

2011

-

2012

Fosforfällning för en förbättrad skärgårdsmiljö – ett mesokosmförsök



BalticSea2020



**Svensk
Ekologikonsult AB**

Fosforfällning för en förbättrad skärgårdsmiljö – ett mesokosmförsök

2011-2012

Projektansvariga – BalticSea2020

www.balticsea2020.org

Doc. Linda Kumblad

Linda.Kumblad@balticsea2020.org

Doc. Emil Rydin

Emil.Rydin@balticsea2020.org

Utförare – Svensk Ekologikonsult AB

www.svenskekologi.se

Fil Dr. Gustaf Lilliesköld Sjöo

Gustaf@svenskekologi.se

Fil Dr. Erik Mörk

Erik@svenskekologi.se

Sammanfattning

Övergödning är ett stort problem i Östersjön, där det anses utgöra ett av de största hoten mot havsmiljön. Dagens höga näringsnivåer resulterar från hög externbelastning av kväve och fosfor, som pågått under hela 1900-talet och som i många områden pågår än idag. Vi har idag blivit bättre på att minska våra utsläpp, men historisk belastning ligger fortfarande lagrad i bottenarna och fosfor läcker tillbaka upp i vattenmassan. Detta fosforläckage ökar när syrenivåerna blir låga, vilket förvärrar situationen då syrefria bottenar breder ut sig alltmer i Östersjön. Detta medför att det kommer ta mycket lång tid att förbättra tillståndet i Östersjön enbart genom reduktion av externbelastningen. Istället måste nya metoder till för att även minska näringsläckaget från bottenarna.

Det finns en rad föreslagna metoder för att binda fosfor i botten sedimentet, varav en är utfällning genom tillsats av aluminiumsalt. Metoden har tidigare använts för restaurering av övergödda sjöar, där den visat sig effektiv och bedöms medföra liten risk för ekosystemet. Dock har metoden hittills inte testats i brackvattenmiljö i större utsträckning.

Med anledning av detta utförde BalticSea2020 en större mesokosmstudie under sommaren 2011, med syfte att i liten skala utvärdera metodens effektivitet och inverkan på ekosystemet i brackvatten. Metodens effektivitet över tid följdes även upp under 2012. Studien är ett första steg i ett mer långsiktigt projekt för att ta fram en kraftfull åtgärd mot övergödning i större skala.

Studien visar att fosforfällning med aluminiumsalt har haft avsedd effekt på fosfornivåerna i behandlingarna. Den reducerade näringstillgången visade sig genom sänkta fosfornivåer i vattenmassan, ett begränsat läckage av fosfor från sedimenten och därigenom en generellt minskad internbelastning. Dessutom resulterade fällningen i en minskad fosforinlagring i blåstång och dess påväxtalger (epifyter). Den minskade näringstillgången har också resulterat i betydlig mindre tillväxt av dessa fintrådiga epifyter, samt minskad påväxt på försöksanläggningen. Minskade näringsnivåer till följd av behandling visade sig vara bestående, då både fosfornivåerna och mängden påväxtalger förblev låga i de fällda behandlingarna även under 2012.

Mängden löst aluminium i vattnet ökade som en följd av behandlingen, men lagrades inte in i organismerna, och verkar inte utgöras av biotillgängliga former. Vidare ser inte behandlingen ut att medföra någon ökad dödlighet hos fisk eller musslor, vilket tillsammans med övriga resultat från biologiska mätningar inte visar på några mätbara toxiska effekter av aluminium-tillsatsen. Primärproduktion och respiration hos organismer påverkades inte heller av metoden, vilket annars skulle kunna indikera nedsatt hälsa. Dessa resultat måste dock beaktas med stor försiktighet då försöket inte är konstruerat som en renodlad toxicitetsstudie.

Dessa resultat har relevans ur ett systemperspektiv då fosfor ser ut att vara det begränsande näringsämnet i försökssystemet. Försöket visar att aluminiumbehandlingen har direkta effekter på de övergödningssymtom man försöker motverka i Östersjön, utan att medföra oförutsedda störningar i systemet. Generellt tycks metoden fungera i brackvatten även om vissa av de sekundära effekterna inte kan särskiljas under 2012. Då metoden visat sig ha effekt på grunda, syresatta bottenar skulle det vara mycket intressant att utvärdera den i ett system med djupare, syrefria, bottenar med en högre internbelastning av fosfor. Med utgångspunkt i dessa resultat skulle nästa steg vara att testa metoden i ett öppet system med ett större vattendjup och en skiktad vattenmassa.

