

Fosforfällning i en brackvattenfjärd

– *en förstudie i Östhammarsfjärden*



Författare: Emil Rydin och Ingrid Wänstrand
Foto framsida: Christina Berglind
Kartor: © Lantmäteriet 2008, Ur GSD-Fastighetskartan ärende 106-2004/188C
Länsstyrelsen i Uppsala län, 2012

Länsstyrelsen i Uppsala län
Hamnesplanaden 3
751 86 Uppsala
Tfn: 018 – 19 50 00 (vxl)
e-post: uppsala@lansstyrelsen.se
www.lansstyrelsen.se/uppsala
Länsstyrelsens Meddelandeserie 2012
ISSN 1400-4712
Tryck: Länsstyrelsens reprocentral

Fosforfällning i en brackvattenfjärd – *en förstudie i Östhammarsfjärden*

Emil Rydin¹

Ingrid Wänstrand²

¹Naturvatten i Roslagen AB och BalticSea2020

²Länsstyrelsen i Uppsala län

Länsstyrelsens förord

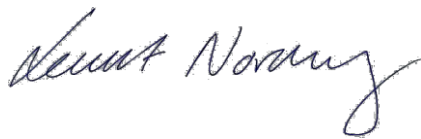
Östhammarsfjärden i norra Roslagens innerskärgård har dålig vattenkvalitet på grund av övergödning. En viktig orsak är tillförsel av fosfor från bottensedimenten. I den här rapporten undersöks om aluminiumbehandling kan användas för att minska fosforläckaget från sedimenten och därmed minska övergödningen av fjärden.

Undersökningen visar att en behandling av halva fjärdytan ger en halverad totalfosforhalt och en ökning av siktdjupet från drygt en till knappt två meter sommartid. Effekten beräknas bestå i flera årtionden, med en långsam tillbakagång med tiden om tillförseln av fosfor från andra källor fortsätter.

Rapporten vänder sig till beslutsfattare och tjänstemän på statliga myndigheter och kommuner samt till forskare och övriga som har intresse av fosforfällning som metod att förbättra vattenkvaliteten i områden med bräckt vatten. Resultaten utgör ett värdefullt underlag för fortsatta diskussioner och beslut om åtgärder för att restaurera Östhammarsfjärdens och andra brackvattenområdens ekosystem.

Med önskan om en intressant och givande läsning!

Uppsala i oktober 2012



Lennart Nordvarg

Naturvårdsdirektör, Länsstyrelsen i Uppsala län

Innehållsförteckning

Sammanfattning	5
Summary in English.....	6
Inledning	7
Östhammarsfjärdens tillstånd och åtgärdsbehov.....	8
Internbelastningens betydelse för fosforhalterna	10
Kort- och långsiktiga effekter av lägre fosforhalter	13
Sedimentens fosforförråd	15
Botten- och sedimentförhållanden	15
Beräkning av mobil sedimentfosfor	16
Aluminiumbehandling	18
Bindningseffektivitet	18
Aluminiumdos.....	20
Materialkostnader	21
Lagstiftning och markägarförhållanden	21
Miljökonsekvenser av aluminiumtillsats	22
Uppföljningsprogram	23
Utformning	23
Kostnader och samordning.....	25
Diskussion och framåtblick.....	26
Fortsatta undersökningar och möjliga åtgärder i Granfjärden	26
Alternativ till fosforfällning.....	27
Andra vattenvårdsåtgärder	27
Jämförelse med den planerade aluminiumbehandlingen i Värmdö.....	27
Slutsatser	28
Tackord	28
Referenser	29
Bilaga 1. Morfometriska data för Östhammarsfjärden	31
Bilaga 2. Djupkarta för Östhammarsfjärden.....	32
Bilaga 3. Analyser av 28 sedimentkärnor från Östhammarsfjärden 2010-11-04.....	33
Bilaga 4. Relativ bottenhårdhet.....	35
Bilaga 6. Utredning av gällande lagstiftning vid aluminiumbehandling	37
Bilaga 7. Provtagningspunkter i uppföljningsprogram	40

Sammanfattning

Östhammarsfjärden i Uppland är kraftigt övergödd och den näringsrika statusen upprätthålls delvis av fosforläckage från bottensedimenten, så kallad internbelastning. I sjöar har aluminiumbehandling av bottenarna framgångsrikt använts för att binda fosfor till sedimenten. Metoden har dock inte provats i brackvattenmiljö, så flera olika aspekter inför ett sådant restaureringstilltag behöver utredas: Fungerar fosfor-aluminiumbindningen i brackvattenmiljö? Hur mycket fosfor finns det i sedimenten som bidrar till läckaget? Vilken aluminiumdos behövs för att binda denna? Kan en aluminiumtillsats bli giftig i brackvatten? Vilka juridiska förutsättningar gäller?

Sedimentundersökningar av en experimentyta i Östhammarsfjärden som aluminiumbehandlades år 2000 visade på en effektiv fosfor-aluminiumbindning ett decennium efter tillsats.

Mängden mobil sedimentfosfor i Östhammarsfjärden bestämdes i 23 provpunkter på mellan 2 och 9 m vattendjup. Mobil fosfor är den fosfor som med tiden kommer att läcka (diffundera) från sedimenten i form av fosfat. Mellan 1 och 7 g mobil fosfor per m² uppmättes i Östhammarsfjärdens sediment. I sjöar ökar vanligen den mobila fosfor med vattendjupet, men i Östhammarsfjärden kunde inte det mönstret urskiljas.

I Östhammarsfjärden rekommenderar vi behandling av bottenar djupare än 3,5 m, motsvarande ca 3 km² eller knappt halva fjärdarean, med en aluminiumdos på 50 g Al/m². Mobil fosfor finns även på grundare områden där vattenströmmar deponerar fosforrikt finpartikulärt material, men grundare bottenar bedöms som mindre lämpliga att behandla.

En sådan behandling beräknas ge en halverad totalfosforhalt sommartid, från mer än 50 till under 30 µg P/l. Det kommer av allt att döma innebära att siktdjupet under sommaren ökar från drygt 1 m till knappt 2 m, vilket i sin tur ökar de bottenområden, som nås av tillräckligt med ljus för att undervattensvegetation ska kunna etablera sig, med mellan 10 och 20 % av hela fjärdytan.

Sänkningen av fosforhalten beräknas bestå i flera årtionden, med en långsam ökning med tiden om tillförseln av fosfor från andra källor fortsätter. Beräkningar av fosforflödena till och från fjärden visar dock att det kan finnas en okänd fosforkälla, och om detta stämmer blir den positiva effekten av en fällning kortvarigare. Den närliggande Granfjärden uppvisar extremt höga fosforhalter (ca 130 µg P/l sommartid) och är en betydande fosforkälla till Östhammarsfjärden. Innan en fällning genomförs rekommenderar vi att den eventuella okända fosforkällan utreds med särskilt fokus på Granfjärdens fosforomsättning.

En litteraturgenomgång av erfarenheterna från aluminiumbehandlingar av sjöar och en modellberäkning över vilka aluminiumhalter som kan förväntas i vattnet visar att risken för toxiska effekter av aluminium är små.

En anmälan till Länsstyrelsen för samråd enligt 12 kapitlet 6 § miljöbalken kan behövas inför behandling.

Summary in English

The Östhammar bay in Uppland is heavily eutrophicated and this situation is maintained by sediment phosphorus (P) release, so called internal loading of P. Aluminium (Al) treatment is considered a cost-effective lake restoration method since P is bound permanently in the sediment. Aluminium treatment has not yet, however, been used in full scale in a brackish environment. Before any judgement can be made of the method's suitability and effectiveness for the Östhammar bay, several questions were raised: Does the P binding to added Al work also in brackish sediments? How much mobile P is stored in the sediment that drives the P release? How much Al is needed to bind this P? Can added Al turn toxic in the brackish environment? Under what law should a potential treatment be considered?

Sediment investigations of an experimental site in the bay that was Al treated in summer 2000 showed an effective P binding to added Al.

The amount of mobile sediment P in Östhammar bay was determined in 23 stations at water depths between 2 and 9 m. Mobile P represents the P that over time will be released as phosphate to the water column. Between 1 and 7 g mobile P per m² was stored in the Östhammar bay sediment. In lake sediment, mobile P correlates with water depth. This pattern could not be found in the bay.

In Östhammar bay, we suggest treatment of bottoms at depth deeper than 3,5 m, corresponding to 3 km² or almost half of the bay area, using an Al dose of 50 g Al/m². Mobile sediment P is present also at some shallower sites where nutrient rich, fine-grained matter is brought by currents. These sites, however, are considered less suitable for Al addition.

A treatment is expected to reduce water column summer total P concentration, from more than 50 to below 30 µg P/l. This decrease is predicted to increase summer secchi depth from a little more than 1 m to below 2 m, which in turn will increase bottom areas that are exposed to enough light for macrophytes to establish with between 10 to 20 % of the bay area.

The decrease in water column P concentration is expected to remain for several decades, but a slow increase will follow if external P sources are not further reduced. Uncertainties in quantifying different P fluxes result in an unknown P source to the bay that might be as big as 2 tonnes of P yearly to explain observed water column P concentrations in the bay system. If it turns out that there is an additional P source as big as this, the longevity of the treatment will be significantly shorter. The innermost bay, Granfjärden, show extremely high P water column concentrations (around 130 µg P/l during summer) and represent a major P source to the Östhammar bay. Before a treatment is launched we recommend that the potential unknown P source is investigated in combination with the sources and processes that maintain the high P concentrations observed in Granfjärden.

A literature review based mainly on experiences from Al treatments of lakes and reservoirs, in combination with predicted water column concentrations of Al using a model approach, show that the risk for toxic effects are small.

An Al treatment might require a notification to the regional government according to Swedish law (Miljöbalken 12 chapter 6 §).

Inledning

Östhammarsfjärden är kraftigt övergödd och bedöms ha dålig ekologisk status enligt Länsstyrelsen i Västmanlands län (2009). Fosforkoncentrationen i vattnet är sedan flera årtionden omkring dubbelt så hög som i skärgårdsområdet utanför. Tidigare undersökningar visar att läckage av fosfor från sedimenten är den enskilt största orsaken till den dåliga vattenkvalitén (Sandström & Grahn 2009). För att fjärden ska uppnå god ekologisk status till 2021 (gällande miljökvalitetsnorm) krävs kraftfulla åtgärder och bindning av sedimentfosfor genom aluminiumtillsats lyftes fram som en möjlig metod av Salonsaari (2009). Även om tekniken är etablerad för att binda läckagebenägen fosfor i sjösediment (Rydin 2008) är det okänt vilken mängd aluminium som krävs för att binda en viss mängd fosfor i en bräckt miljö och om den bindningen är stabil (Blomqvist & Rydin 2009). Även andra aspekter som eventuella negativa konsekvenser på miljön, eller vilka lagar som kan vara tillämpliga, behöver belysas inför ett sådant restaureringstilltag.

I den här rapporten presenteras resultat från en förstudie som pågått under 2010-2012 i ett samarbete mellan Länsstyrelsen i Uppsala län, Naturvatten i Roslagen AB, Erkenlaboratoriet (Uppsala universitet), IVL Svenska Miljöinstitutet och Institutionen för vatten och miljö vid SLU. Syftet var att utreda aluminiumbehandling av Östhammarsfjärdens sediment som metod för att minska fosforhalterna i vattnet.

Förstudiens mål var att:

- Beskriva fosfordynamiken och kartlägga mekanismerna bakom de höga fosforhalterna.
- Presentera ett förslag till genomförande av aluminiumbehandling av Östhammarsfjärden, inkluderande kostnadsberäkning.
- Beräkna den långsiktiga effekten av aluminiumbehandling på vattenkvalitén.
- Bedöma kort- och långsiktiga effekter av lägre fosforhalter på ekosystemet.
- Presentera ett program för uppföljning av aluminiumbehandling.
- Bedöma miljökonsekvenser av fällningskemikalien.
- Utreda lagliga förutsättningar för aluminiumbehandling.
- Sprida information och kommunicera med berörda parter om projektet.

Projektet har resulterat i tre rapporter (utöver denna även Karlsson m fl 2011 och Huser & Köhler 2012) och en vetenskaplig artikel under bearbetning (Rydin, manuskript), som tillsammans utgör ett viktigt beslutsunderlag inför en eventuell restaurering av Östhammarsfjärden.

Östhammarsfjärdens tillstånd och åtgärdsbehov

Östhammarsfjärden i norra Roslagens innerskärsgård förbinds genom trånga sund med Granfjärden i norr och Hunsaren i söder (figur 1). Hela området utgör vattenförekomsten Östhammarsfjärden SE601300-182880 inom vattenförvaltningen (VISS 2012), men i fortsättningen används istället benämningen Östhammarsfjärdarna för de tre fjärdarna tillsammans.

Inga större vattendrag mynnar i fjärdarna och tillrinningen är i snitt endast 0,36 m³/s (SMHI 2012a). Till följd av detta och de trånga trösklade sunden är vattenomsättningen långsam och har beräknats till 4,4 och 2,5 månader för Granfjärden respektive Östhammarsfjärden (Karlsson m fl 2011). Tidigare uppskattningar pekar i samma riktning (Sandström & Grahn 2009). Vattenutbytet med kustområdet utanför sker främst via Hunsaren och sundet söder om Länsö och styrs huvudsakligen av vattenståndsvariationer.



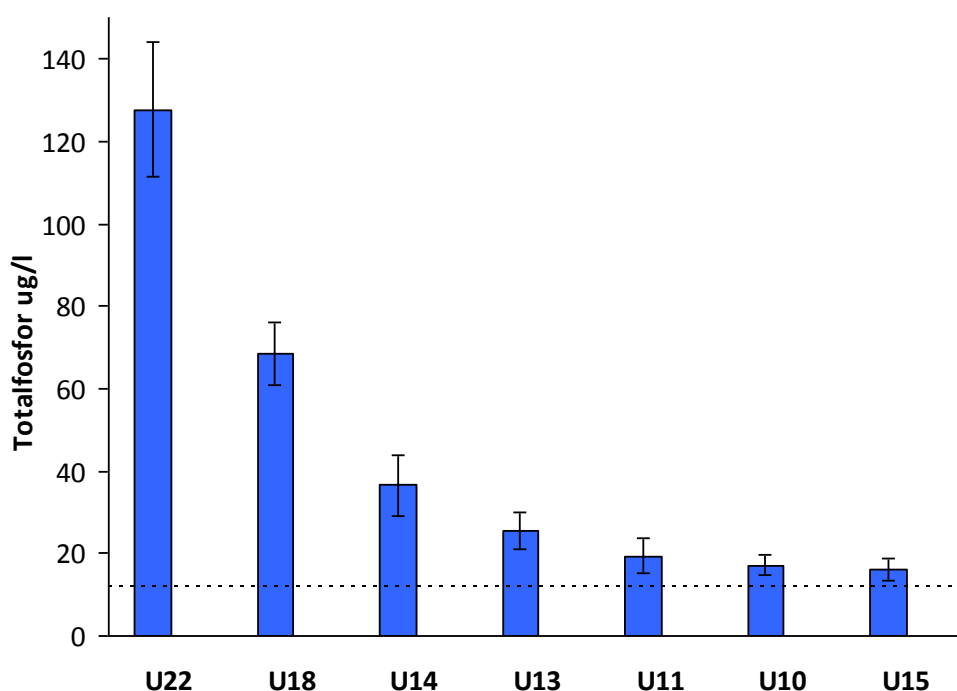
Figur 1. Granfjärden, Östhammarsfjärden och Hunsaren med tillrinningsområdet markerat med grön linje. Gränser mellan de tre bassängerna markeras med svarta linjer. Röda punkter visar recipientkontrollens provpunkter och svarta punkter är Svealandskustens vattenvårdsförbunds provpunkter.

