. (2000). Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment. *Water Research* 34(7):2037-2042.

Rydin, E. & U. Lindqvist. 2015. Läckagebenägen fosfor i Norrtäljevikens sediment. Kvantifiering i vikens olika bottenområden. *Naturvatten i Roslagen AB, Rapport 2015:5*.

Sandström, O., Grahn, O., Larsson, Å., Malmaeus, M., Viktor T. & Karlsson M. (red.), in prep. Återhämtning och kvarvarande effekter i skogsindustrins recipienter – Utvärdering av 50 års miljöundersökningar. IVL-rapport Cxxx.

Shumaker, R.J., W.H. Funk and B.C. Moore. 1993. Zooplankton response aluminum sulfate treatment of Newman Lake, Washington. *J. Fresh Water Ecol.* 8:375-387.

Skei, J., Larsson, P., Rosenberg, R., Jonsson, P., Olsson, M. & Broman, D., 2001. Eutrophication and contaminants in aquatic ecosystems. *Ambio* 29: 184-194.

Spears, B, Bernard, D, Reitzel, K & Rydin, E. (2013) Geo-Engineering in Lakes - A Call for Consensus. *ES&T* 24:3953-3954.

Stehn, A., 2011. Bottenfauna i Brunnsviken 25 maj 2007. Eurofins rapport 909666-1853993-SB740-11.

Stråe, D., A. Gustafsson, D. van der Nat, E. Rydin, U. Lindqvist, J. Andersson & S. Åkerman. 2016. Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Brunnsviken. WRS, Rapport nr 2015-0874-A.

Sundelin, B., Eriksson, A.-K., 2001. Mobility and bioavailability of trace metals in sulfidic coastal sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 4: 748-756.

Winterhalter, B., 1998. The Gemax corer for soft sediments, 9 sid. Geological Survey of Finland, Espoo.
<http://www.kolumbus.fi/boris.winterhalter/GEMAX.pdf>

BILAGA 1. Protokoll från vatten- och sedimentprovtagning i Brunnsviken 19-20 juni 2016

Positionsangivelser i SWEREF 99 1800

Vattenstånd: -10-15 cm. Djupangivelser nedan ej korrigerade med avseende på vattenstånd.

VATTEN

Stn B2 Vattenprovtagning

Förtöjt vid befintlig boj

Provtagningsdag: Söndag 2016-06-19

Lat 6584516.161

Long 151448.677

Vattendjup 11,9 m

Anmärkning

Syrefritt under 9 m

Stn B12 Vattenprovtagning

Ankrat

Provtagningsdag: Söndag 2016-06-19

Lat 6582786.476

Long 152790.618

Vattendjup 9,4 m

Anmärkning

Syrefritt under 8 m

SEDIMENT

Stn B1

Provtagningsdag: Måndag 2016-06-20

Lat 6584655.304

Long 151127.444

Vattendjup 7,5 m

Kärnans längd: 45 cm

Prov med Gemini-hämtare

Anmärkning

A-botten. Oxiderad yta, sand och grus vid ca 25 cm. Endast 4 prov. DVD102139.



Stn B2 Sediment

Förtöjt vid befintlig boj

Provtagningsdag: Söndag 2016-06-19

Lat 6584523.589

Long 151450.569

Vattendjup 11,9 m

Kärnans längd: 65 cm

Sedimentkärna tagen med Gemini-hämtare

Anmärkning

A-botten. Reducerad yta, DVD

3 kärnor för porvatten, fosfor och dokumentation



Stn B3

Provtagningsdag: Måndag 2016-06-20

Lat 6584506.933

Long 151587.011

Vattendjup 10,6 m

Prov med Gemini-hämtare

Anmärkning

A-botten. Reducerad yta. DVD113421.



Stn B4

Provtagningsdag: Måndag 2016-06-20

Lat 6584187.608

Long 151647.788

Vattendjup 12,8 m

Prov med Gemini-hämtare

Anmärkning

A-botten. Reducerad yta. DVD134055.



Stn B5

Provtagningsdag: Måndag 2016-06-20

Lat 6584121.06

Long 152221.095

Vattendjup 8,7 m

Prov med Gemini-hämtare

Anmärkning

A-botten. Reducerad yta. DVD141835.