Innehållsförteckning

Introduktion	5
Syfte	5
Material och metoder	6
Områdesbeskrivning.....	6
Konstruktion och försöksuppställning.....	7
Fosforfällning.....	10
Mätningar	11
Statistik	15
Resultat.....	16
Näring	16
Vattenmassan.....	16
Sedimentfällor och total mängd kväve.....	17
Organismer	19
Fysiokemi	21
Biologi.....	23
Fysiologi.....	23
Planktonsamhällets struktur.....	26
Tillväxt	33
Påväxt.....	33
Bottenfauna, Makrofyter och Epifauna	34
Mortalitet.....	35
Aluminium i systemet	36
Vattenmassan.....	36
Organismer	36
Effekter över tid	38
Näring.....	38
Fysiokemi.....	41
Påväxt och Makrofyter	43
Diskussion	44
Försöksuppställning.....	44
Näring	45
Toxiska effekter till följd av fällning.....	49
Fysiokemi	52
Slutsatser	53
Referenser	54

Introduktion

Övergödning är ett stort problem i många kustområden och anses utgöra det största hotet mot havsmiljön i Östersjön (1). Den nutida övergödningssituationen är ett resultat av en lång tid med hög extern belastning av närsalter (en åttafaldig ökning under 1900-talet) från antropogena aktiviteter i dess avrinningsområde (2). Fosfor (P) är ett av de viktigaste näringsämnena som ofta begränsar primärproduktion i både terrestra och akvatiska miljöer (3). Det pågår en debatt om huruvida det är fosfor (P) eller kväve (N) som huvudsakligen är det begränsande näringsämnet i Östersjön, vilket verkar vara starkt beroende av vilken del av Östersjön man pratar om, vilken tid på året och även om området är kustnära eller ej. Klart är dock att fosfor begränsar produktionen av cyanobakterier, som själva kan möta sitt kvävebehov genom fixering av atmosfäriskt kväve (1). Det är ofta dessa cyanobakterier som ger upphov till de omtalade algbloomningarna under sommaren.

Den förhöjda primärproduktion som uppstår till följd av övergödning skapar en stor mängd organiskt material, vilket i sin tur leder till hypoxiska bottenförhållanden genom att syre konsumeras vid nedbrytningen (4). Till följd av detta breder de syrefria bottenarna i Östersjön ut sig och förekommer i större utsträckning även i grundare områden och havsvikar (1; 5). Under hypoxiska förhållanden frigörs det fosfor som lagrats i sedimentet under den långa historiska perioden av hög extern belastning. Detta skapar en ond cykel då ökat fosforläckage göder vattenmassan och vidare ökar primärproduktionen, och därmed ytterligare sänker syrenivåerna vid bottenarna (6).

Under de senaste decennierna har vi minskat den externa fosforbelastningen (1) genom förbättrad vattenrening och jordbrukspraxis. Trots detta har fosfornivåerna i vattenmassan fortsatt att öka, vilket tyder på att det kommer ta mycket lång tid att återhämta Östersjön om vi bara fokuserar på att minska belastningen från land (7; 8). Ett föreslaget alternativ är att bryta den negativa cykeln genom att minska läckaget från bottenarna. Det finns flera förslag på metoder för att åstadkomma detta, varav en metod är att binda löst fosfor i sedimentet och därmed göra den otillgänglig för biota (9; 10). Återigen finns ett flertal förslag på lämpliga substanser för att binda fosfor. Aluminiumsalt anses vara ett av de mest effektiva, och har tidigare med gott resultat använts för att restaurera övergödda sjöar, utan att medföra negativ inverkan på biota (11; 12; 13). Denna metod har dock hittills inte testats på större skala i brackvattenförhållanden, och det är oklart hur verkningsfull den skulle vara och vad den kan väntas ha för inverkan på biota.

Syfte

Projektets mål är att genom ett manipulativt fältförsök testa effektivitet och effekter av fosforfällning med aluminium på grunda, syrerika mjukbottenar i skärgårdsvikar. Mer konkret syftar experimentet till att undersöka hur fällningen påverkar generell näringstillgång/läckage från sedimentet, aluminiumkoncentrationer i vatten och biota samt vattnets fysiokemi. Försöket utvärderar även följd effekter på växtplankton, djurplankton, makrofytter och mindre fauna.

Slutmålet med experimentet är att utvärdera metodens potential, effektivitet, och lämplighet för framtida användning vid behandling av övergödda områden i Östersjön.

Material och metoder

Områdesbeskrivning

Försöksområdet är beläget i en avskild vik (X = 6614664 Y = 1665310, RT90 2,5 g W), öster om Löparöfjärden, strax utanför Bergshamraviken, Norrtälje (Fig.1). Viken är jämngrund, med ett maximalt djup på ca 4m. Området i allmänhet, och viken i synnerhet, är ganska glest bebyggt och domineras av sommarstugor. Detta innebär att båttrafiken är relativt begränsad och det är inte så många som störs av konstruktionen. Även om viken är väl skyddad har den ett bra vattenutbyte, och därmed en relativt hög salinitet (strax över 5 ‰) och god syretillgång (kring 10 mg/l).