Tillrinningsområdet är 50 km² och utgörs av ca 62 % skogsmark, 20 % jordbruksmark som främst används för bete, 9 % öppen mark, 7 % tätort, samt 2 % våtmarker och sjöar

(SMHI 2012b). I tillrinningsområdet bor omkring 5000 personer, varav ca 4500 i Östhammars tätort. Det finns även fyra större fritidshusområden med sammanlagt 500 hus (SCB 2012).

Östhammarsfjärdarnas vatten karakteriseras av övergödning, som visar sig i form av höga fosfor- och kvävehalter, algbloomning, grumligt vatten, syrgasbrist och avsaknad av vegetation och fauna på stora delar av bottenarna. Växtplanktonproduktionen är hög och domineras av cyanobakterier under sommaren (Högländer m fl 2011). Permanent syrgasbrist råder i bottenvattnet i bassängernas djupare delar, vilket medför att bottenfauna saknas helt eller domineras av tåliga fjädermygglarver (Ridderstolpe 1991). Siktdjupet är i snitt bara 1 m under juli-augusti, och ljusbrist är en orsak till att undervattensvegetation ofta saknas (Hansson 2010). I strandnära områden dominerar vass. I fjärdarna finns viktiga reproduktions- och uppväxtlokaler för abborre, gädda och gös (Sandström & Söderlund 2010). Vattenförekomsten har dålig ekologisk status, vilket är den sämsta klassen, och enligt gällande miljö kvalitetsnorm ska god ekologisk status vara uppnådd senast år 2021 (Länsstyrelsen i Västmanlands län 2009).

Fjärdsystemet har en tydlig gradient med högst näringsnivå inne i Granfjärden och lägre längre ut i Hunsaren. Denna gradient fortsätter ut till öppet hav längs sträckan Granfjärden – Singöfjärden och speglar ökat vattenutbyte och minskad landpåverkan utåt längs gradienten (figur 1 och 2).



Figur 2. Totalfosforhalt i ytvattnet längs gradienten U22 Granfjärden – U18 Östhammarsfjärden – U14 V Tvärnö (Hunsaren) – U13 Hargshamn – U11 Galtfjärden – U10 Raggaröfjärden – U15 Singöfjärden. Data från Svealands kustvattenvårdsförbunds synoptiska kartering juli-augusti 2001-2011 (för U22 endast år 2010-2011). Den vågräta linjen vid 11,5 $\mu\text{g/l}$ visar gränsen mellan god och måttlig status för totalfosforhalten enligt gällande bedömningsgrund.

De huvudsakliga landbaserade fosforkällorna till Östhammarsfjärden är det kommunala avloppsreningsverket, jordbruksmark, enskilda avlopp och dagvatten och fjärden tillförs

årligen ca 370 kg från land och luft (tabell 1). Enligt SMHI:s modellberäkning tillförs hela vattenförekomsten 22 ton kväve och 340 kg fosfor från omgivande landområden, exklusive direktnynnande punktkällor (SMHI 2012a).

Tabell 1. Källfördelning av fosfor till Östhammarsfjärden.

Källa	Fosfor kg/år	Referens
Östhammars avloppsreningsverk	100	Östhammars kommun 2010, 2011
Odlad mark	100	Gustavsson & Hansson 1996
Enskilda avlopp	60	Sjölander 1997
Dagvatten	55	Sandström & Grahn 2009
Skog	40	Sandström & Grahn 2009
Luftdeposition på vattenytan	15/126	SMED 2012*/ Sandström & Grahn 2009
Från Granfjärden (netto)	800	Karlsson m fl 2011
Flöde mellan sediment och vatten	3500-5100	Karlsson m fl 2011
Okänd källa	0-2000	Karlsson m fl 2011

*Årlig medeldeposition från SMED multiplicerat med vattenytans area

Den avgörande frågan för åtgärdsarbetet är vilka mekanismer som gör att näringshalterna är så höga i systemet. Fosfor motsvarande mellan 3,5 och 5,1 ton årligen cirkulerar mellan sedimenten och vattnet enligt denna utredning och den externa fosforbelastningen från punkt- och diffusa källor på land är alltså liten i jämförelse. Den långsamma vattenomsättningen gör dock att den landbaserade tillförseln, trots att den inte är så stor, ändå ger en betydande påverkan på halterna i vattnet. För att nå en märkbar förbättring av vattenkvaliteten krävs att både internbelastningen av fosfor från fjärdens bottensediment och näringsbelastningen från landområdet minskar kraftigt.

Internbelastningens betydelse för fosforhalterna

Även om allt pekar på att internbelastningen driver de höga fosforhalterna i fjärden, genomfördes inom projektet en undersökning för att kvantifiera fosforflödena till och från fjärdens vattenmassa genom en massbalansmodell. För att inkludera säsongsdynamiken i fosforomsättningen i fjärden användes en modell där fosformängderna i yt- och botten- vatten, samt i transport, erosion och ackumulationssediment, följdes över året. Sammanfattande slutsatser presenteras nedan i detta kapitel, medan resultaten i sin helhet beskrivs i den fristående rapporten *Modellering av fosforomsättningen i Östhammarsfjärden – simulering av åtgärder mot internbelastning* av Karlsson m fl (2011).

Massbalansmodellen bygger på salthaltsskillnader mellan Granfjärden, Östhammarsfjärden och i Hunsaren. Graden av utspädning med sötvatten från fjärdarnas avrinningsområden utgör ett underlag för att beräkna vattenutbytestiden för Östhammarsfjärden. Beräkningarna visar att vatten motsvarande fjärdens volym byts ut varannan månad. Med kännedom om fosforhalterna i de tre fjärdarna, samt med bidraget från avrinningsområdet,

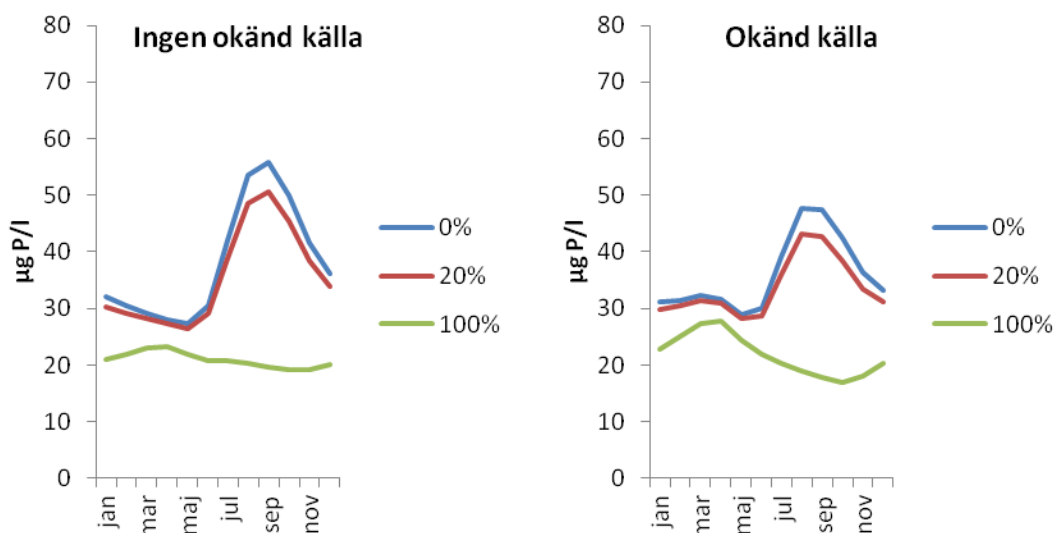
kan sedan fosforflödena bestämmas (tabell 2). Sammantaget visar massbalansen att de interna fosforflödena (läckage från sedimenten och deposition av partiklar) är stora jämfört med in- och utflödena av fosfor. Läckaget från sedimenten, och efterföljande deposition, ligger någonstans mellan 3 och 6 ton per år. De flödena sker huvudsakligen under sommaren och resulterar i att totalfosforhalten i fjärdens vatten fördubblas, vilket motsvarar mellan 0,5 och 1 ton fosfor.

Tabell 2. Fosforflöden i Östhammarsfjärden i ton per år (från Karlsson m fl 2011).

Inflöden	
Från land	0,5
Från Granfjärden	0,8
Okänd källa	0-2,0
Från Hunsaren	2,0-3,8
Utflöden	
Till Hunsaren	2,1-5,5
Interna flöden	
Deposition på botten	3,2-6,4
Läckage från sediment	3,5-5,1
Begravning i sediment	0-1,5

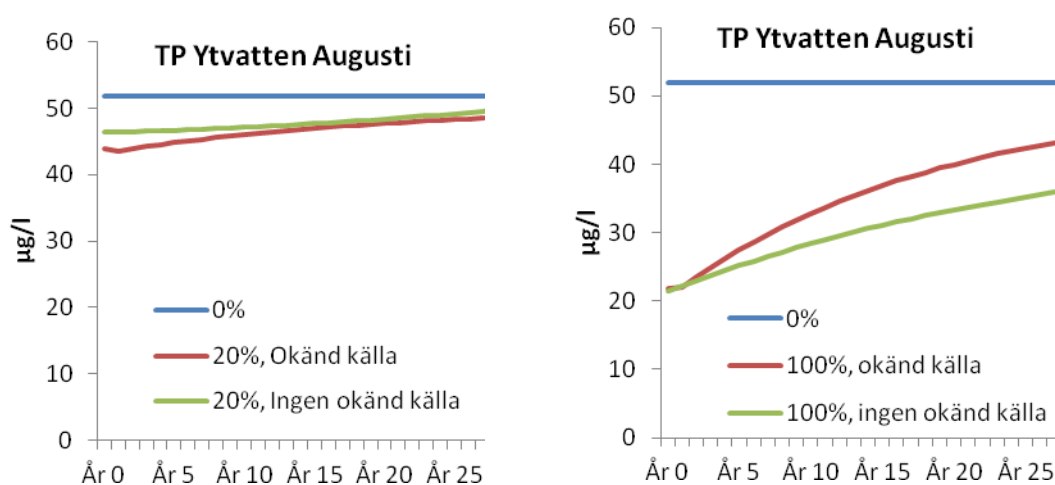
Alla fosforkällor har av allt att döma inte kunna kvantifieras korrekt. För att fosforbudgeten ska gå ihop krävs ett ytterligare flöde på upp till 2 ton fosfor per år till Östhammarsfjärdens vattenmassa. Källan till detta skulle enligt Karlsson m fl (2011) kunna vara fosforläckage från grunda bottnar, så kallade linser. Men det krävs att en sådan källa står för ett så pass stort fosforflöde som något ton kontinuerligt, under en lång rad av år. En annan möjlig felkälla kan vara att storleken på fosforinförseln från Granfjärden har underskattats. Tex skulle ett fosforrikt grundvatten från Granfjärdsområdet kunna utgöra en sådan okänd källa. Det har spekulerats i om rester från den tidigare malmbrytningen i Norrskedika gruvor skulle kunna läcka fosfor (Karlsson m fl 2011).

Resultaten av simuleringarna i fosformodellen visar hur fosforhalten i vattnet kommer att variera över året om internbelastningen inte åtgärdas (0 % i figur 3). Om däremot läckaget från sedimenten upphör helt, vilket antogs motsvara en aluminiumbehandling av alla bottnar djupare än 3,5 m (100 % i figur 3), kommer fosforhalten i vattnet att ligga mellan 20 och 30 µg P/l året. Detta skulle innebära en halvering av fosforkoncentrationen sommartid. Om bara de syrefria bottenarna i fjärdens södra del, djupare än 7 m, skulle behandlas beräknas det innebära en minskning av vattnets fosforhalt med 20 %, trots att den ytan utgör mindre än 10 % av mjukbottenarean (figur 3). Det antagandet bygger på att fosforläckaget blir större under syrefria förhållanden. Även om förrådet mobil fosfor är lägre i dessa djupare bottnar (figur 8), kan den syrefria situationen innebära en effektivare fosfomsättning, dvs ett större läckage periodvis.



Figur 3. Simulerad halt av totalfosfor i ytvatten i Östhammarsfjärden med olika grad av aluminiumbehandling (0 %, 20 % respektive 100 % av mjukbottenarean) med eller utan en antagen okänd fosforkälla. Modifierad från Karlsson m fl 2011.

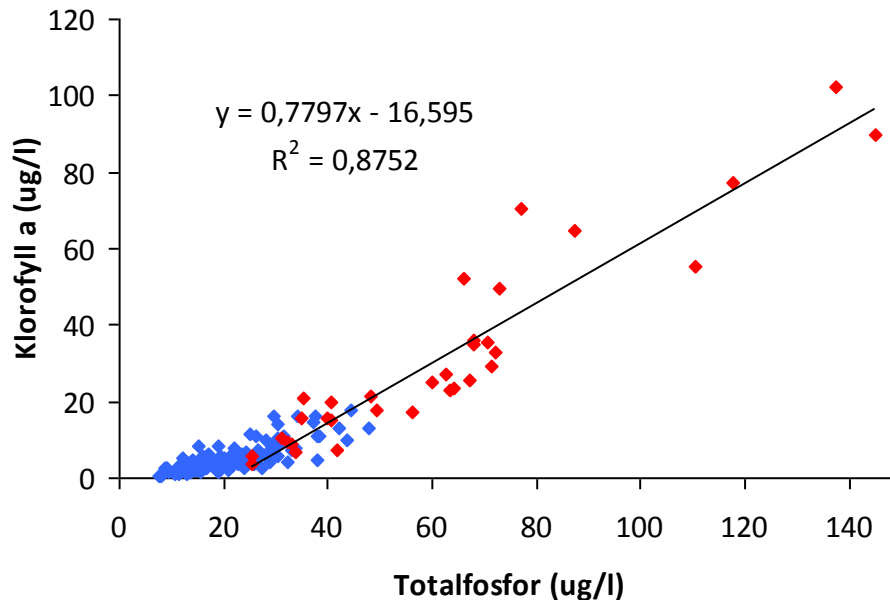
För att kunna bedöma hur länge effekten av en behandling påverkar fosforhalten i vattnet gjordes simuleringar av totalfosforhalten i ytvattnet under augusti månad 30 år framåt i tiden, under antagandet att fosforflödena är konstanta. Den simuleringen visar att effekten av att binda fosfor i sedimenten avklingar med tiden (figur 4). Det sker oavsett om bara djuphålans bottnar behandlas eller om all bottenyta djupare än 3,5 m inaktiveras. Avklingningen går snabbare med en okänd fosforkälla till vattenmassan och den kan förklaras av att ny fosfor som tillförs systemet bygger upp ett nytt förråd av mobil sedimentfosfor. Vartefter det aluminiumbehandlade sedimentskiktet täcks med nytt näringsrikt sediment kommer aluminium i underliggande sedimentskikt inte att kunna binda denna. Detta resultat visar också på vikten av att fortsätta att reducera fosfortillförseln till fjärden från land.