Stn B6

Provtagningsdag: Måndag 2016-06-20

Lat 6583818.391

Long 152173.89

Vattendjup 10,3 m

Prov med Gemini-hämtare

Anmärkning

A-botten. Reducerad yta. DVD150053.



Stn B7

Provtagningsdag: Måndag 2016-06-20

Lat 6583586.306

Long 152174.971

Vattendjup 6,8 m

Prov med Gemini-hämtare

Anmärkning

A-botten. Oxiderad yta. DVD153617.



Stn B8

Provtagningsdag: Måndag 2016-06-20

Lat 6583484.352

Long 152445.132

Vattendjup 9,5 m

Prov med Gemini-hämtare

Anmärkning

A-botten. Reducerad yta. DVD161240.



Stn B9

Provtagningsdag: Måndag 2016-06-20

Lat 6583326.526

Long 152433.86

Vattendjup 5,3 m

Prov med Gemini-hämtare

Anmärkning

A-botten. Oxiderad yta. DVD165806.



Stn B10

Provtagningsdag: Söndag 2016-06-19

Lat 6583005.458

Long 152641.645

Vattendjup 7,7 m

Prov med Gemini-hämtare

Anmärkning

A-botten. 0,5 cm oxiderat. DVD184608.



Stn B11

Provtagningsdag: Söndag 2016-06-19

Lat 6582858.689

Long 152508.096

Vattendjup 6,5 m

Prov med Gemini-hämtare

Anmärkning

A-botten. Oxiderad yta. DVD182617.



Stn B13

Provtagningsdag: Måndag 2016-06-20

Lat 6582617.445

Long 152691.209

Vattendjup 8,5 m

Kärnans längd: 65 cm

Prov med Gemini-hämtare

Anmärkning

A-botten. Reducerad yta, laminerad. DVD091335.



Stn B14

Provtagningsdag: Måndag 2016-06-20

Lat 6582320.463

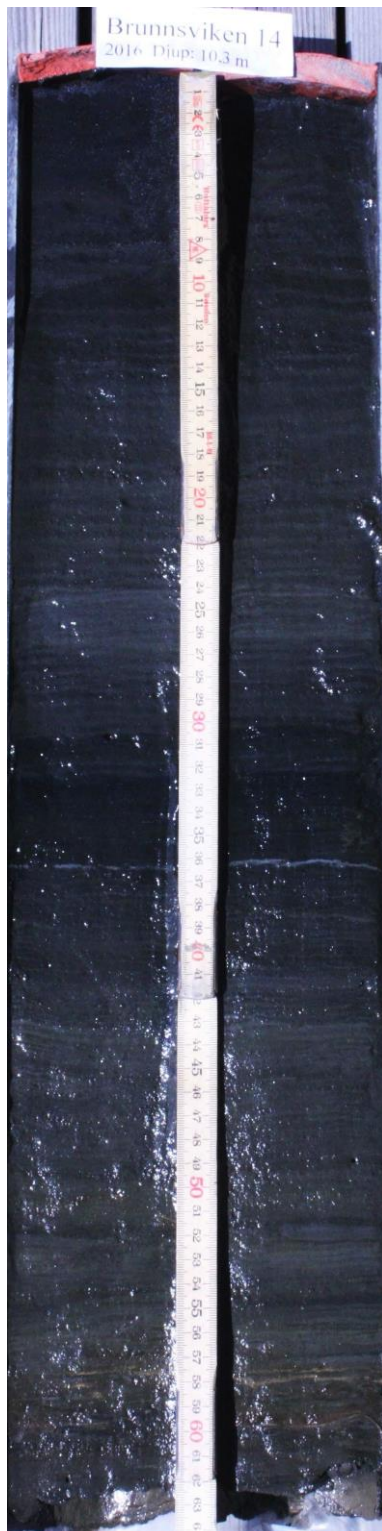
Long 152812.766

Vattendjup 10,2 m

Prov med Gemini-hämtare

Anmärkning

A-botten. Reducerad yta, laminerad. DVD093426.



Stn B15

Provtagningsdag: Söndag 2016-06-19

Lat 6582218.215

Long 152631.766

Vattendjup 5,3 m

Kärnans längd: 55 cm

Sedimentkärna tagen med Gemini-hämtare

Anmärkning

A-botten. Oxiderad yta, djurgångar, DVD



Stn B16

Provtagningsdag: Söndag 2016-06-19

Lat 6584772.268

Long 150937.931

Vattendjup 1,9 m

Prov med Ponar-hämtare

Anmärkning

ET-botten. Silt, växter, inget prov. Djupare än 10 cm glaciallera.