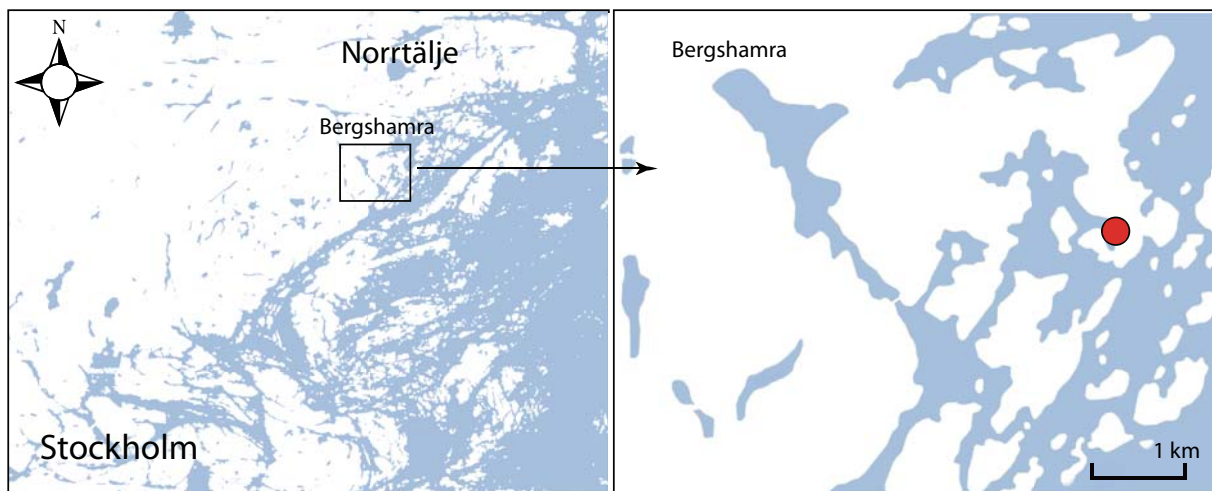


Fig. 1. Försöksplatsens position (X = 6614664 Y = 1665310 RT90 2,5 g W).

Försöksområdet valdes ut då det uppfyllde ett antal förhandskriterier:

- Viken är väl skyddad från vindverkan och havsströmmar.
- Botten utgörs av mjukbotten med ett djupt lager mjukt sediment.
- Sedimentet innehåller levande organismer och är endast delvis bevuxet av rotad vegetation.
- Botten har en jämn lutning så att alla försöksytor har samma djup, ca 3m vid lågt vattenstånd.
- Sedimenten är näringsrika, vilket gör det möjligt att utvärdera effektiviteten av P-fällning.



Bild 1. Försöksanläggningen i viken.

Konstruktion och försöksuppställning

Experimentet utfördes i 6 st. cylinderformade inneslutningar (mesokosmer), innehållande ca 150 m³ vatten, och i två försöksytor som inte inneslöt för att skapa omvärldkontroller. Inneslutningarna var 4,5 m höga med en diameter på 8 m och konstruerades av PVC-plast (poolduk) (Fig. 2). I toppen av cylindern skapades en fäll, med hjälp av en extra övervikbar yta, i vilken flytmateriäl inneslöt (skumplastcylindrar Ø 15 cm). Flytmaterialet beräknades ha en lyftkraft motsvarande ca 400 kg för varje cylinder. I botten skapades en motsvarande fäll där en kätting inneslöt (25m med en länktjocklek av 1,6 cm), för att tynga ned och täta inneslutningen mot botten. Denna kätting motsvarar en vikt av 104 kg per cylinder, d.v.s. ca 4 kg m⁻¹. Inneslutningen fästes mot bryggan och y-bommar med 10 st. metallöglor i toppen. Linor (12 st. per cylinder) fästade i exponerade kättinglänkar användes för att hissa upp cylinderns botten och därmed tillåta vattenutbyte i den behandlingen. Tätheten i varje inneslutning kontrollerades av dykare efter att konstruktionen var färdig.

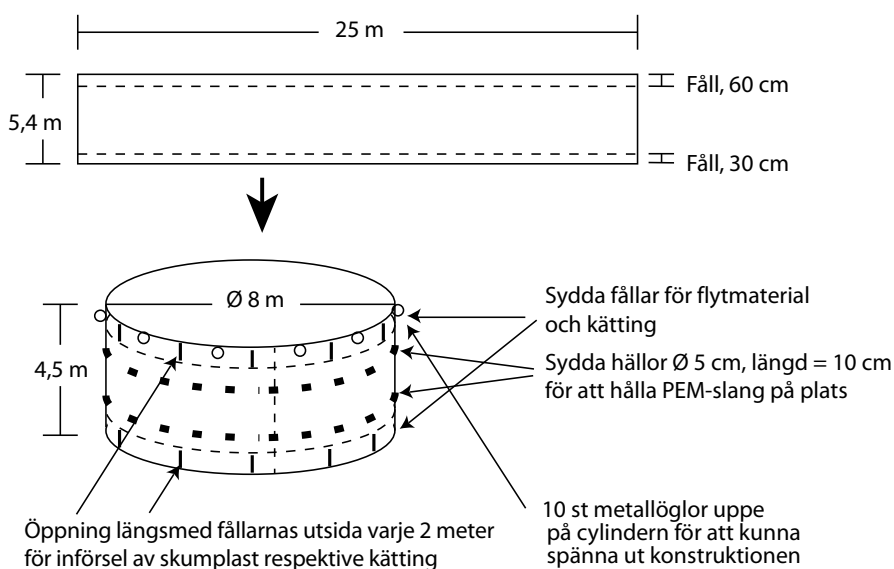


Fig.2. Inneslutningarnas konstruktion.