Figur 4. Simulerad totalfosforhalt i ytvatten i augusti månad under 30 år efter olika grad av aluminiumbehandling (0 %, 20 % respektive 100 % av mjukbottenarean) vid tiden år 0. Modifierad från Karlsson m fl 2011.

Kort- och långsiktiga effekter av lägre fosforhalter

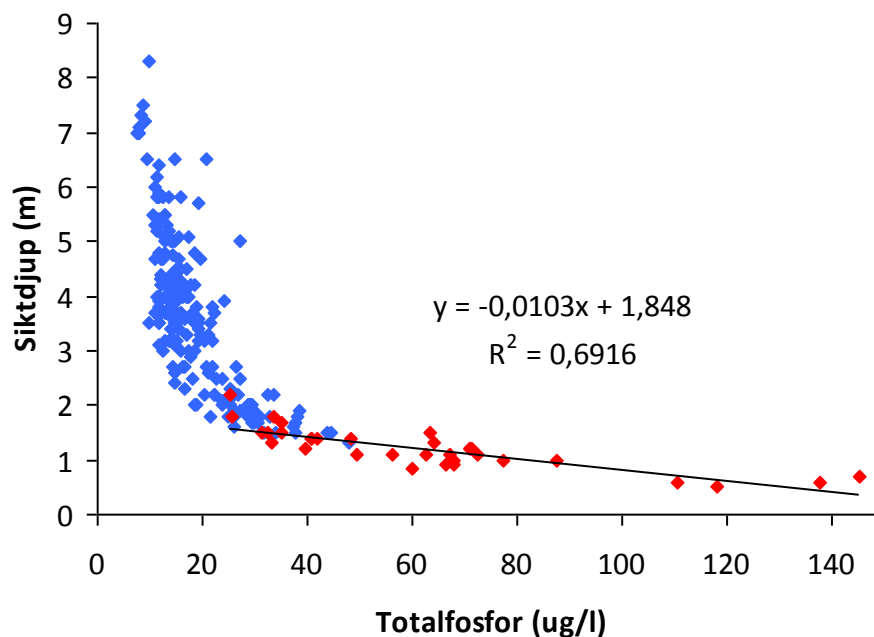
Aluminiumbehandlingen ska resultera i att flödet av fosfat från de behandlade sedimenten till vattenmassan i princip upphör. Om större ytor behandlas minskas tillgången av växttillgänglig fosfor (fosfat) i vattenmassan. Detta bör innebära en motsvarande minskning i växtplanktonbiomassan, då sambandet mellan totalfosfor och klorofyllhalt är tydligt i området (figur 5).



Figur 5. Klorofyll α -halt mot totalfosforhalt i ytvattnet i ca 25 provtagningspunkter i Uppsala läns skärgård. Regressionslinje har lagts in för punkterna U22 Granfjärden, U18 Östhammarsfjärden och U14 V Tvärnö (Hunsaren) i rött. Data från Svealands kustvattenvårdsförbunds synoptiska kartering juli-augusti 2001-2011, men för U22 endast år 2010-2011, vilket motsvarar de 4 högsta fosforvärdena i figuren.

Med en kraftigt minskad tillgång av fosfat i vattenmassan under vårblomningen bör denna kunna gå från att vara kvävebegränsad till att bli fosforbegränsad. Uppnås det fenomenet kommer sommarblomningen av cyanobakterier att minska, dels på grund av att det inte finns kvar fosfat i vattenmassan efter vårblomningen, dels för att pulsen av fosforläckage från sedimenten som orsakat en fördubblad fosforkoncentration sommartid (figur 3) i stort sett upphör. Då kvävefixerande cyanobakterier missgynnas av minskad fosfattillgänglighet bör kvävefixeringen också minska i omfattning. Men även om aluminiumtillsatsen binder fosfat som mobiliseras i sedimenten kommer ammoniumflödet från sedimenten till vattenmassan att fortgå en period innan en lägre deposition av plankton får genomslag på förrådet av näringsämnen som mineraliseras och läcker till vattenmassan. Det kan skapa ett förråd av direkt växttillgängligt kväve i vattenmassan som om den inte binds in i primärproducenter i fjärden kommer att exporteras till kringliggande bassänger. I de fall primärproduktionen är kvävebegränsad i dessa system finns en risk att produktionen ökar i dessa system med åtföljande syrgastäring när materialet bryts ner. Men den sammanlagda effekten av minskad fosfortillgång blir av allt att döma mindre primärproduktion i området.

Den minskade primärproduktionen i Östhammarsfjärden bör resultera i minskad syrgastäring i fjärdens botten. Dessutom kommer en större andel av fjärdens botten att nås av tillräckligt med solljus för att växtligheten ska kunna etablera sig. Men den förväntade siktdjupsförbättringen ska inte överskattas. En halvering av fosforhalten i vatten sommartid, från 60 till 30 µg P/l, kommer av allt att döma resultera i att siktdjupet ökar från 1,3 m till 1,6 m, beräknat på sambandet mellan vattnets totalfosforhalt och siktdjupsmätningar i området (figur 6). Rydin & Westerlund (2003) såg en motsvarande siktdjupsökning i inneslutningsförsök där en av två inneslutningar aluminiumbehandlades i Östhammarsfjärden sommaren 2002. En modellberäkning av årsmedelvärdet för siktdjup vid nuvarande fosforstatus ligger på 1 m samt ökar till 3 m efter en fullskalig aluminiumbehandling enligt Karlsson m fl (2011). Då växtligheten anses kunna etablera sig ner till "kompensationsdjupet" vilket motsvarar dubbla siktdjupet, innebär en så pass måttlig ökning av siktdjupet (från 1,3 till 1,6 m sommartid) ändå att växtligheten i teorin kan etablera sig på bottenområden mellan 2,6 och 3,2 m, vilket motsvarar mellan 10 och 20 % av hela fjärdarean (bilaga 1 och 2). Vegetation i form av trådalger eller högre växtlighet har en stabiliserande effekt på sedimenten, så en ökad utbredning i djupled bör innebära en minskad resuspension av sedimentpartiklar och ett ytterligare förbättrat siktdjup då grumligheten minskar. Ökad utbredning av undervattensvegetationen i kombination med ett förbättrat siktdjup gynnar i princip gäddan, som är en visuell jägare, medan gösen, som trivs under näringsrika förhållanden skulle kunna missgynnas. Men andra faktorer spelar också in, så att förutspå nettoeffekterna av en minskad fosfortillgång i näringskedjan är svårt.



Figur 6. Siktdjup mot totalfosforhalt i ytvattnet i ca 25 provtagningspunkter i Uppsala läns skärgård. Regressionslinje har lagts in för punkterna U22 Granfjärden, U18 Östhammarsfjärden och U14 V Tvärnö (Hunsaren) i rött. Data från Svealands kustvattenvårdsförbunds synoptiska kartering juli-augusti 2001-2011, men för U22 endast år 2010-2011, vilket motsvarar de 4 högsta fosforvärdena i figuren.

Sedimentens fosforförråd

Botten- och sedimentförhållanden

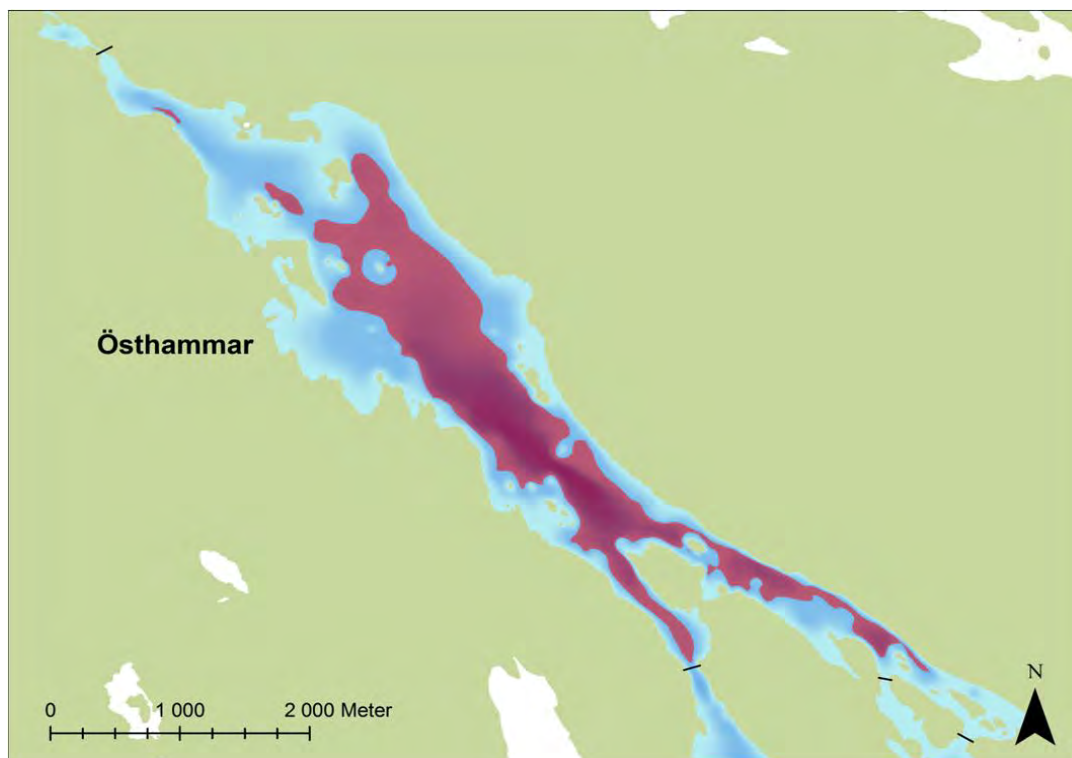
Fosforfrigörelse sker företrädesvis från nysedimenterat finpartikulärt material, t ex växtplankton. Områden där sådant material ackumuleras under längre tid utgör alltså områden där fosfor frigörs. Under nedbrytningsprocesserna av det organiska materialet mobiliseras bl a fosfat och ammonium medan syrgas konsumeras. Så länge syresituationen är god kan mobiliserad fosfat hållas kvar i ytsedimenten under en tid genom bindning till järnoxid. Men det är en begränsad lagringskapacitet, när bindningsmöjligheterna har uttömts frigörs fosfat även från syresatta ytsediment. Och om sedimentytan blir syrefri förlorar järn sin fosforbindande funktion och en puls av fosfat frigörs från sedimenten.

Östhammarsfjärdens botten domineras av mjukbotten. Sediment ackumuleras i fjärdens sydöstra del där de största vattendjupen finns, och under 7 m vattendjup finns bakterien *Beggiatoa* på sedimentytan, av allt att döma året om, vilket indikerar syrebrist. Men vattenhalten i sedimenten minskar relativt snabbt med ökande sedimentdjup i dessa djupare bottenar (bilaga 3). Detta fenomen kan förklaras av att vattenrörelser även på fjärdens största djup gör att finare partiklar inte avsätts effektivt över dessa bottenar.

Följer man farleden in mot Östhammars hamn är botten hård med inslag av sten och klippor. Följer man istället farleden mot Granfjärden passerar man över mjukbottenar (bilaga 4). Mjuka sediment återfinns också både ost och väst om Gräsörarna, trots att det är grundare än 5 m. Också i den norra delen av fjärden är sedimenten generellt mjuka och med hög vattenhalt trots det ringa djupet där, runt 3 m. Mellan 2 och 3 decimeter ner i sedimenten är vattenhalten högre på dessa grunda bottenar jämfört med de djupare delarna av fjärden. Det innebär att Östhammarsfjärden inte följer den vanliga fördelningen av mjukbottenar med finsediment. Vanligen återfinns sedimentackumulationen i en bassängs djupare delar, då vinddrivna vattenrörelser grumlar upp finpartikulärt material från grundare områden till de djupare där de fokuseras och avsätts för gott. I Östhammarsfjärden kan finpartikulärt material lagras under långa perioder på grundområden, främst i lä för de vattenströmmar, som av allt att döma passerar på väg till och från Granfjärden (figur 7).

Även om grundområden på mellan 2 och 3 meters vattendjup som ligger i lä för strömmar håller finpartikulärt material, t ex i fjärdens norra delar, så antogs gränser för ackumulation av material ligga på 3,5 m vattendjup (Karlsson m fl 2011). Med det antagandet utgörs 3,0 km² (47 %) av fjärdytan av områden med ackumulation av finpartikulärt material. Av den ytan är 0,4 km² djupare än 7 m (7 %).

En kombination av fjärdens morfometri och dess läge mellan två fjärdar, mellan vilka vattnet strömmar, förklarar alltså varför finpartikulärt mjuksediment kan avsättas långa perioder på grunda områden (så kallade linser). Detta fenomen kan också delvis förklara de generellt höga fosforhalterna i fjärden, fosforomsättningen blir ovanligt effektiv. Den fosfor som frigörs från grundområdenas mjukbottenar förs direkt till i vattenmassan där den kan tas upp av växtplankton och påväxtalger. Hur kan man då kvantifiera den mängd fosfor som med tiden kommer att mobiliseras? Kunskap om den mängden behövs för att kunna dimensionera tillsats av fosforbindande ämne.

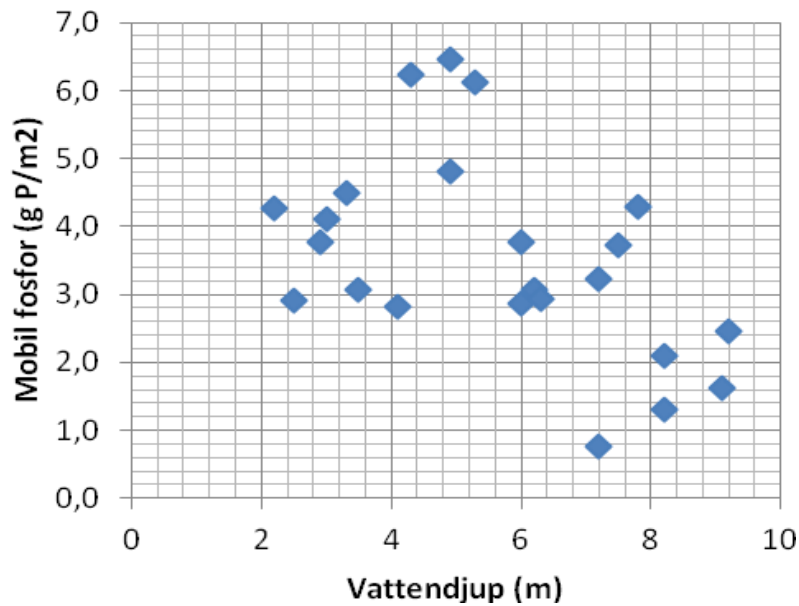


Figur 7. Bottenområden med sedimentackumulation (rödfärgade). Från Karlsson m fl 2011.

Beräkning av mobil sedimentfosfor

Mjukbottenar i Östersjöns kustzon har ofta inte kapacitet nog att binda all den fosfor som sedimenterar i form av t ex växtplankton (Rydin m fl 2011). Under nedbrytningsprocessen av det fosforrika nysedimenterade materialet kommer därför en del av fosfor att läcka tillbaka till vattenmassan. Denna process avspeglas i ackumulationssedimentens fosforinnehåll. Ett typiskt näringsrikt sediment håller högst fosforhalt i den översta centimetern sediment. Halten klingar av med ökande sedimentdjup och ökande ålder för att stabiliseras någon decimeter ner i sedimenten. Denna stabila, lägre halt representerar den koncentration med vilket fosfor begravs i sedimentet. I de flesta kustbassängers ackumulationssediment, från Uppland ner till Östergötland, är denna begravningskoncentration nära 1 mg P/g TS (Karlsson m fl 2010). Skillnaden mellan den högre fosforkoncentrationen i yttligare lager och den lägre halten i djupare sedimentskikt kan räknas om till en mängd fosfor per kvadratmeter som kommer att frigöras med tiden (Rydin m fl 2011), den så kallade mobila fosfor.