Stn B17

Provtagningsdag: Söndag 2016-06-19

Lat 6584764.797

Long 150918.945

Vattendjup 2,1 m

Prov med Ponar-hämtare

Anmärkning

ET-botten, inget prov.

Stn B18

Provtagningsdag: Söndag 2016-06-19

Lat 6583055.479

Long 152478.583

Vattendjup 2,1 m

Prov med Ponar-hämtare

Anmärkning

ET-botten. 0-2 cm grovdetritus och mixat sediment. Därunder postglacial lera. Inget prov.

Stn B19

Provtagningsdag: Söndag 2016-06-19

Lat 6583057.365

Long 152524.078

Vattendjup 3,0 m

Prov med Ponar-hämtare

Anmärkning

ET-botten. 5 cm löst, blandat material. Därunder postglacial lera. Inget prov.

Stn B20

Provtagningsdag: Söndag 2016-06-19

Lat 6583035.085

Long 152524.092

Vattendjup 4,0 m

Prov med Ponar-hämtare

Anmärkning

ET-botten. 0-5 cm fint, siltigt material. Inget prov.

Bilaga 2. Analysdata sediment och vatten

Provplats	Sediment- skikt (cm)	Vattenhalt %	Glödgnings förlust	NH4Cl-P	BD-P	NaOH- P	HCl- P	NaOH org- P	Res-P	Total P
			Organisk andel	Löst bunden P	Fe-P	Al-P	Ca-P	Org-P	Residual- P	
µg P/g torrsbstans										
B1	0-2	92	20	16	124	118	390	379	101	1130
B1	2-4	91	20	28	113	117	384	353	99	1094
B1	6-8	88	20	18	97	102	347	348	136	1047
B1	15-20	84	18	38	107	134	320	373	43	1016
B2	0-2	96	23	7	135	61	368	195	421	1187
B2	2-4	93	21	19	137	76	401	261	152	1045
B2	6-8	90	21	22	124	85	405	285	131	1053
B2	15-20	86	29	61	367	457	754	355	394	2388
B2	30-35	85	21	29	196	167	494	328	82	1297
B2	45-50	83	17	71	278	401	417	294	146	1607
B3	0-2	95	23	10	133	93	526	296	129	1187
B3	2-4	93	22	11	113	87	413	263	180	1067
B3	6-8	91	22	30	128	82	402	286	141	1070
B3	15-20	88	27	44	239	220	620	312	177	1612
B3	30-35	84	19	45	164	145	392	413	133	1293
B3	45-50	86	24	119	155	113	333	297	250	1267
B4	0-2	96	22	9	141	79	424	263	167	1083
B4	2-4	94	21	8	123	76	397	260	177	1041
B4	6-8	92	22	26	116	75	388	269	160	1034
B4	15-20	89	21	18	147	102	433	316	110	1126
B4	30-35	86	20	25	164	135	451	342	148	1264
B4	45-50	85	20	60	186	208	392	280	163	1290
B4	60-65	82	18	1	172	85	208	315	161	942
B5	0-2	93	21	9	108	73	394	281	277	1143
B5	2-4	92	21	3	95	73	388	297	237	1094
B5	6-8	90	19	6	76	73	352	304	181	992
B5	15-20	83	15	28	75	78	228	365	96	869
B5	30-35	86	25	30	160	138	494	363	217	1403
B5	45-50	83	16	74	115	187	303	310	164	1153
B6	0-2	96	22	13	151	80	458	259	285	1245
B6	2-4	94	22	6	120	73	389	249	262	1098
B6	6-8	92	20	8	110	76	376	281	157	1009
B6	15-20	86	15	40	100	88	318	337	103	987
B6	30-35	87	23	33	188	130	531	350	172	1404
B6	45-50	83	16	99	187	267	416	305	122	1395
B7	0-2	90	21	22	117	128	469	338	258	1332
B7	2-4	88	21	19	96	124	434	352	206	1231
B7	6-8	87	28	59	179	260	837	318	304	1957
B7	15-20	83	16	35	92	107	323	365	107	1030