Strukturen av försöksanläggningen utgår från en huvudbrygga (25,5 m), längs med vilken 3 inneslutningar (Ø 8 m) placeras utmed vardera sidan (Fig.3). De två omvärldskontrollerna placerades vid försöksområdets utsidor. För att kunna spänna, förankra och stabilisera inneslutningarna omges dessa av y-bommar (8 meter) (Fig.3). Hela konstruktionen förankrades vid 4 punkter till p-ringar (3 st. 70 kg och 1st. 25 kg) med kättingar. Den totala förankringen beräknas därmed kunna förankra en vikt på mer än 10 ton i skyddad vik. Då konstruktionen beräknats väga ca 1,5 ton, ger detta en stabil förankring vilken fördelas i olika riktningar från konstruktionen, för att stabilisera oavsett vindriktning.

Försöket hade fyra olika behandlingar (Utanför; Kontroll; Al,vu; Al) som fördelades över inneslutningarna och de två utanförliggande områdena. De utanförliggande områdena användes som omvärldskontroller och behandlades inte med aluminium (benämns här efter "Utanför"). Två inneslutningar användes som kontroller mot de behandlade inneslutningarna, men även som kontroller mot de utanförliggande områdena för att kunna påvisa effekter som uppstår som följd av den fysiska inneslutningen (benämns "Kontroll"). Resterande fyra inneslutningar behandlades med aluminium för att fälla ut fosfor i vattnet och i sedimentet (se metodbeskrivning nedan). 10 dagar efter behandling hissades sidorna i två av inneslutningarna upp för att byta ut vattnet (benämns "Al,vu"). Avsikten med att byta ut vattenmassan var att simulera naturligt vattenutbyte i en behandlad havsvik.

Sidorna lämnades upphissade i tre dagar (20e juni tom 23e juni), varpå de åter sänktes ner och dess täthet inspekterades av dykare. I de två resterande inneslutningarna byttes vattnet inte ut (dessa behandlingar benämns "Al").

De olika behandlingarna placerades i väst-östlig riktning (den dominerande vindriktningen i viken) istället för att slumpas ut (Fig.3). Detta för att minimera risken för kontaminering mellan behandlingar, särskilt i samband med vattenutbytet i Al,vu-behandlingarna. De olika försöksytornas position bestämdes m.h.a. GPS (Tabell 1).