För att beräkna Östhammarsfjärdens förråd av mobil fosfor genomfördes en provtagning. 30 stationer fördelades över fjärden (bilaga 4 och 5) och sedimentkärnor togs från 28 av dessa platser den 4 november 2010. På de övriga två platserna bestod botten av sten. I fjärdens östra del observerades algen *Vaucheria* sp. på olika djup i sedimentkärnorna, och i sammanlagt 5 kärnor var det så pass mycket *Vaucheria* att det inte gick att skicka och analysera fosforinnehållet i sedimenten. I de återstående 23 kärnorna mättes totalfosforhalten i olika skikt och den mobila fosfor bestämdes (figur 8, bilaga 3 och 5).



Figur 8. Mobil fosfor mot vattendjupet i Östhammarsfjärdens bottensediment.

I stationerna djupare än 7 m (8 st) var sedimentytan mer eller mindre täckt av ett vitt skikt bestående av svavel vilket indikerar närvaron av svavelbakterien *Beggiatoa* och att syrefria förhållanden råder. I denna södra del av fjärden beräknades den mobila fosfor till i genomsnitt $2,4 \text{ g/m}^2$. I de övriga delarna av fjärden, på vattendjup mellan 3,5 och 7 m, beräknas $4,3 \text{ g P/m}^2$ vara mobilt (medelvärde av 9 stationer). På grundområdena <3,5 m med mjukbotten, var den beräknade mobila fosfor, $3,8 \text{ g/m}^2$ (medelvärde av 6 stationer). Se bilaga 5 för de enskilda stationernas position, vattendjup och innehåll av mobil fosfor.

En förklaring till att mängden rörlig sedimentfosfor är lägre i fjärdens djupare delar (figur 8) är avsaknaden av järnbunden fosfor i de översta centimetrarna sediment. Bindningen mellan järn och fosfat fungerar inte om syrgasbrist råder, utan fosfat läcker istället från sedimenten till vattenmassan.

En annan förklaring till de lägre halterna i fjärdens djupare del är att ackumulationen av näringsrika partiklar inte är lika stor som på grundområdena i den norra delen av fjärden, se ovan. Den snabbare avklingningen i vattenhalt i de djupare bottarna tyder på detta.

Metoder vid provtagning och analys

Fjärdens djup och bottenhårdhet mättes med ett Humminbird 997c si combo ekolod i maj 2012 och de uppmätta transekternas position framgår i bilaga 4. Djupkarta, bottenhårdhetskarta samt areor och volymer av olika vattenskikt togs fram med programvaran "DrDepth" (bilaga 2 och 4). Skillnader i bottenhårdhet mellan olika mjukbottenar kan betyda både olika vattenhalt och sedimenttyp och hårdhetsbeskrivningen gäller bottenytan.

Sediments vattenhalt beräknades efter frystorkning och den organiska andelen efter glödning vid 550°C i 2 h. Sedimentets totalfosforhalt bestämdes fotometriskt som fosfat efter glödning och uppslutning av sediment med 1M HCl under 1h och 120°C.

Bilden till höger visar en sedimentpropp från Östhammarsfjärden 2010-11-04. Ytsedimentet är svart med en vit svavelhinna från bakterien *Beggiatoa* från 7,5 m djup och neråt, vilket visar på syrgasfria förhållanden.



Aluminiumbehandling

Bindningseffektivitet

För att öka på sedimentens förmåga att begrava fosfor kan fosforbindande substans användas, och det vanligaste ämnet som används vid restaurering av sjöar är en aluminiumlösning som blandas ner i det översta sedimentskiktet (Vattenresurs 2012). Aluminiumföreningarna påverkas inte av syrebrist i sedimenten, så den fosfor som bundits till aluminium kan betraktas som permanent bunden och den blir av allt dödare kvar i sedimenten för gott (Rydin 2008).

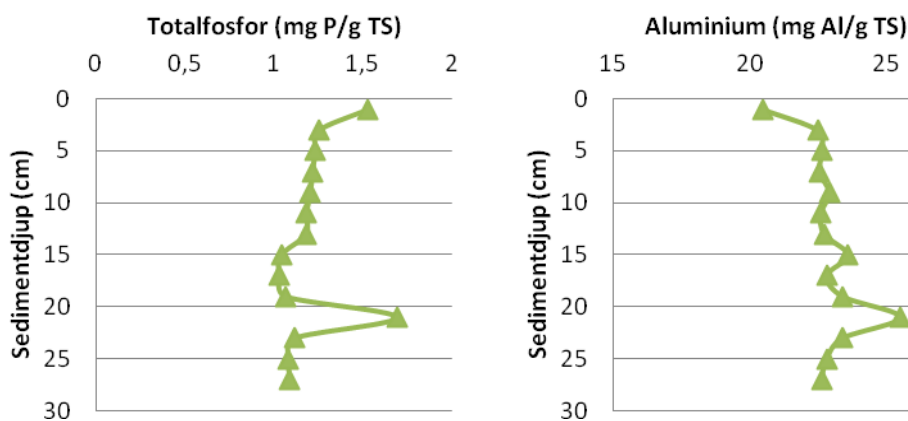
En central fråga inför detta projekt var om tillsatt aluminium binder sedimentfosfor i bräckt miljö på motsvarande sätt som i sjöar. I sedimentkärnor från aluminiumbehandlade sjöar kan förhöjda aluminiumhalter observeras i de sedimentskikt som avsattes vid tidpunkten för behandlingen. I samma skikt är fosforhalterna generellt högre, beroende på bildning av aluminiumbunden fosfor. I de flesta av dessa aluminiumbehandlade sjöar har den tillsatta mängden aluminium varit cirka 11 gånger högre än den mängd fosfatfosfor som efter hand har bundits till det tillsatta aluminiumet. Det har alltså krävts 11 kg tillsatt aluminium för att binda ett kg fosfor (Rydin m fl 2000, Rydin 2008).

För att bedöma om aluminium binder fosfor i bräckt sediment provtogs en sedimentyta i Östhammarsfjärden som aluminiumbehandlades sommaren 2000. Då spreds 175 kg aluminiumsulfatgranuler (varav 8 % aluminium, produktblad Kemira AVR) på en uppskattningsvis 200 m² stor vattenyta över drygt 8 m vattendjup. Det motsvarar en

aluminiumtillsats på mellan 50 och 100 g Al/m². Granulerna, stora som grov sand, sjönk snabbt till botten även om de började lösas upp redan då de sjönk ner genom vattenpelaren. Platsen för aluminiumtillsatsen syftades in.

10 år senare (juni 2010) fördelades drygt 20 sedimentkärnor över området där aluminiumtillsatsen skedde. Ett halvdussin av dessa kärnor togs av allt att döma inom området där tillsatsen skedde, eftersom de höll förhöjda halter av aluminium, aluminiumbunden fosfor och totalfosfor 20 cm ner i sedimenten. Antaget att de förhöjda halterna representerar aluminiumtillsatsen 10 år tidigare innebär det en sedimentackumulationstakt på 2 cm/år. Det är ett högt värde och tyder på att material avsätts effektivt på platsen.

Aluminiumkoncentrationen var mellan 22 och 23 mg/g TS i sedimentprofilerna, men ökade till 26 mg/g TS 20 cm ner i kärnan (figur 8). I detta skikt var också fosforhalterna högre, totalfosforhalten var 1,7 mg/g TS jämfört med de lägre halterna (1,0 mg P/g TS) ovan och under detta skikt. Fosforfraktioneringen visade att det i huvudsak var aluminiumbunden fosfor som svarar för totalfosforökningen. En utförligare redovisning av resultaten från området med aluminiumtillsats år 2000 planeras i form av en vetenskaplig artikel.



Figur 8. Ett exempel på halter av fosfor och aluminium i en sedimentkärna från området med aluminiumtillsats år 2000.

Om koncentrationsökningen av aluminium räknas om till en mängd motsvarar det i snitt 8,2 g/m². Det är betydligt mindre än den uppskattade tillsatsen. En orsak kan vara det aluminium som löstes i vattenmassan när granulerna sjönk. Det aluminiumet bildar också en flock som sjunker mot botten, men vattenrörelser kan ha styrt den sedimentationen till en annan yta. Vattenrörelser över sedimentytan kan också förflytta en nybildad aluminiumflock. Dessa fenomen bör inte uppkomma om aluminium i lösning blandas ner i sedimenten med den metod som Vattenresurs använder sig av i sjöar (Vattenresurs 2012).

Tillsatsen år 2000 resulterade alltså i 8,2 g Al/m² som efter 10 år bundit 1,6 g P/m². Denna bindning ger en viktquot på 5,4 vilket är en låg quot som indikerar en effektiv fosforbindning. Det viktiga resultatet i den här undersökningen är att fosforbindningen sker och att den av allt att döma är stabil nog att begravas i djupare sedimentskikt även i den bräckta miljön.

I sjösediment har kvoten 11 uppmätts, vilket innebär att dubbelt så mycket aluminium krävs för att binda en given fosformängd (Rydin m fl 2000). Det är svårt att se någon förklaring till den effektivare bindningen i Östhammarsexperimentet, orsakerna kan vara flera.

Fördelningen av en given mängd tillsatt aluminium kan eventuellt påverka bindningseffektiviteten. En aluminiumdos fördelat över ca 2 cm sediment (som i Östhammarsexperimentet) uppnår eventuellt en högre effektivitet än om mängden blandas in i en större sedimentmängd (med lägre aluminiumkoncentration som följd men med andra fördelar) som Vattenresurs metod medför. Då kemikaliekostnaden utgör en mindre del av den totala kostnaden för en aluminiumbehandling rekommenderar vi att man "överdoserar" jämfört med den kvot på 5,4 som uppmättes genom att dubblera den till 11, dvs att man använder samma kvot som har använts för dosberäkningar till sjösediment. Med en sådan "överdosering" bör det finnas tillräckligt med aluminium i sedimenten även om Vattenresurs metod att fördela aluminiumlösningen (PAX-XL 100 från Kemira) i en större sedimentmängd av någon anledning inte skulle uppnå samma effektivitet som den uppmätta i denna undersökning.

Hela den föreslagna bottenytan behöver inte behandlas vid samma tillfälle utan behandlingen kan delas upp över flera år. Risken är dock att behandlade bottenområden täcks med nytt näringsrikt material i snabbare takt än om hela ytan behandlas samtidigt, eftersom primärproduktionen då inte minskar momentant.

Aluminiumdos

Den fosfor som kommer att mobiliseras i Östhammarsfjärdens sediment beräknades till mellan 0,8 till 6,5 g P/m² beroende på plats. Med en antagen bindningseffektivitet på 11:1 behövs en aluminiumtillsats på mellan 9 och 70 g Al/m² för binda den mobila fosfor. Medelvärde för mobiliserbar fosfor i sedimentkärnorna tagna i fjärdens djupare del (>7 m) var 2,4, vilket innebär en aluminiumdos på 26 g Al/m², medan de grundare bottenarna beräknas hålla 3,8 g mobiliserbar P vilket blir 42 g Al/m². I dessa medelvärden ingår även de stationer som håller relativt lite mobiliserbar fosfor.

För att tillsätta tillräckligt med aluminium för att binda den mobiliserbara fosfor även på områden med högre mängder, delades fjärdens botten in i tre djupintervall, <3,5 m, 3,5-7 m och >7 m. Från dessa områden togs medelvärdet av de två profiler med högst massa mobiliserbar fosfor (bilaga 5). Den mängd aluminium som bedöms gå åt för att binda den fosfor (avrundat uppåt till närmaste tiotal) blir 50, 70 och 50 g Al/m². Kan en "underdosering" till några platser inom djupintervallet 3,5-7 m accepteras bör en dos om 50 g Al/m² vara mer än tillräcklig för i princip alla mjukbottenar.

Ska grundare områden (<3,5 m) behandlas bör fokus vara på områden med sedimentackumulation (linser) och inte på områden med vattenströmmar som för bort finpartikulärt material och eventuell aluminiumflock. Områden med hög vattenhalt en bit ner i sedimenten bör vara lämpliga medan områden med ett begränsat lager av nysedimenterad finpartikulärt material, kanske ovanpå ett lager av lera, är mindre lämpliga då tillsatt aluminium riskerar att förflyttas. Dessutom håller dessa områden mindre mängd mobil fosfor. Grundområden (<3,5 m) med fosforackumulation (linser) har inte inkluderats i beräkningar över materialåtgång, kostnader etc.

I sjöar korrelerar den mobiliserbara fosfor ofta till vattendjupet, vilket gör att det krävs relativt få antal provtagningspunkter för att extrapolera aluminiumdosen till hela bottenarean. I Östhammarsfjärden är fördelningen av mobil fosfor mer komplex,

vattendjupet förklarar endast en mindre del av variationen av mobilt fosforinnehåll (figur 8). En mer detaljerad bild av fördelningen av finpartikulärt material, vilken avspeglas i sedimentens vattenhalt, kan åtminstone delvis utläsas av bottenhårdheten (bilaga 4).

Materialkostnader

Bottenytan under 7 m djup motsvarar 0,44 km² och för en aluminiumdos om 50 g/m² blir aluminiumåtgången 18 ton. Bottenytan mellan 3,5 och 7 m uppgår till 2,5 km² och en aluminiumdos på 50 g/m² motsvarar 126 ton Al. Behandlas ytorna djupare än 3,5 m (3,0 km²) med dessa doser innebär det tillsats av 148 ton aluminium (tabell 3).

Tabell 3. Ytor av olika djupintervall, föreslagen mängd Al och kostnad för denna (om aluminiumet kostar 20 000 kr/ton).

Djupintervall	Yta km ²	Dos Al/m ²	Ton Al	Kostnad
>7 m	0,44	50	22	0,44 MSEK
3,5-7 m	2,51	50	126	2,51 MSEK
>3,5 m	2,96	50	148	2,96 MSEK

Kostnaden för ett ton aluminium i form av aluminiumkloridlösning ligger runt 20 000 kr (PAX-XL 100 från Kemira). Materialkostnaden för 150 ton aluminium blir alltså 3 miljoner kronor. Den totala kostnaden för behandlingen, inklusive aluminium, uppskattas till 12,5 MSEK (exkl moms) av Sten-Åke Carlsson på Vattenresurs i juni 2012.

Lagstiftning och markägarförhållanden

Inom projektet gjordes en genomgång av vilken lagstiftning som ska tillämpas vid en eventuell storskalig aluminiumbehandling i Östhammarsfjärden (bilaga 6). Slutsatsen är att åtgärden kan behöva anmälas till samråd enligt 12 kapitlet 6 § Miljöbalken. Det är den som ska utföra åtgärden som ska bedöma om den medför väsentliga förändringar av naturmiljön och därmed ska anmälas. I Naturvårdsverkets handbok (2001:6) påpekas att även om en väsentlig ändring av naturmiljön kan anses vara positiv måste anmälan för samråd göras. Som exempel ges restaurering av en fågelsjö. Övrig lagstiftning i svensk eller internationell lagstiftning är enligt vår utredning inte relevant vid en aluminiumbehandling i Östhammarsfjärdarna.