B7	30-35	83	16	92	99	202	339	336	133	1199
B8	0-2	95	21	20	130	94	482	286	242	1254
B8	2-4	93	21	8	123	87	424	312	201	1154
B8	6-8	91	19	9	86	89	371	301	181	1036
B8	15-20	89	19	34	96	87	359	303	173	1052
B8	30-35	88	31	46	238	223	768	297	339	1912
B8	45-50	83	18	84	127	193	418	324	124	1270
B9	0-2	88	17	10	122	110	300	399	332	1273
B9	2-4	85	17	8	110	101	294	412	451	1374
B9	6-8	83	16	7	79	102	268	394	257	1107
B9	15-20	94	21	8	103	86	406	293	228	1125
B9	30-35	92	21	8	86	74	441	296	196	1102
B10	0-2	89	20	10	74	82	385	332	150	1032
B10	2-4	87	25	42	151	161	666	309	151	1481
B10	6-8	82	16	33	95	100	325	388	118	1059
B10	15-20	83	20	70	79	77	256	331	194	1007
B10	30-35	92	21	12	120	127	538	472	-74	1193
B10	45-50	88	21	8	84	90	392	334	262	1169
B11	0-2	87	21	8	65	91	389	370	183	1105
B11	2-4	83	19	9	50	95	317	386	166	1023
B11	6-8	83	21	36	105	147	479	360	151	1278
B11	15-20	81	16	42	100	110	302	384	153	1091
B11	30-35	95	23	15	149	96	550	312	155	1277
B11	45-50	93	21	8	118	124	386	299	186	1122
B13	0-2	92	21	13	98	95	364	280	277	1127
B13	2-4	87	17	30	92	88	299	332	163	1004
B13	6-8	84	18	41	121	117	359	375	175	1188
B13	15-20	84	18	116	133	184	324	298	266	1320
B13	30-35	96	24	18	164	99	451	254	231	1217
B13	45-50	94	23	5	150	108	444	319	130	1156
B14	0-2	92	21	9	115	91	401	287	189	1092
B14	2-4	89	21	34	110	83	358	283	181	1050
B14	6-8	88	28	27	222	174	691	296	301	1711
B14	15-20	85	20	65	176	199	446	342	189	1418
B14	30-35	84	21	101	207	133	349	308	190	1288
B14	45-50	91	23	15	137	127	462	428	45	1215
B14	60-65	88	23	13	106	118	384	375	180	1175
B15	0-2	86	22	11	93	113	358	371	221	1168
B15	2-4	81	20	15	61	98	281	346	170	972
B15	6-8	81	18	51	92	135	307	434	196	1215
B15	15-20	81	20	15	61	98	281	346	170	972
B15	30-35	81	18	51	92	135	307	434	196	1215

Station	Temp	Salinitet	O2	O2	Fosfat	Totalfosfor	Ammonium	Nitrat+Nitrit	Totalkväve
B2	°C	(promille)	(mg/l)	(%)	(µg P/l)	(µg P/l)	(µg N/l)	(µg N/l)	(µg N/l)
1	16,6	2,12	8,5	89	12	36	40	26	520
2	16,6	2,13	8,5	89	10	36	42	24	520
3	16,6	2,14	8,5	89	11	35	44	23	500
4	16,5	2,16	8,4	87	10	33	49	16	520
5	16,1	2,20	7,8	81	11	40	54	16	500
6	13,7	2,27	3,3	32	14	35	72	10	510
7	11,8	2,30	0,9	8,3	32	48	110	5	530
8	10,6	2,33	0,3	2,4	38	52	120	2	560
9	8,1	2,34	0,09	0,8	40	59	100	<1	500
10	7,5	2,51	0,05	0,5	50	73	140	1	530
11	6,6	2,80	0,04	0,4	280	300	1300	<1	1700
B12									
1	17,6	2,18	9,5	101	1	38	18	5	570
2	17,6	2,18	9,5	101	4	49	28	5	600
3	17,5	2,18	9,5	101	2	47	29	4	600
4	17,5	2,18	9,5	100	4	59	28	5	600
5	15,1	2,25	8	82	10	62	61	6	570
6	13,3	2,30	2,3	23	21	48	95	8	550
7	12,8	2,36	0,12	1,1	21	49	100	8	540
8	8,4	2,60	0,05	0,41	3	39	29	4	580
9	7,2	2,79	0,06	0,56	380	410	1600	<1	2000