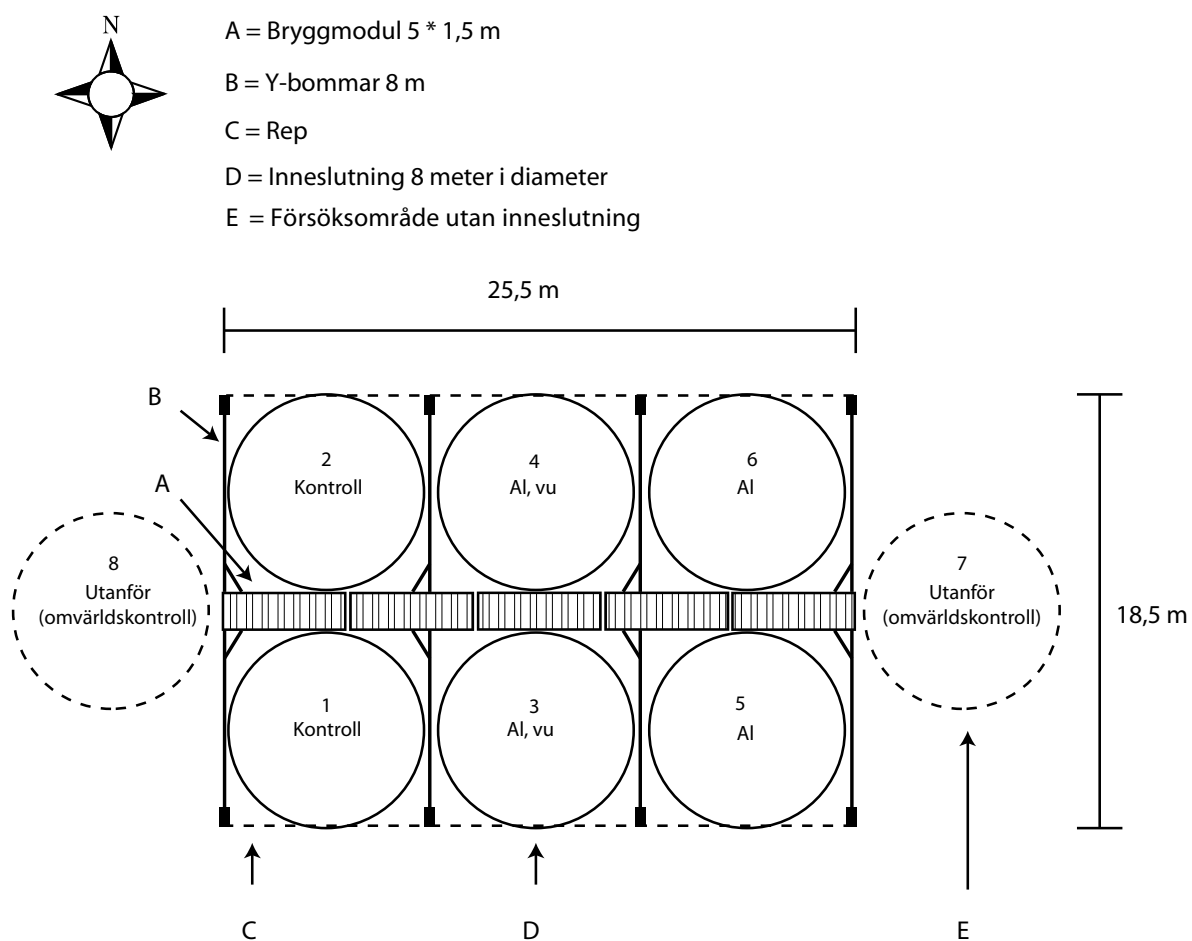


Fig.3. Försökanläggningens konstruktion och försökupställningen.

Tabell 1. Försöksytornas respektive position (mitten av ytan) i RT90 2,5 g W.

Koordinat	1	2	3	4	5	6	7	8
X	6614662	6614670	6614660	6614668	6614657	6614667	6614660	6614668
Y	1665301	1665303	1665308	1665311	1665317	1665319	1665326	1665295

Fosforfällning

Fosforfällningen genomfördes fredagen den 10/6 -2011.

För att fälla ut fosfor i behandlingarna tillsattes en polyaluminiumkloridlösning som benämns PAX-21. PAX-21 består till 7,5 % av Al^{3+} joner, och väger 1,32 kg per liter. I behandlingarna användes 25 liter lösning för varje behandlad försöksyta, vilket ger en dos av ca 47 g aluminium per m^2 .

För applicering av lösningen användes en krattliknande konstruktion, konstruerad av Vattenresurs AB. Huvudet på "krattan" var en meter bred, och varje tand utgjordes av ett rör där polyaluminiumkloridlösning pumpades ut. Varje tand var ca 20 cm lång för att säkerställa att lösningen verkligen applicerades nere i sedimentet.

Botten krattades genom att dykare först drog krattan ett varv längs inneslutningens vägg. Därefter placerade dykare krattan vid inneslutningens vägg, vartefter den drogs i rät vinkel in mot bryggan m.h.a. en lina. Detta upprepades tills hela försöksytans botten hade behandlats och totalt 25 liter lösning hade applicerats. Efter behandlingen var hela vattenmassan i inneslutningarna grumlad och grönfärgad (bild 3), vilket visar på att hela inneslutningens vattenvolym har påverkats av behandlingen.

De försöksytor som användes som kontroller och omvärldskontroller behandlades inte (krattades inte ens utan aluminium-tillsats), för att kunna jämföra behandlade ytor mot naturliga förhållanden (ostörda sediment).

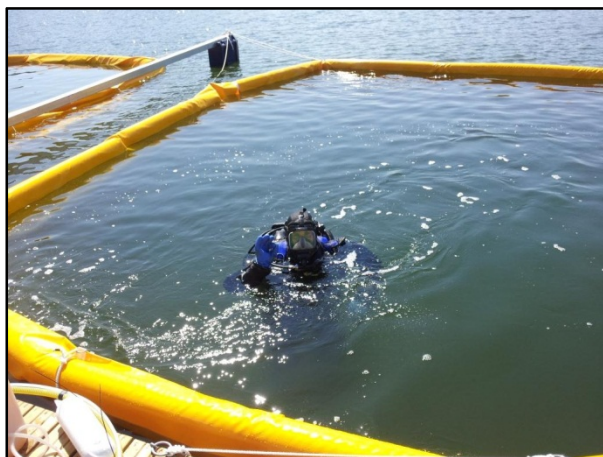


Bild 2. Dykare under arbetet med fosforfällning.



Bild 3. Inneslutningens vatten färgades grönt efterfällning.

Mätningar

Försöket utfördes under sommaren 2011, med start den 8e juni och avslutades den 28e september. Därefter fortsatte övervakning av vattenkemi och fysiokemiska parametrar under det följande året, och avslutades den 23e oktober 2012. Den fortsatta övervakningen genomfördes med syfte att undersöka hur länge en observerad effekt kan förväntas bestå.

Under försöket genomfördes en stor mängd mätningar, innefattande en rad olika kemiska och biologiska variabler, samt undersökning av ett antal olika organismgrupper (Plankton, blåstång, blåmusslor och spigg). Fysiokemiska och vattenkemiska mätningar genomfördes veckovis, medan organismernas respiration och produktion mättes varannan vecka. Övriga mätningar genomfördes vid ett par tillfällen under försökets gång (se nedan), primärt vid försökets start och slut.