Vid bedömningen av konsekvenserna av en aluminiumbehandling och behovet av skyddsåtgärder eller begräsningar ska både myndigheter och den som ska utföra åtgärden tillämpa hänsynsreglerna enligt 2 kapitlet Miljöbalken. Särskild hänsyn ska också tas till om åtgärden påtagligt kan försvåra för yrkesfisket inom de delar av fjärden som omfattas av riksintresse för yrkesfiske. Länsstyrelsen får förelägga om att vidta de åtgärder som behövs för att begränsa eller motverka skada på naturmiljön. Om sådana åtgärder inte är tillräckliga och det är nödvändigt för skyddet av naturmiljön, får myndigheten förbjuda verksamheten.

Östhammarsfjärden delas mellan 9 olika fastigheter och räknas därmed som enskilt vatten. Östhammars fiskevårdsområdesförening hanterar fritidsfisket i området.

Miljökonsekvenser av aluminiumtillsats

Inom projektet gjordes en utredning av kunskapsläget över möjliga negativa biologiska effekter av aluminiumtillsats till Östhammarsfjärden. Utredningen genomfördes och publicerades vid Sveriges Lantbruksuniversitet av Huser & Köhler (2012). Risk för påverkan på biota i vatten och i sediment bedömdes med hjälp av rapporter och vetenskapliga publikationer. Dessutom gjordes en modellering av aluminiumhalten i vattnet baserad på data från inneslutningsförsök med och utan aluminiumtillsats i Löparöfjärden (Norrtälje kommun) som genomfördes under 2011 i BalticSea 2020's regi (BalticSea2020 2011). Nedan återges sammanfattningen av utredningen i något omarbetat skick:

"I sjöar har man i över fyrtio år använt aluminiumsaltlösning för att minska fosforhalten i vatten och sediment. Toxiciteten hos aluminium i sjöar bedöms vara försumbar under neutrala förhållanden, huvudsakligen på grund av att reaktiviteten och biotillgängligheten av aluminium vid pH 6-9 är väldigt låg. Den toxikologiska litteraturen stöder dock att det finns vissa möjliga biologiska effekter vid aluminiumtillsättning till sött eller bräckt vatten vid neutralt pH och att kontinuerlig exponering av aluminium har större negativa effekter på biota jämfört med en enstaka behandling. De potentiella negativa effekterna av enstaka aluminiumbehandlingar sammanhänger med mängden aluminiumhydroxidflock, en amorf mineralisk massa som påverkar bottenfaunans livsmiljö. Några andra möjliga negativa effekter inkluderar minskad förekomst av bottenfauna och förhöjd fysiologiskt stress på fisk. Tidigare studier har dock visat att dessa effekter är kortvariga (veckor för bottenfauna) till medellånga (1-2 år för fisk) och att de akvatiska samhällena återhämtar sig och uppnår ett bättre miljötillstånd jämfört med innan behandlingen på grund av förbättrad vattenkemi och livsmiljö kvalitet. Direkt inblandning av aluminium till sedimentet gör att behandlings-effekterna på plankton och fisk i vattnet minskar eller uteblir helt.

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.

Bottenfaunan i Östhammarsfjärden är sparsam och domineras av ett stort antal okända arter typiska för påverkade system med låg kvalitet. Resultat från ett inneslutningsförsök i Löparöfjärden i Norrtälje kommun 2011 där aluminium tillsattes i sedimentet visades inga negativa effekter på biota under de fyra månader som försöket pågick efter behandlingen (BalticSea2020 2011). Eventuella negativa effekter på bottenfaunan vid aluminium-tillsättning bedöms därför blir obetydlig och kvalitén på bottenfaunasamhället förväntas istället att öka på några års sikt.

De aluminiumhalter som uppmättes under försöket i Löparöfjärden var högre än modellerade halter. Det kan inte uteslutas att dessa förhöjda halter kan påverka vattenorganismer. Aluminiumlösligheten kan öka något under det pH och den jonstyrka (salthalt) som råder i bräckt vatten men med de data som finns tillgängliga är det svårt att förklara varför detta har hänt. Den kemiska modelleringen baserades enbart på pH och uppmätta halter av aluminium. Osäkerheterna för denna analys ökar utan en full kemisk analys och därför bör resultaten av modelleringen tolkas med försiktighet. Eftersom aluminiumhalterna var högre än vad som förväntades baserat på jämviktsberäkning med

kristallin gibbsit är det nödvändigt att följa de kemiska processerna i framtida experiment för att fullt ut förstå dessa.

Aluminiumbehandling är troligtvis en bra metod för att minska fosforläckaget från sediment i Östhammarsfjärden. Kortsiktiga effekter på biota kan möjligen uppstå om aluminiumhalterna i vattnet når upp i de koncentrationer som uppmättes i Löparöfjärdens inneslutningsförsök efter behandlingen där. De effekterna bedöms dock bli obetydliga jämfört med ökningen av det akvatiska samhällets ekologiska status efter behandling. Eftersom inneslutningsförsöken i Löparöfjärden inte visade på negativa effekter på biota efter aluminiumtillsatsen, bedöms risken för negativa konsekvenser på biota som låg vid en fullskalig aluminiumbehandling i Östhammarsfjärden.

Eftersom det inte finns någon fullskalestudie av aluminiumbehandling i bräckt vatten är vår bedömning att det under och efter en fullskalig aluminiumbehandling behövs kompletta kemiska analyser av pH, alkalinitet, totalt organiskt kol samt kat- och anjoner. Sedimentens halter av aluminium och olika fosforformer bör också undersökas för att utöka kunskapsbasen samt förståelsen för de kemiska processer som sker när man tillsätter aluminium till sediment i bräckt vatten.”

Som framgår av sammanfattningen är biotillgängligheten av aluminium låg i pH-intervallet 6-9. I inneslutningsförsöken, som genomfördes på grunt vatten (3 m) i Löparöfjärden, kunde en ökning av aluminiumhalten i vattnet skönjas under en period av förhöjt pH, förmodligen som en följd av hög primärproduktion. Sedimentytan var täckt av ett grönt lager primärproducenter som en följd av det ökade siktdjupet. Eventuellt var det förhöjda pH-värdet 8,8 tillräckligt för att börja mobilisera aluminium. Detta fenomen bör beaktas/utredas vidare inför behandling av grundare bottenar som kan komma att exponeras för tillräckligt med ljus för att t ex påväxtalger ska kolonisera dessa. Sedimenten i sig är välbuffrade nära neutralt pH genom de nedbrytningsprocesser som pågår, men aluminiumflock som ligger på sedimentytan kan alltså exponeras för högre pH. Då stora delar av Östhammarsfjärdens bottenar kan komma att belysas om siktdjupet förbättras är detta en central fråga.

Det föreslagna provtagningsprogrammet för att följa effekterna av åtgärder i och runt Östhammarsfjärden bör startas innan en aluminiumbehandling genomförs och programmet bör innehålla mätningar av pH-spannet i Östhammarsfjärden.

Uppföljningsprogram

Utformning

Ett provtagningsprogram bör utformas för att bestämma mängderna av näringsämnen i vattenmassan relativt enkelt och billigt. Den primära målsättningen är att följa effekterna av olika åtgärder för att förbättra vattenkvaliteten i Östhammarsfjärden under flera år. För att utvärdera effekterna är det önskvärt att provtagningsprogrammet får pågå en tid innan åtgärder för att t ex binda sedimentfosfor genomförs. Då variationer inom och mellan år är vanligt bland de flesta kemiska och biologiska parametrar behöver undersökningar ofta pågå under flera år för att kunna säkerställa en förändring. Provtagningen bör hålla en tillräckligt hög frekvens för att kunna följa hur näringsämnen tillförs och lämnar vattenmassan under olika delar av året. Detta gäller i hög grad vattenkemi och plankton där provtagning kan behöva göras varannan vecka under sommarhalvåret för att förändringar ska kunna

kvantifieras. Under vinterhalvåret kan frekvensen minskas till en gång per månad. Med ett så ambitiöst program fångas dynamiken i vattenkemi och plankton i vattenmassan med ett minimum av analyser.

För uppföljning av pelagialen föreslår vi en volymviktad och djupintegrerad provtagning av ett blandprov som representerar den genomsnittliga koncentrationen av ämnen och plankton vid provtagningstillfället (Blomqvist 2001). Analys av blandprovet räcker alltså för att kunna bestämma mängden t ex fosfor eller cyanobakterier i fjärdens vattenmassa. Metodens styrka ligger i att vid de tillfällen då t ex en algblomning har drivit till fjärdens ena sida, eller flutit upp till vattenytan, ger provet ändå ett representativt värde för hela vattenvolymen. Metodens nackdel är att man inte fångar in hur fördelningen av olika ämnen ser ut mellan olika delar av fjärden eller i djupled. Till en viss del kompenseras det genom att profiler av syrgas, temperatur och salinitet mäts i fjärdens djupaste del. Om vattenmassan är skiktad kan kompletterande prover behövas för att mäta t ex lösta näringsämnen och/eller vätesulfidutvecklingen i bottenvattnet.

Blandprovet samlas ihop med en 2 m lång rörprovtagare på de 8 stationer och vattendjup som presenteras i bilaga 7, och som tagits fram enligt Blomqvist (2001). Ur blandprovet, som samlas i en syradiskad 50-litershink, tas vattenprov ut för analys av följande parametrar: Näringshalt (fosfat, totalfosfor, ammonium, nitrit/nitrat, totalkväve, kisel), klorofyll *a*, färg, turbiditet, pH, alkalinitet och aluminium. Även organiskt kol (totalt och löst), jonsammansättning och suspenderat material (inklusive organisk andel) kan vara av intresse. Växtplanktonprov tas också ur blandprovet och konserveras med Lugols lösning. En känd volym, beroende på djurplanktontätheten, av blandprovet filtreras genom en djurplanktonhåv och överförs kvantitativt till provflaska och Lugolkonserveras.

Profiler av syrgas, temperatur och salinitet tas i fjärdens djupaste punkt. När skiktade förhållanden råder bör vattenprov tas även från vattenvolymen under språngskiktet. Den vattenmassan är så pass liten i förhållande till de volymer som alltid ligger över ett eventuellt språngskikt, så dessa djupare vattenmassor ingår inte i blandprovet oavsett om skiktning råder eller ej (bilaga 7). Vattenprover tagna under språngskiktet bör analyseras med avseende på lösta näringsämnen (fosfat, ammonium, nitrit/nitrat och kisel), aluminium och syrgas/vätesulfid.

Mjukbottenlevande makrofauna, bottenvegetation och växtplankton är de biologiska kvalitetsfaktorer som används för att bedöma den ekologiska statusen inom vattenförvaltningen (Naturvårdsverket 2007). Förutom vattenkemi och plankton föreslår vi att även utvecklingen av mjukbottenfauna, bottenvegetation och fisk följs upp enligt metoder beskrivna i *Handledning för miljöövervakning* (Havs- och vattenmyndigheten 2012). Uppföljning av mjukbottenfaunan är högt prioriterad eftersom denna även kan påverkas direkt vid en aluminiumbehandling och en årlig provtagning vid 5-10 stationer (dvs bottenhugg) föreslås. Provtagningen kompletteras med beskrivning och eventuellt även en analys av sedimentet vid någon av stationerna. Vegetationens utbredning i djupled ger ett integrerat mått på ljusförhållandena i vattenmassan och bör följas vid 3-5 dyktransektorer. Ett årligt djupstratifierat provfiske med Nordiska kustöversiktsnät föreslås för att följa fisksamhällets utveckling under några år i samband med en restaurering.

Kostnader och samordning

Sommartid kan vattenproverna tas från en enkel båt. Vintertid kan fyrhjuling, snöskoter eller skidor användas, men när isen inte håller utgår dessa provtagningstillfällen om inte en så kallad sjöhäxa finns att tillgå. Provtagningen bedöms ta en halvdag för en person och personalkostnaden för detta bedöms till 3 000 kr/provtagningstillfälle eller 60 000 kr/år. Provtagningskostnaderna kan hållas nere om en provtagare finns att tillgå i Östhammar.

För att mäta profiler av temperatur, salinitet och syrgas i djuphålan krävs en optisk sond som tål vätesulfid. En sådan kostar ca 50 000 kr. Analyskostnaden för de kemiska parametrarna i ett blandprov är minst 2 000 kr/prov, medan analys av lösta näringsämnen, aluminium och vätesulfid i ett prov under språngskiktet kostar ca 1 000 kr. Analys av växt- och djurplankton kostar ca 3 000 respektive 2 000 kr per prov. Med 18 provtagningstillfällen per år (18 blandprover och 18 vattenprover under språngskiktet) blir de vattenkemiska analyskostnaderna drygt 50 000 kr/år, medan växt- och djurplanktonanalyserna kostar ca 100 000 kr/år. Dessa konserveras vid provtagningen och kan sparas och utvalda prover kan analyseras vid senare tillfälle.

Sammantaget beräknas personalkostnaderna för provtagning och analys av vattenkemiska parametrar till drygt 100 000 kr/år. Analyseras alla växt- och djurplanktonprover tillkommer 100 000 kr/år. Kostnader för mät- och provtagningsutrustning, båt och transport på fjärden vintertid tillkommer. En undersökning av mjukbottenfauna, bottenvegetation och fisk kostar uppskattningsvis ca 60 000 kr vardera. Om alla undersökningarna genomförs blir den årliga kostnaden knappt 400 000 kr (tabell 4). Prisuppskattningarna omfattar inte moms.

Tabell 4. Uppskattad årlig kostnad för uppföljning (exklusive moms). Materialkostnader för vattenprovtagning tillkommer.

Vattenprovtagning, personal	60 000
Vattenkemisk analys	50 000
Växtplanktonanalys	60 000
Djurplanktonanalys	40 000
Mjukbottenfauna	60 000
Bottenvegetation	60 000
Fisk	60 000
Summa	390 000

Inom kommunens recipientkontroll i Östhammarsfjärden mäts fysiskalkemiska parameterar (fyskem) vid fem stationer fem gånger årligen och vid tre av dessa stationer mäts även klorofyll *a*. Svealands kustvattenvårdsförbund (SKVVF) provtar sedan 2001 fyskem och klorofyll *a* två gånger årligen i juli och augusti vid Östhammarsfjärdens djuphåla (figur 1, station U18) samt i Granfjärden (U22) och Hunsaren (U14). Det föreslagna uppföljningsprogrammet bör kunna samordnas med de redan pågående programmen när det gäller både provtagning och analys.

Utöver pågående pelagialövervakning kan tidigare undersökningar i området användas både vid stationsval och som jämförelsematerial, se bl a Högländer m fl (2011, växtplankton), Ridderstolpe (1991, vatten- och sedimentkemi, mjukbottenfauna och vegetation), Hansson (2010, vegetationstransekt) samt Länsstyrelsen i Västernorrlands län (2012, nätprovfiske).