Bilaga 3. Teknisk sammanfattning

Den läckagebenägna fosfor i Brunnsvikens sediment kvantifierades genom beräkningar baserade på fosforhalter i sedimenten. Underlaget utgjordes av data från 15 sedimentkärnor provtagna i juni 2016. Av tabellen nedan framgår hur stora mängder löst bunden och läckagebenägen fosfor som beräknats för olika djupintervall i Brunnsviken samt vilken dos och mängd aluminium som rekommenderas vid åtgärd genom aluminiumbehandling (Tabell 1). Bottenar på djup större än 5 meter beräknas hålla mellan 3 och 4 ton löst bunden fosfor som aktivt driver fosforfrigörelsen till vattenmassan genom diffusion. Ytterligare 9 ton fosfor, framförallt bunden till organiskt material, ingår i den läckagebenägna fosforpoolen. Sammantaget beräknades mängden läckagebenägen fosfor till cirka 12 ton.

Rekommenderad aluminiumdos beräknas räcka till att binda halva mängden läckagebenägen fosfor. Att doseringen inte dimensioneras för att binda all den fosfor som med tiden väntas frisättas från Brunnsvikens bottenar beror på att aluminiumlösningen över tid tappar i bindningsförmåga. Aluminiumtillsatser över de doser som rekommenderas skulle alltså riskera att inte vara kostnadseffektiva. Vår rekommendation är istället att vid behov, troligen något decennium fram i tiden, återupprepa aluminiumbehandlingen då den dos som nu föreslås är förbrukad.

Tabell 1. Löst bunden fosfor, läckagebenägen fosfor och föreslagen aluminiumdos för olika djupintervall i Brunnsviken.

Bottenområde m	yta km ²	Löst P		Läckagebenägen P		Aluminiumdos	
		g/m ²	ton	g/m ²	ton	g/m ²	ton
5-6	0,12	3,0	0,4	4,0	0,5	40	5
6-7	0,11	3,2	0,3	6,6	0,7	50	5
7-8	0,15	3,4	0,5	9,2	1,4	60	9
8-9	0,15	3,5	0,5	11,8	1,8	70	11
9-10	0,15	3,7	0,6	14,4	2,2	80	12
10-11	0,15	3,9	0,6	17,0	2,6	90	14
11-12	0,08	4,1	0,3	19,6	1,5	100	8
12-13	0,05	4,3	0,2	22,2	1,0	110	5
13-14	0,03	4,4	0,1	24,8	0,7	120	4
summa	0,86		3,5		12,3		72

Applicering av aluminiumflocken i sedimenten rekommenderas ske genom så kallad injicering. Fördelar med denna metod, i jämförelse med fällning i bottenvattnet, är att den ger en mer effektiv bindning av löst fosfat då flockbildningen sker i sedimenten samt att aluminiumflocken inte riskerar att flyttas iväg av vattenrörelser innan den har bäddats in av nytt sedimentande material. En fördel med att lägga flocken på sedimentytan är att botten sedimenten inte riskerar att virvlas upp vid tillsats, något som kan vara värdefullt eftersom Brunnsvikens sediment håller kraftigt förhöjda halter av flera miljöstörande ämnen, särskilt under 20 cm sedimentdjup.

Inget entydigt eller säkert svar kan ges kring risken för transport av metaller och organiska miljögifter från sediment samt toxiska effekter av tillsatt aluminium vid aluminiumbehandling av Brunnsvikens bottenar. Den sammanvägda bedömningen när det gäller risken för oönskade effekter genom en eventuell mobilisering av miljöfarliga ämnen är att denna kan anses acceptabelt liten. Risken för toxiska effekter relaterade till aluminium bedöms vara små vid en behandling förutsatt att aluminiumdosen är balanserad samt att behandlingen utförs under

välbuffrade förhållanden. För att inte riskera att åtgärden resulterar i förhöjda miljögiftshalter i Brunnsvikens ytsediment krävs dessutom att behandlingen begränsas till ett sedimentdjup av 20 cm eller att den inte medför att djupare liggande miljögiftskontaminerade sediment förs upp till ytan. Enligt utföraren Vattenresurs AB uppfyller metoden dessa krav.

Vattenresurs AB beräknar kostnaden för aluminiumbehandling genom injicering enligt förslaget ovan till mellan 8 och 9 MSEK (oktober 2016).