Vattenprovtagning för vattenkemi

Vattenprover togs varje vecka under hela försöksperioden. Dessa prover togs med ett Rambergör från 2,7 till 0 meters djup i mitten av varje försöksyta. Provet hölls sedan över i 5-liters dunkar vilka levererades till Erkenlab för analys samma dag. Proverna analyserades med avseende på följande variabler:

- Partiklar: grumlighet, suspenderat material och glödningsförlust.
- Fosfor: fosfat, partikulärfosfor och totalfosfor.
- Kväve: nitrit+nitrat, ammonium, partikulärkväve och totalkväve.
- Organiskt material: DOC, TOC och Klorofyll.

Provtagning av sedimenterat material

Sedimenterat material samlades upp i sedimentfällor vid 2 tillfällen under försöket. Dessa fällor placerades ut precis över botten i försöksytorna 1, 3, 5 och 7. Varje fälla bestod av 2 rör (Ø5 cm), fästa i en hållare som hålls upp av en nedsänkt boj. Sedimentfällorna stod ute i två omgångar om 34 respektive 40 dagar. När de tömdes skickades proverna till Erkenlab för kemisk analys av suspenderat material, glödningsförlust, totalfosfor och totalkväve.

Sedimentprovtagning

Sedimentprover togs med en Willnerhämtare ned till ett sedimentdjup av 30 cm och separerades upp i 2 cm tjocka skikt. Proverna analyserades med avseende på närings- och aluminium-innehåll. Prover togs den 3e juni (före behandling) och den 19e september (101 dagar efter behandling), varpå sedimentet analyserades med avseende på olika fosforformer av Erkenlab.

Elementanalys

Vid slutet av försöket skickades prover av både vatten, sediment och biota till ALS Scandinavia för grundämnesanalys. Ett större antal grundämnen analyserades, men endast P och aluminium inkluderas i denna rapport. Biota som analyserades var blåstång, blåmusslor, spigg, *Gammarus*, och epifyter på blåstång.

Siktdjupsmätningar

Siktdjup mättes varje vecka i mitten av försöksytorna med hjälp av siktskiva och vattenkikare.

Fysiokemiska mätningar

Ett antal fysiokemiska variabler mättes varje vecka i försöksytornas mitt med hjälp av en multimeter (Orion 5-star multimeter från Thermoscientific). Dessa mätningar gjordes efter djupprofiler vid djupen 0, 1, 2 och 2,7 m. Vid varje djup noterades pH, O₂ (mg/l), salinitet (‰) och temperatur (°C).

Då det inte förekom några tydliga skiktningar inom någon av försöksytorna under säsongen används medelvärdet för varje försöksyta och tillfälle istället för enskilda djup i de statistiska beräkningarna. Specifika data för olika djup redovisas i Appendix 2.

Utplacering av organismer

Ett antal organismer placerades ut i försöksytorna under försöket:

- Blåstång (*Fucus vesiculosus*) placerades både i form av hela blåstångs-”ruskor” (25-50g), vilka hängdes vid försöksytornas kanter (djup = 30 cm), och som mindre ”grenar” (14 – 19 g) vilka hängdes från linor i mitten av försöksytorna (djup = 1m), i samtliga behandlingar.
- Musslor (*Mytilus edulis*) sattes ut i plastburar med en diameter på 15 cm och en höjd på 20 cm (maskstorlek 4 mm) i varje försöksyta. Varje bur innehöll 25 musslor och hängdes på 1 m djup.
- Storspigg (*Gasterosteus aculeatus*) hölls också i plastburar med en diameter på 40 cm och en höjd på 50 cm (maskstorlek 4 mm). Varje bur innehöll 6 fiskar och hängdes på 1 m djup.
- *Ceramium* sp. (fintrådig rödalga) hängdes ut i påsar konstruerade av permeabla membraner för att undvika att de små fragmenten (medelstartlängd = 2,78 mm) skulle betas ner av organismer. Tre påsar hängdes ut på linor i varje försöksyta.

Respiration och produktionsmätningar

Respiration mättes över natten för ett antal organismgrupper (plankton, blåstång, blåmusslor och spigg) under försökets gång. Mätning skedde i lufttäta burkar, fyllda med vatten från den försöksyta som organismerna planterats in i. Burkarna stoppades i svarta säckar för att åstadkomma mörker (och därmed förhindra primärproduktion) och sänktes ner i sin försöksyta under respirationstiden för att minimera temperaturförändring.

Burkarnas volym och tiden som respiration pågick varierade mellan olika organismer efter storlek och känslighet för låga syrenivåer (Tabell 2). För samtliga organismer (utom plankton) användes även en kontrollburk med enbart vatten i, vars respiration (R) sedan subtraherades från slutvärdet. För fotosyntetiserande organismer mättes även nettoprimärproduktion (NP) och dess GP/R-kvot beräknades (bruttoproduktion/respiration), där GP är summan av NP och R. Antalet organismer, burkarnas volym och respirationstid/produktionstid redovisas i Tabell 2.

Tabell 2. De olika organismernas burkvolym och respirationstid.