Diskussion och framåtblick

För att höja vattenkvaliteten och sträva mot god ekologisk status i Östhammarsfjärdens ekosystem krävs omfattande åtgärder för att minska fosforläckaget från bottenarna men också fortsatt arbete att minska näringstillförseln från land. Den massbalansmodell för fosfor som tagits fram inom projektet utgör ett verktyg i det framtida åtgärdsarbetet för att beräkna effekter av olika åtgärder. Modellen belyser en osäkerhet i om alla fosforkällor har identifierats och kvantifierats korrekt. Enligt Karlsson m fl (2011) krävs det en okänd fosforkälla på uppemot 2 ton per år för att fosforbalansen ska "gå ihop". Den okända källan kan alltså visa sig vara större än både tillförseln från land och den från Granfjärden tillsammans (tabell 2). Denna osäkerhet bör redas ut innan en aluminiumbehandlig genomförs.

Fortsatta undersökningar och möjliga åtgärder i Granfjärden

Granfjärden utgör en stor fosforkälla till Östhammarsfjärden (tabell 2). De extremt höga fosforhalterna i Granfjärden kan delvis förklaras med det grunda vattnet och uppgrumling av ytsediment vid vattenrörelser. En stor andel av fosfor i Granfjärdens vatten är sommartid bunden i växtplankton, vilket orsakar de kanske högsta klorofyllhalterna längs Svealandskusten. Vad är källan till de höga halterna av växttillgänglig fosfor i Granfjärden? Det ringa vattendjupet bidrar till en mycket effektiv fosfortransport till vattenmassan, men hur kan Granfjärden mobilisera så pass mycket biotillgänglig fosfor som leder till att totalfosforhalterna i vattnet fördubblas sommartid? Ökningen sommartid tyder på någon form av biologisk mobilisering av sedimentfosfor snarare än direkt tillförsel från land. En annan viktig fråga är hur stort förrådet av mobil fosfor är i sedimenten. Hur stor andel av det förrådet exporteras årligen till Östhammarsfjärden?

Om grumlingen av fosforrika sediment till vattnet är nyckelprocessen bakom de höga halterna behöver sedimenten stabiliseras. Om undervattensvegetationen (åter)etableras binds lösa sediment och grumlingen minskar. Håller sedimenten däremot mycket mobil fosfor som diffunderar till vattnet oavsett vattenrörelser behöver källan till denna fosfor undersökas. Det är förmodligen inte lämpligt att försöka binda sedimentfosfor med aluminiumtillsats på motsvarande sätt som för Östhammarsfjärden. Risken är att sedimenten tillsammans med fällningen flyttas runt inom fjärden när vattnet rör sig vid blåst eller vattenståndsförändringar. Fokus bör istället ligga på att undersöka källan till de höga fosforhalterna i Granfjärden. Möjligheten att den rikliga tillgången på fosfor i systemet delvis beror på gruvdriften som har ägt rum inom Granfjärdens avrinningsområde bör utredas. Finns det ett läckage av fosfor till yt- eller grundvatten som underhåller de höga fosforhalterna i Granfjärden? Kan detta fenomen även bidra till den "okända" källan till Östhammarsfjärden?

Alternativ till fosforfällning

Syresättning av bottenvattnet skulle kunna öka fosforbindningen i botten djupare än 7 m (grundare botten är syresatta), där sedimenten inte är tillräckligt oxiderade för att järn ska kunna fungera som fosforbindare. Men den bottenytan är blott en liten del (7 %) av Östhammarsfjärdens totala bottenyta, så effekten av syresättning av den bottenarean bör som mest bli densamma som den beräknade effekten av att tillföra aluminium som fosforbindare till den bottenytan, internbelastningen minskar med cirka 20 %. Risken med syresättning är att syrebristen breder ut sig igen när syresättningen upphör, och den fosfor som bundits till oxiderat järn frigörs till vattnet igen.

Muddring av de översta sedimentlagren, där den mobila fosfor finns, resulterar också i att internbelastningen åtgärdas. Men kostnaderna som är förknippade med ett sådant tilltag blir mycket större än en aluminiumbehandling. De muddermassor som är aktuella, antaget att de översta 20 cm sediment tas bort och botten djupare än 3,5 m muddras, motsvarar 600 000 m³.

Andra vattenvårdsåtgärder

För att höja vattenkvaliteten och nå bättre balans i Östhammarsfjärdens ekosystem krävs omfattande åtgärder för att minska fosforläckaget från bottenarna men även minskad näringstillförsel från land i kombination med en god fiskeförvaltning. Åtgärder för att minska belastningen från avlopp och dagvatten sker inom ramen för kommunens verksamhet. Fiskevårdande åtgärder som fiskerestriktioner, biotopvård för att skapa fler lek- och uppväxtområden för rovfiskar, samt reduktionsfiske för att minska mängden karpfisk kan också vara nödvändiga för att åstadkomma ett mer balanserat ekosystem. En pilotstudie under 2010-11 (Sandström 2011) visade att ett årligt uttag av karpfisk (främst braxen) motsvarande 100 kg fosfor är en möjlig åtgärd som även kan minska grumling orsakad av födosökande fisk. Reduktionsfisket kan även minska problemen med algblomning genom biomanipulering av näringsväven (Eriksson m fl 2009).

Det är angeläget att vattenvårdsarbetet bedrivs i bred samverkan i området. Aktörer som är eller kan tänkas bli involverade i vattenvården i området är Östhammars kommun, Upplandsstiftelsen, Östhammars Fjädråd, Östhammars fiskevårdsområdesförening, Harg- och Hargshamns Fiskevårdsförening, fastighetsägare, lantbrukare, båt- och golfklubbar och Sportfiskarna. Om aluminiumbehandling genomförs bör forskare engageras för uppföljning och utvärdering av effekterna.

Jämförelse med den planerade aluminiumbehandlingen i Värmdö

Under 2012-2013 genomförs en aluminiumbehandling av Björnöfjärden på Ingarö i Värmdö kommun i regi av BalticSea2020. Fjärden är djup och håller ofta ett temperatursprångskikt runt 7 m. Under språngskiktet uppstår snabbt syrebrist och mycket höga fosfathalter utvecklas i bottenvattnet. En aluminiumdos motsvarande 50 g Al/m² ska blandas ner i sedimenten på botten djupare än 6 m, vilket motsvarar en yta på 0,7 km². Uppföljningen av den behandlingen kommer att generera värdefull information inför en eventuell fällning i Östhammarsfjärden.

Slutsatser

Fosforläckaget från Östhammarsfjärdens sediment måste reduceras för att en märkbar förbättring av vattenkvaliteten ska kunna uppnås inom överskådlig tid. Aluminiumbehandling av bottensediment är en beprövad restaureringsmetod i sjöar och denna förstudie visar att metoden även skulle fungera i Östhammarsfjärdens brackvattensediment. En fullskalig behandling beräknas halvera fosforhalten i vattnet i augusti och ge en bestående effekt i mer än 30 år. Siktdjupet sommartid bedöms öka från drygt 1 till knappt 2 meter efter behandling.

Innan en behandling genomförs behöver fosforflödena till och från fjärden utredas ytterligare för att identifiera och kvantifiera den okända fosforkällan. I samband med detta behöver fosforflödena till och från Granfjärdens vatten undersökas, eftersom Granfjärden är en betydande fosforkälla till Östhammarsfjärden.

Dessutom bör befintliga övervakningsprogram kompletteras så att ett par år av bakgrundsvärden av bottenvegetation, bottenfauna, fisk, plankton och vattenparametrar samlas in.

Erfarenheterna från aluminiumbehandlingen av Björnöfjärden på Ingarö (Värmdö kommun) under hösten 2012 och våren 2013 kommer att utgöra ett viktigt underlag inför en behandling av Östhammarsfjärden.

Tackord

Författarna vill tacka Magnus Karlsson och Mikael Malmaeus (IVL Svenska miljöinstitutet) samt Brian Huser och Stephan Köhler (Institutionen för vatten och miljö, SLU) för gott samarbete under projektet. Ulf Lindquist lodade och gjorde morfometriska beräkningar och Thomas Jansson höll rätt på båt och koordinater vid sedimentprovtagning (Naturvatten i Roslagen AB). Erkenlaboratoriet (Uppsala universitet) utförde alla sedimentanalyser. Andra som bidragit till projektet på olika sätt är Anders Elhammer (SGU), Linda Kumblad (BalticSea2020), Johan Persson (Upplandsstiftelsen), Jakob Walve (Stockholms universitet), Olof Sandström (Skärgårdsutveckling AB) och Torbjörn Johansson (Länsstyrelsen i Uppsala län). Tack till er alla!

Referenser

- BalticSea2020 2011. Fosforfällning för en förbättrad skärgårdsmiljö – ett mesokosmförsök.
- Blomqvist, P. 2001. A proposed standard method for composite sampling of water chemistry and plankton in small lakes. *Environmental and Ecological Statistics* 8:121-134.
- Blomqvist, S. & Rydin, E. 2009. Hur fosforbindningen i Östersjöns bottensediment kan förbättras. Naturvårdsverket Rapport 5914.
- Eriksson, B.K., Ljunggren, L., Sandström, A., Johansson, G., Mattila, J., Rubach, A., Råberg, S. & Snickars, M. 2009. Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. *Ecological Applications* 19(8):1975-1988.
- Gustavsson, D. & Hansson, M. 1996. Granfjärden och Östhammarsfjärden – ett fosforrikt system? Rapport från Limnologiska institutionen, Uppsala universitet.
- Hansson, P. 2010. Inventering av bottenvegetation i Östhammars skärgård 2009. Länsstyrelsen i Uppsala län Rapport 2010:2.
- Havs- och vattenmyndigheten 2012. <http://www.havochvatten.se/kunskap-om-vara-vatten/miljo--och-resursovervakning/handledning-for-miljoovervakning.html>
- Huser, B. & Köhler, S. 2012. Potential toxicity and chemical processes of aluminium addition for sediment phosphorus control in Östhammarsfjärden. SLU Rapport 2012:2.
- Högländer, H., Walve, J. & Larsson, U. 2011. Mätkampanj 2010, Norra östersjöns vattendistrikt. Fria vattenmassan – växplankton. Länsstyrelsen i Stockholms län rapport november 2011.
- Karlsson, M., Malmaeus, M., Lindgren, D. 2011. Modellering av fosforomsättningen i Östhammarsfjärden. Simulering av åtgärder mot internbelastning. IVL Rapport B1974.
- Karlsson, M., Malmaeus, M., Rydin, E., Jonsson, P. 2010. Bottenundersökningar i Upplands, Stockholms, Södermanlands och Östergötlands skärgårdar 2008-2009. Återbesök i 1990-talets studieområden. IVL Rapport B1928.
- Länsstyrelsen i Västmanlands län 2009. Miljökvalitetsnormer för Norra Östersjöns Vattendistrikt 2009. Länsstyrelsen i Västmanlands läns (Vattenmyndigheten Norra Östersjöns Vattendistrikt) författningssamling, dnr 537-10295-09.
- Länsstyrelsen i Västernorrlands län 2012. Återkommande mätkampanj 2011 – provfiske i påverkade områden. Rapport 2012-02-28, diarienummer 537-6280-10.
- Naturvårdsverket 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Naturvårdsverket rapport 2007:4.
- Ridderstolpe P. 1991. Miljösituationen i Östhammarsfjärden och Granfjärden. Firma Ekologisk Teknik.
- Rydin, E., Huser, B. & Welch, E. 2000. Amount of phosphorus inactivated by alum treatments in Washington lakes. *Limnology and Oceanography* 45(1):226-230.
- Rydin, E., Westerlund, U. 2003. Effekten av reducerat fosforflöde från brackvattenssediment – experiment i Östhammarsfjärden. *Svenskt Vatten VA-Forsk* 2003-1.
- Rydin, E. 2008. Kan Östersjön restaureras? Utvärdering av erfarenheter från sjöar. Del 2. Kemiska och fysiska sjörestaureringsmetoder – något för Östersjön? Naturvårdsverket Rapport 5860:51-90.
- 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.

Salonsaari, J. 2009. Övergödda havsvikar och kustnära sjöar inom Norra Östersjöns vattendistrikt – redovisning av regeringsuppdrag. Länsstyrelsen i Västmanlands län Rapport 2009:5.

Sandström, O. & Grahn, O. 2009. Miljösituationen i Östhammarsfjärdarna samt en analys av åtgärder för att förbättra miljöstatusen.

Sandström, O. & Söderlund, B. 2010. Fiskrekrytering i Uppsala läns skärgårdar. Underlag för fiskevård och biotopskydd. Länsstyrelsen i Uppsala län Rapport 2010:01.

SCB 2012. <http://www.gis.scb.se/plan/>

Sjölander, R. 1997. Inventering av enskilda avlopp inom Östhammarsfjärdens- och Granfjärdens avrinningsområde. Östhammars kommun.

SMED 2012. Svenska miljöemissionsdata, <http://www.smed.se/vatten/data/plc5>

SMHI 2012a. S-HYPE-modellen, <http://vattenweb.smhi.se>

SMHI 2012b. Svenskt vattenarkiv, SVAR, <http://svarwebb.smhi.se/>

Vattenresurs 2012, <http://www.vattenresurs.se>

VISS 2012. Vatteninformationssystem Sverige, <http://www.viss.lst.se/>

Östhammars kommun 2010. Östhammar reningsverk miljörapport 2009.

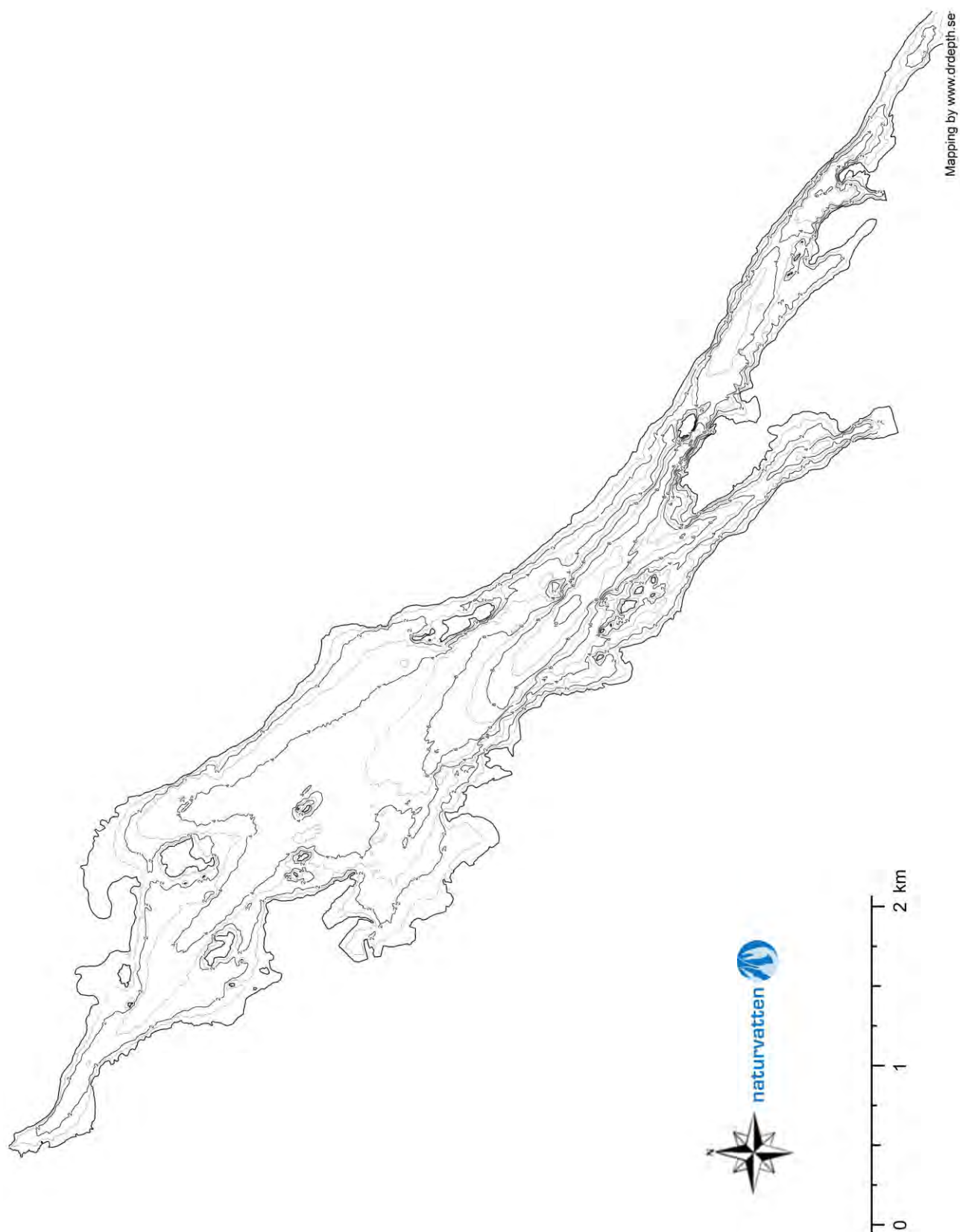
Östhammars kommun 2011. Östhammar reningsverk miljörapport 2010.