Respiration			
Organism	Mängd/massa	Burkvolym (l)	Respirationstid (tim)
Plankton	1,5 l vatten	1,5	15 till 23
Blåstångsgrenar	14-19 g	1,5	15 till 23
Blåmusslor	25 st.	5	15 till 23
Spigg	6 st.	5	1 till 1,5

Primärproduktion			
Organism	Mängd/massa	Burkvolym (l)	Produktionstid (tim)
Plankton	1,5 l vatten	1,5	1 till 3
Blåstångsgrenar	14-19 g	1,5	1 till 3

Tillväxt

Tillväxt mättes hos inplanterade blåstång-ruskor samt för *Ceramium*-fragment. Tillväxt per dag uppskattades genom att blåstång vägdes och *Ceramium* längdbestämdes vid start och slut. Förändringen delades sedan på antalet dagar i respektive tillväxtperiod. blåstång-ruskor hängde ute under i stort sätt hela försöket (92 dagar) medan *Ceramium*-fragmenten hängde ute i 21 dagar. Tillväxt av blåstång mättes på plats medan *Ceramium* mättes på Institutet för Tillämpad Miljöforskning (ITM) på Stockholms Universitet.

Påväxt

Dykare skattade procentuell påväxt på inneslutningarnas väggar vid försökets slut m.h.a. en inventeringsruta (20*20 cm).

Bottenfauna och makrofyter

Bottenfaunaprover togs i varje försöksyta vid försökets början och slut. Sedimentprovets yta var 110 cm² och togs till ett djup av 10 cm. Provet sållades sedan igenom ett såll med maskstorleken 0,5 mm.

Makrofyter inventerades i varje försöksyta vid försökets början och slut. Inventeringarna genomfördes av dykare.

Epifauna och epifyter på blåstång

Epifauna och epifyter separerades från blåstångsruskorna och analyserades på familjenivå vid försökets slut. Ruskorna hade då hängt ute i 90 dagar, efter att ha grovrensats innan de hängdes ut.

Vattenprovtagning för plankton

I samband med vattenprovtagning för vattenkemisk analys provtogs även plankton. Växtplankton provtogs varje vecka medan djurplankton provtogs varannan vecka. Även dessa prover hämtades med Rambergör från 2,7 till 0 m. Växtplankton hölls sedan av direkt från provet medan djurplankton filtrerades från 5 l vatten genom en planktonhåv (maskstorlek 40 µm). Proverna konserverades genom tillsats av Lugols-lösning. Planktonproverna analyserades med avseende på antal förekommande arter, våtvikt av de förekommande arterna, samt abundanser av vardera art. Dessa analyser genomfördes av Erkenlab. Av kostnadsskäl har det inte varit möjligt att analysera båda replikaten vid alla tillfällen, utan endast ett replikat är analyserat vid de flesta tillfällen. Detta medför att standardavvikelser bara kunnat beräknas vid de tillfällen då båda replikaten analyserats. Samtliga prover har endast analyserats efter provtagningarna den 8e juni, 22a juni samt den 27e september, d.v.s. före och efter fosforfällningen samt vid försökets avslutande. Vid övriga tillfällen har ett prov för varje behandling analyserats.

Effekter över tid

För att undersöka fosforfällningens effekter över längre tid fortsatte övervakning av vattenkemi och fysiokemiska mätningar månadsvis fram till och med oktober 2012. Vid uppföljningens avslutande undersöktes även makrofytsamhället samt påväxt på inneslutningarnas väggar. Behandlingarnas effekter under det påföljande året analyserades både med avseende på hela året (2012) och även med avseende på motsvarande tidsperiod (sommarmånaderna juni-september) som försöket under 2011.

För att testa och påvisa skillnader mellan behandlingar över tid användes repeated measures ANOVA (RM-ANOVA). Dessa tester genomfördes på data efter fällningstillfället, även om startvärden innan behandling presenteras i figurer. För att testa skillnader mellan behandlingar där mätningar endast skett vid ett tillfälle (ex. innehåll av P och aluminium i organismer) så användes envägs ANOVA (analysis of variance). I de fall post hoc-tester genomfördes, användes Tukey's HSD test (HSD). Förutsättningarna för att kunna genomföra ANOVA testades genom att normalfördelning för de ingående variablerna kontrollerades, variansernas homogenitet testades med Cochran's C-test, samt avsaknad av korrelation mellan medelvärden och varianser kontrollerades. I de fall där data inte uppfyllde kraven för ANOVA har data transformerats. I de fall där bara ett replikat finns för varje behandling har data för fällda och icke fällda behandlingar slagits samman.

Skillnader i samhällsstruktur av plankton, bottenfauna och epifauna testades med det multivariata testet ANOSIM (analysis of similarities). För att fastställa vilka individuella arter som är mest betydande för eventuella skillnader mellan samhällena användes en SIMPER analys (similarity percentage). För att fastställa om aluminiumtillsatsen och den fysiska avgränsningen inverkar på planktonsamhällets artsammansättning användes en rad multivariata tester. Till att börja med undersöktes datas lämplighet för vidare multivariat analys genom att gradientlängd och "arch-effect" testades i en DECORANA analys (detrended correspondence analysis). Härfter genomfördes CCA analys (canonical correspondence analysis) varpå miljöfaktorernas (tid, fosforfällning och inneslutning) respektive förklaringsgrad testades i en Env-fit analys (Environmental fitting).