Bilaga 1. Morfometriska data för Östhammarsfjärden

Djup (m)	Kumulativ volym (%)	Andel av totala volymen (%)	Volym (m ³)
0,5	14,2	14,2	3 143 181
1	27,5	13,3	2 943 965
1,5	39,6	12,1	2 678 344
2	50,6	11	2 434 858
2,5	60,5	9,9	2 191 373
3	69,1	8,6	1 903 617
3,5	76,4	7,3	1 615 861
4	82,5	6,1	1 350 240
4,5	87,3	4,8	1 062 484
5	90,5	3,2	708 322
5,5	92,9	2,4	531 242
6	94,7	1,8	398 431
6,5	96,1	1,4	309 891
7	97,2	1,1	243 486
7,5	98,1	0,9	199 216
8	98,9	0,8	177 081
8,5	99,4	0,5	110 675
9	99,7	0,3	66 405
9,5	99,9	0,2	44 270
10,37	100	0,1	22 135
		100	22 135 077

Djup (m)	Kumulativ area (%)	Andel av totala arean (%)	Area (m ²)
0,5	2,7	2,7	170 918
1	11,3	8,6	544 407
1,5	19,2	7,9	500 095
2	27	7,8	493 764
2,5	35,3	8,3	525 416
3	44,8	9,5	601 380
3,5	53,3	8,5	538 077
4	61,8	8,5	538 077
4,5	72,5	10,7	677 343
5	81,1	8,6	544 407
5,5	85,4	4,3	272 203
6	89	3,6	227 891
6,5	91,5	2,5	158 258
7	93	1,5	94 955
7,5	94,3	1,3	82 294
8	95,6	1,3	82 294
8,5	97,2	1,6	101 285
9	98,2	1	63 303
9,5	99,3	1,1	69 633
10	99,8	0,5	31 652
10,36	100	0,2	12 661
		100	6 330 313

Bilaga 2. Djupkarta för Östhammarsfjärden



Bilaga 3. Analyser av 28 sedimentkärnor från Östhammarsfjärden 2010-11-04

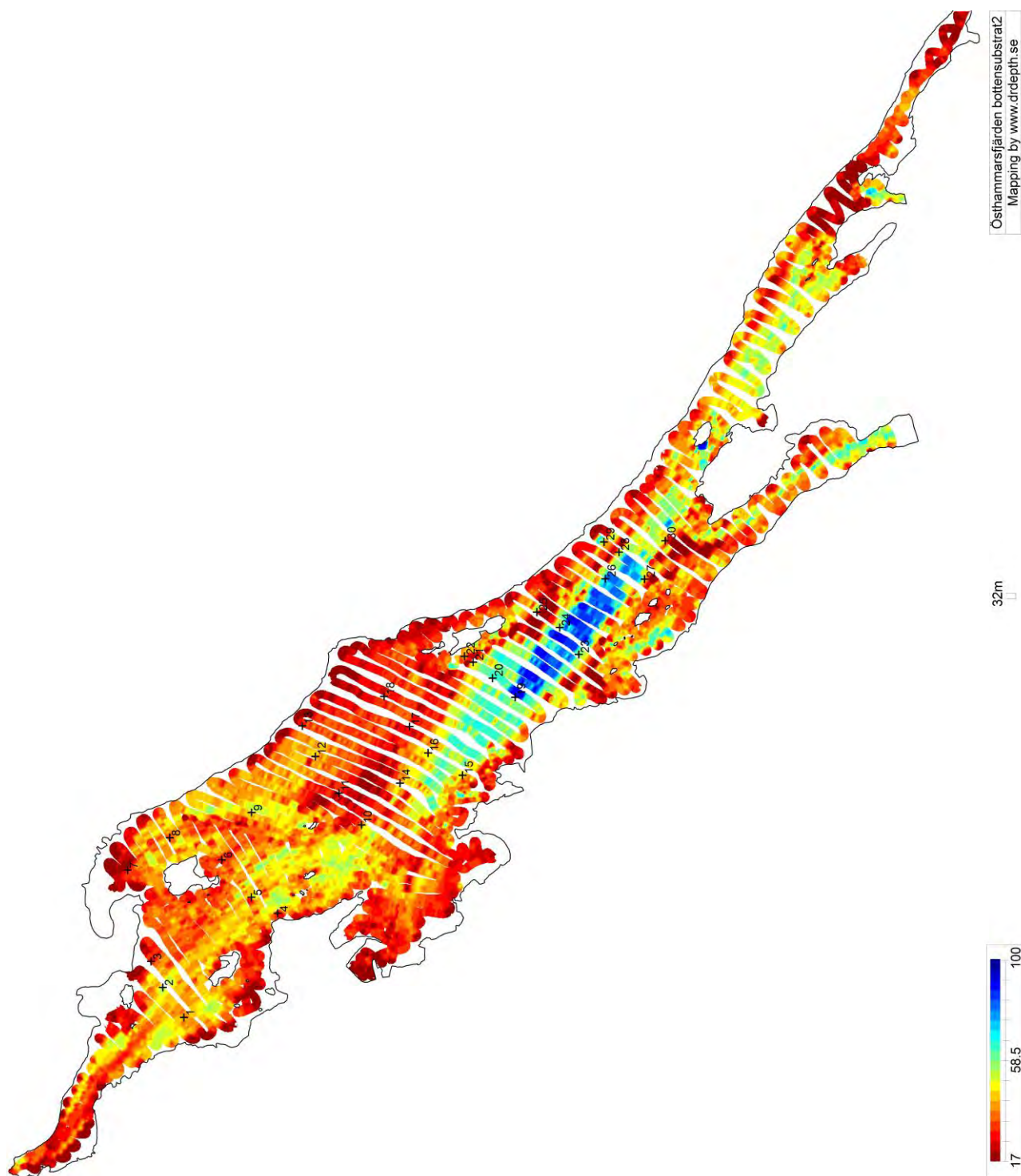
Provpunkt	Sediment-skikt	Vattenhalt	Glödnings-förlust	Totalfosfor	Provpunkt	Sediment-skikt	Vattenhalt	Glödnings-förlust	Totalfosfor
	(cm)	(%)	(%)	(mg P/g TS)		(cm)	(%)	(%)	(mg P/g TS)
1	0-2	95	26	1,25	8	0-2	94	26	1,25
1	2-4	92	26	1,26	8	2-4	91	23	1,24
1	4-6	92	26	1,27	8	4-6	90	23	1,22
1	8-10	91	26	1,24	8	8-10	89	21	1,11
1	14-16	91	24	0,88	8	14-16	88	20	0,98
2	20-22	94	26	1,27	8	20-22	87	21	0,97
2	26-28	92	26	1,29	8	26-28	87	21	0,95
2	4-6	92	26	1,3	9	0-2	95	28	1,43
2	8-10	91	24	1,25	9	2-4	94	28	1,5
2	14-16	89	22	1,08	9	4-6	93	28	1,47
2	20-22	89	23	0,88	9	8-10	92	27	1,36
2	26-28	90	23	0,8	9	14-16	91	24	1,19
3	0-2	93	23	1,18	9	20-22	90	24	1,05
3	2-4	91	22	1,17	9	26-28	90	24	0,96
3	4-6	91	22	1,1	10	0-2	95	27	1,33
3	8-10	89	21	1,1	10	2-4	93	27	1,36
3	14-16	84	18	0,9	10	4-6	93	27	1,4
4	0-2	91	20	1,14	10	8-10	92	25	1,29
4	2-4	90	19	1,11	11	0-2	96	28	1,36
4	4-6	89	19	1,05	11	2-4	94	29	1,43
4	8-10	86	19	0,95	11	4-6	94	28	1,43
4	14-16	84	18	0,93	11	8-10	93	28	1,34
4	20-22	84	19	0,82	12	0-2	97	30	1,36
4	26-28	85	20	0,84	12	2-4	95	32	1,45
5	0-2	94	27	1,46	12	4-6	95	30	1,44
5	2-4	92	27	1,53	13	0-2	93	19	1,15
5	4-6	92	26	1,51	13	2-4	91	19	1,14
5	8-10	91	24	1,45	13	4-6	90	19	1,06
5	14-16	89	23	1,38	13	8-10	88	18	0,72
5	20-22	88	23	1,35	13	14-16	84	15	0,7
5	26-28	87	24	1,64	13	26-28	70	8	0,8
6	0-2	92	24	1,33	14	0-2	94	26	1,37
6	2-4	91	22	1,2	14	2-4	93	25	1,39
6	4-6	90	22	1,13	14	4-6	92	23	1,26
6	8-10	88	20	1,05	14	8-10	90	23	1,21
6	14-16	77	15	0,91	14	14-16	89	22	1,14
6	20-22	77	15	0,9	14	20-22	89	22	1,03
6	26-28	51	5	0,54	14	26-28	88	22	0,98
7	0-2	89	21	0,96	15	0-2	93	22	1,16
7	2-4	87	17	0,94	15	2-4	91	21	1,17
7	4-6	86	17	0,89	15	4-6	90	21	1,17
7	8-10	84	16	0,87	15	8-10	89	20	1,08
7	14-16	82	17	0,75	15	14-16	88	20	0,95
7	20-22	79	16	0,66	15	20-22	87	20	0,88
7	26-28	80	17	0,73	15	26-28	87	20	0,91

Bilaga 3 Fortsättning

Provpunkt	Sediment-skikt (cm)	Vattenhalt (%)	Glödgnings-förlust (%)	Totalfosfor (mg P/g TS)	Provpunkt	Sediment-skikt (cm)	Vattenhalt (%)	Glödgnings-förlust (%)	Totalfosfor (mg P/g TS)
16	0-2	95	27	1,68	23	0-2	94	23	1,68
16	2-4	94	23	1,39	23	2-4	92	19	1,32
16	4-6	93	24	1,32	23	4-6	90	14	1,13
16	8-10	91	22	1,27	23	8-10	88	16	1,05
16	14-16	89	22	1,28	23	14-16	86	15	0,99
16	20-22	88	21	1,18	23	20-22	86	16	0,99
16	26-28	88	22	1,1	23	26-28	86	17	1,13
17	0-2	96	28	1,4	24	0-2	95	8	1,78
17	2-4	94	28	1,23	24	2-4	92	20	1,18
17	4-6	94	29	1,97	24	4-6	91	18	1,2
17	8-10	90	18	1,49	24	8-10	89	17	1,09
17	14-16	84	15	1,19	24	14-16	88	17	1,13
17	20-22	83	15	1,09	24	20-22	86	15	1,03
17	26-28	79	14	1,01	24	26-28	85	15	1,06
18	0-2	96	29	1,01	26	0-2	94	22	1,06
18	2-4	94	36	0,95	26	2-4	91	18	1,2
19	0-2	96	29	1,83	26	4-6	88	16	1,07
19	2-4	94	24	1,42	26	8-10	88	16	1,07
19	4-6	91	19	1,04	26	14-16	85	15	1,01
19	8-10	90	18	1	26	20-22	83	14	0,96
19	14-16	87	16	1	26	26-28	84	16	0,99
19	20-22	87	17	1,01	27	0-2	93	23	1,65
19	26-28	88	18	0,9	27	2-4	91	18	1,25
20	0-2	95	28	0,92	27	4-6	88	16	1,07
20	2-4	94	24	0,92	27	8-10	87	15	1,01
20	4-6	91	18	1,14	27	14-16	84	15	0,98
20	8-10	89	16	1,02	27	20-22	82	14	0,96
20	14-16	89	19	0,99	27	26-28	83	14	0,88
20	20-22	88	18	0,98	28	0-2	94	23	1,77
20	26-28	89	20	0,95	28	2-4	93	21	1,48
21	0-2	94	22	1,2	28	4-6	90	18	1,23
21	2-4	91	21	1,22	28	8-10	88	17	1,18
21	4-6	91	22	1,25	28	14-16	86	16	1,06
21	8-10	90	21	1,12	28	20-22	84	16	1,02
21	14-16	90	22	1,02	28	26-28	86	18	1,05
21	20-22	89	22	0,96	30	0-2	91	18	1,4
21	26-28	89	22	0,95	30	2-4	88	16	1,15
22	0-2	89	13	0,95	30	4-6	86	15	1,09
22	2-4	85	13	0,9	30	8-10	84	14	1,01
22	4-6	83	13	0,79	30	14-16	82	14	1,03
22	8-10	83	14	0,77	30	20-22	80	14	0,95
					30	26-28	79	14	0,9

Bilaga 4. Relativ bottenhårdhet

Rött representerar hård botten (sten, sand och grus) och blått indikerar mjuk botten med hög vattenhalt. Sedimentprovtagningsstationerna (30 st) är markerade med plus.



Bilaga 5. Vattendjup och positioner för sedimentprovtagning 2010-11-04

Station	djup (m)	Position		Mobil P (g P/m ²)	Inert P (µg P/g TS)	Övrigt
		RAK	RAK			
1	3,3	1642133	6686390	4,5	840	<i>Vaucheria</i>
2	4,3	1642307	6686524	6,2	840	
3	3	1642460	6686601	4,1	829	<i>Vaucheria</i>
4	2,9	1642776	6685854	3,8	829	
5	4,9	1642867	6686015	6,5	936	
6	2,5	1643083	6686202	2,9	905	
7	2,2	1643000	6686762	4,3	698	
8	4,1	1643204	6686517	2,8	959	
9	4,9	1643373	6686034	4,8	1003	
10	5,2	1643324	6685374			<i>Vaucheria</i>
11	5,2	1643510	6685515			<i>Vaucheria</i>
12	4,9	1643723	6685665			<i>Vaucheria</i>
13	3,5	1643903	6685750	3,1	800	<i>Vaucheria</i>
14	6	1643583	6685153	3,8	1002	
15	6,2	1643645	6684780	3,1	897	
16	6,3	1643770	6684992	2,9	1140	
17	5,3	1643924	6685109	6,1	1052	
18	4,3	1644098	6685268			<i>Vaucheria</i>
19	9,2	1644124	6684484	2,5	953	<i>Beggiatoa</i>
20	7,2	1644233	6684624	0,8	968	<i>Beggiatoa</i>
21	6	1644323	6684749	2,9	955	
22	5,2	1644357	6684797			<i>Vaucheria</i>
23	8,2	1644394	6684113	2,1	989	<i>Beggiatoa</i>
24	8,2	1644550	6684234	1,3	1080	<i>Beggiatoa</i>
25	5,3	1644637	6684374			sten
26	9,1	1644853	6683972	1,6	976	<i>Beggiatoa</i>
27	7,5	1644860	6683738	3,7	921	<i>Beggiatoa</i>
28	7,2	1645015	6683897	3,2	1035	<i>Beggiatoa</i>
29	4,8	1645072	6683989			sten
30	7,8	1645093	6683623	4,3	927	<i>Beggiatoa</i>

Bilaga 6. Utredning av gällande lagstiftning vid aluminiumbehandling

 LÄNSSTYRELSEN UPPSALA LÄN	PM	1(3)
	Datum 2011-06-03	Diarienummer 537-5088-11

Utredning av gällande lagstiftning vid aluminiumbehandling i Östhammarsfjärden

Utredning av Torbjörn Johansson för projektet ”Minskat fosforflöde från Östhammarsfjärdens sediment genom aluminiumtillsats – regionala effekter och nationell kunskap”

Kontinentalsockellagen

I Kontinentalsockellagen (lag 1966:314 om kontinentalsockeln) definieras kontinentalsockeln som havsbotten och dess underlag antingen

1. Inom allmänt vattenområde, eller
2. Inom det havsområde utanför Sveriges territorialgräns som regeringen bestämmer i enlighet med den i Genève den 29 april 1958 dagtecknade konventionen om kontinentalsockeln.

Östhammarsfjärden ligger inom Sveriges territorialgräns och omfattas alltså inte av punkt 2.

Vad som är allmänt vatten definieras i 1§ lagen (1950:595) om gräns mot allmänt vattenområde som vattenområden i havet som ej ingår i fastigheter. Områden som ingår i fastigheter betecknas som enskilt vatten. I 2§ samma lag definieras vilka vattenområden som ingår i fastigheter. Till fastigheterna hör allt vatten inom 300 m från land eller från en ö som är minst 100 m lång eller längre ut om vattendjupet är mindre än 3 m. Till fastigheterna hör också allt vatten som har förbindelse med öppet hav enbart över sådant vatten som ingår i fastigheter.

Enligt denna definition utgörs hela Östhammarsfjärden av enskilt vatten. Därmed omfattas Östhammarsfjärden inte av Kontinentalsockellagen.

Lagen om Sveriges ekonomiska zon

Lagen (1992:1140) om Sveriges ekonomiska zon omfattar bara havsområden utanför territorialgränsen och är därmed inte heller relevant för Östhammarsfjärden.

Miljöbalken

Riksintressen

Östhammarsfjärden omfattas av riksintresse för kust och skärgård enligt 4 kap 4 § Miljöbalken (MB). Delar av Östhammarsfjärden omfattas även av riksintresse för yrkesfiske enligt 3 kap 5§ MB (Öregrundsgrepen-Gräsö-Grisslehamn).

I områden som har getts riksintresse enligt 4 kap MB får exploateringsföretag och andra ingrepp i miljön komma till stånd endast om

POSTADRESS 751 86 Uppsala GATUADRESS Hamnesplanaden 3
TELEFON 018-19 50 00 FAX 018-19 52 01
E-POST lansstyrelsen@c.lst.se WEBBPLATS www.c.lst.se



LÄNSSTYRELSEN
UPPSALA LÄN

PM

2(3)

Datum
2011-06-03

Diarienummer
537-5088-11

1. det inte möter något hinder enligt 4 kap 2-8 §§ MB och
2. det kan ske på ett sätt som inte påtagligt skadar områdenas natur- och kulturvärden.

Riksintresset enligt 4 kap 4 § MB begränsar möjligheten till fritidsbebyggelse och till verksamheter som ska tillåtlighetsprövas av regeringen. Fosforfällningsprojektet klarar därmed rimligtvis punkt 1. Om projektet kan utföras utan att påtagligt skada natur- och kulturvärden möter det därmed inget hinder enligt 4 kap MB.

Enligt 3 kap 5 § MB ska bland annat vattenområden som är av riksintresse för yrkesfisket skyddas mot åtgärder som påtagligt kan försvåra näringarnas bedrivande. Det finns inga särskilda krav på anmälan, tillstånd eller samråd kopplade till.

Skyddade områden

Tillstånd krävs för verksamheter och åtgärder som på ett betydande sätt kan påverka naturmiljön i ett område enligt 7 27 § kap MB p 1 eller p 2 (Natura 2000-områden). Tillstånd prövas av Länsstyrelsen. I Östhammarsfjärden finns dock inga Natura 2000-områden.

I Östhammarsfjärden finns två fågelskyddsområden, Kråkören och Storgrundet.

Vattenverksamhet

Vad som avses med vattenverksamhet definieras i 11 kap 2 § MB. Gemensam för alla typer av vattenverksamheter är att de syftar till att förändra vattnets djup eller läge. Utfällning av fosfor betraktas därmed inte som vattenverksamhet.

Samråd enligt 12 kap 6§ MB

Om en verksamhet eller en åtgärd som inte omfattas av tillstånds- eller anmälningsplikt enligt andra bestämmelser i balken kan komma att väsentligt ändra naturmiljön, skall anmälan för samråd göras hos Länsstyrelsen (12 kap 6§ MB). Naturvårdsverket har gett ut en handbok om samrådsregeln (Handbok 2001:6: Anmälan om samråd enligt 12 kap 6 § Miljöbalken). Där diskuteras bland annat vilka typer av verksamheter och åtgärder som omfattas av regeln och vad som är väsentliga förändringar av naturmiljön.

Samrådsbestämmelsen används för många olika typer av verksamheter och åtgärder. Vanliga exempel är vägar, ledningsgravar, grävarbeten, uppläggning av massor och vattenverksamheter, i den mån de inte är tillstånds- eller anmälningspliktiga. Den aktuella åtgärden, kemisk fastläggning av fosfor, kan även den vara en sådan åtgärd som omfattas av kravet på samråd, om den ändrar naturmiljön väsentligt.



LÄNSSTYRELSEN
UPPSALA LÄN

PM

3(3)

Datum
2011-06-03

Diarienummer
537-5088-11

Det är verksamhetsutövaren som i första hand måste ta ställning till om den planerade verksamheten är en ändring av sådan betydelse för naturmiljön att den ska anmälas för samråd. Om verksamhetsutövaren är tveksam till om samråd behövs kan det vara klokt att ändå göra en anmälan.

Naturvårdsverket har i allmänna råd till samrådsregeln skrivit följande om väsentliga ändringar av naturmiljön:

”Vid bedömningen av vad som är en väsentlig ändring av naturmiljön bör beaktas dels områdets karaktär och känslighet, dels åtgärden som sådan och dess inverkan på naturmiljön. I ett område med dokumenterat höga natur- eller kulturmiljövärden eller i ett område som annars är känsligt kan även en förhållandevis liten åtgärd innebära väsentlig ändring av naturmiljön. Påverkan på arter och livsmiljöer bör vägas in i bedömningen av vad som utgör en väsentlig ändring.”

I Naturvårdsverkets handbok (2001:6) påpekas att även om en väsentlig ändring av naturmiljön kan anses vara positiv måste anmälan för samråd göras. Som exempel ges restaurering av en fågelsjö.

Anmälan om samråd ska göras senast 6 veckor innan verksamheten eller åtgärden påbörjas.

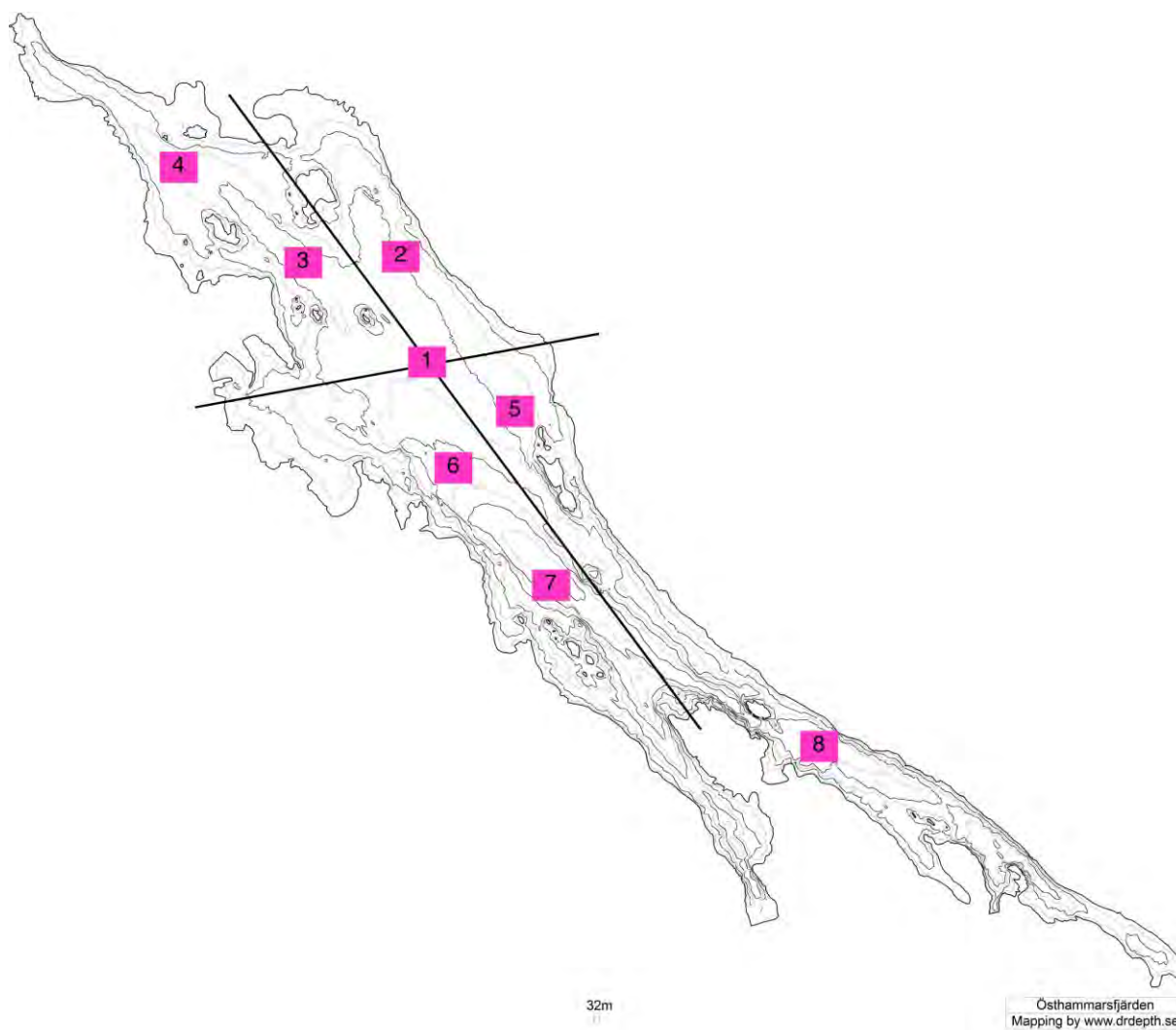
Länsstyrelsen får förelägga den anmälningsskyldige att vidta de åtgärder som behövs för att begränsa eller motverka skada på naturmiljön. Om sådana åtgärder inte är tillräckliga och det är nödvändigt för skyddet av naturmiljön, får myndigheten förbjuda verksamheten.

Slutsats

Fällning av fosfor i Östhammarsfjärden kan behöva anmälas till samråd enligt 12 kap 6 § Miljöbalken. Det är den som ska utföra åtgärden som ska bedöma om den medför väsentliga förändringar av naturmiljön och därmed ska anmälas.

Vid bedömningen av åtgärden och behovet av skyddsåtgärder eller begränsningar ska både myndigheter och den som ska utföra åtgärderna tillämpa hänsynsreglerna enligt 2 kap MB. Särskild hänsyn ska också tas till om åtgärden påtagligt kan försvåra för yrkesfisket inom de delar av fjärden som omfattas av riksintresse för yrkesfiske.

Bilaga 7. Provtagningspunkter i uppföljningsprogram



	provpunkt							
	1	2	3	4	5	6	7	8
0-2m	x	x	x	x	x	x	x	x
2-4m	x	x	x		x	x	x	
4-6m						x	x	

Östhammarsfjärden i Uppsala län har stora problem med övergödning som bland annat leder till algblomning och syrgasfria bottenar. En betydande orsak är läckage av fosfor som lagrats i bottensedimenten. I den här rapporten presenteras resultaten från en förstudie om hur aluminiumbehandling kan användas för att restaurera fjärdens bottenar och därmed minska fosforläckaget.

Rapporten vänder sig till tjänstemän och beslutsfattare på Östhammars kommun och länsstyrelsen samt andra berörda parter i området kring Östhammarsfjärdarna, men även till myndigheter, forskare och andra med intresse för fosforfällning som metod för behandling av sediment i kustnära brackvattenområden.

Projektet har pågått under 2010-2012 med bidrag från Naturvårdsverket (anslag 1:12 Havsmiljö, diarienummer NV 309-7890-09 Nh) i samarbete mellan Länsstyrelsen i Uppsala län, Naturvatten i Roslagen AB, Erkenlaboratoriet/Uppsala universitet, IVL Svenska Miljöinstitutet och Institutionen för vatten och miljö/SLU.

MEDDELANDESERIEN 2012

1. Planeringsunderlag för anläggning och restaurering av våtmarker i odlingslandskapet i Uppsala län (*Naturmiljöenheten*)
2. Inventering av undervattensvegetation i sötvatten i Natura 2000-området Slada, Uppsala län, särskilt med avseende på kransalger. (*Naturmiljöenheten*)
3. Inventering av undervattensvegetation i sötvatten i naturreservatet Hållnäs-kusten, Uppsala län, särskilt med avseende på kransalger. (*Naturmiljöenheten*)
4. Fiskrekrytering och undervattensvegetation i sex grunda havsvikar runt Forsmark och Furusund 2002-2008. (*Naturmiljöenheten*)
5. Grunda marina miljöer i skärgården öster och söder om Gräsö. Kompletterande sammanställning 2007. (*Naturmiljöenheten*)
6. Skötselplan för Gamla Uppsala, Tunåsen, Röboåsen och Lötenkullen Uppsala kommun, Uppsala län. (*Naturmiljöenheten*)
7. Totalinventering av småsvalting (*Alisma wahlenbergii*) i Stora Ullfjärden 2011 (*Naturmiljöenheten*)
8. Utsättningsplan för Småsvalting (*Alisma wahlenbergii*) (*Naturmiljöenheten*)
9. Fosforfällning i en brackvattenfjärd – en förstudie i Östhammarsfjärden (*Naturmiljöenheten*)



LÄNSSTYRELSEN
UPPSALA LÄN

POSTADRESS 751 86 Uppsala GATUADRESS Hamnesplanaden 3

TEL 018-19 50 00 (vxl) FAX 018-19 52 01

E-POST uppsala@lansstyrelsen.se WEBBPLATS www.lansstyrelsen.se/uppsala