ANOVA och RM-ANOVA genomfördes i mjukvaran R. Även de multivariata testerna Decorana, CCA och Env-fit genomfördes i R, medan PAST använts för ANOSIM- och SIMPER-analyser.

Resultat

Studien visar att fosforfällning med polyaluminiumkloridlösning har haft avsedd verkan på fosfornivåerna i behandlingarna. Den reducerade näringstillgången har huvudsakligen visat sig genom sänkta nivåer i vattenmassan och ett begränsat läckage av fosfor från sedimenten. Dessa minskade närsaltsnivåer har sedan påverkat andra delar av systemet och manifesterats i såväl fysiokemiska förhållanden som biologisk tillväxt. Studien har genererat ett stort dataunderlag och för att göra resultaten överskådliga delas de in i de 5 huvudkategorierna: Näring, Fysiokemi, Biologi, Aluminium i systemet och Effekter över tid.

Näring

Vattenmassan

Behandlingen hade en signifikant inverkan på vattnets totalfosforinnehåll (RM-ANOVA $F_3=37,74$, $p<0,01$; Fig.4) medan fosfathalten inte påverkades signifikant (Fig.5). Al-behandlingen har en lägre totalfosfornivå än både de ofällda behandlingarna under hela perioden (HSD $p<0,05$), medan Al,vu inte skiljer sig från de ofällda efter vattenutbytet, men blir åter signifikant skilt från kontrollerna från och med den 12:e juli (HSD $p<0,01$) och ser även ut att vara lägre än omvärldskontrollen (dock ej signifikant, HSD $p=0,08$). Al- och Al,vu-behandlingarna skiljer sig inte från varandra efter den 12:e juli.

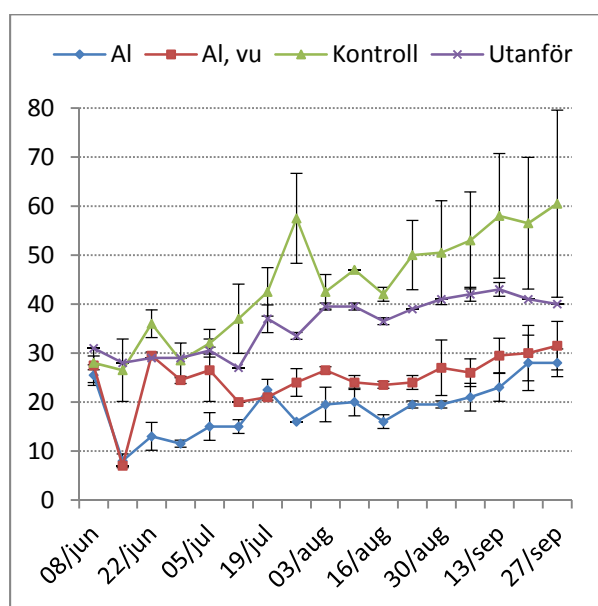


Fig.4. Totalfosforkoncentrationens ($\mu\text{g/l}$, medel $\pm$ Stdav) utveckling i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

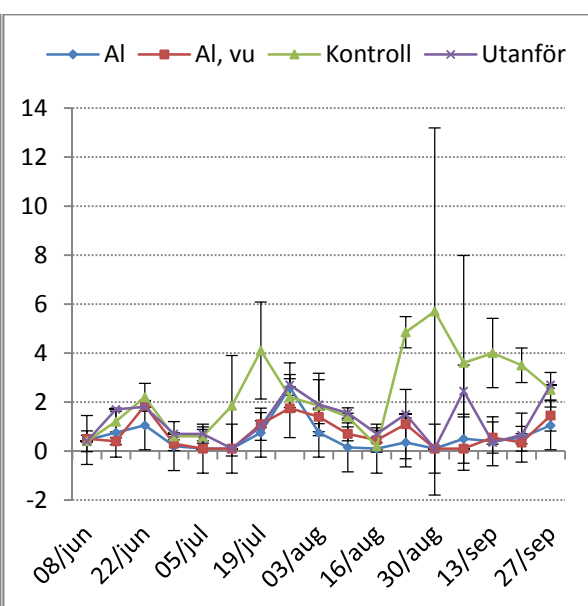


Fig.5. Fosfatfosforkoncentrationens ($\mu\text{g/l}$, medel $\pm$ Stdav) utveckling i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

Totalt kväveinnehåll i vattenmassan påverkas signifikant av behandling (RM-ANOVA $F_3=20,29$ $p<0,05$), där Al-behandlingen har en signifikant lägre nivå än alla de andra behandlingarna (HSD $p<0,05$; Fig.6), bortsett från den 19:e juli där kvävenivån i vattnet även i den behandlingen hade en markant topp. Al,vu-behandlingen skiljer sig inte från någon av kontrollerna efter vattenutbytet (Fig. 6).

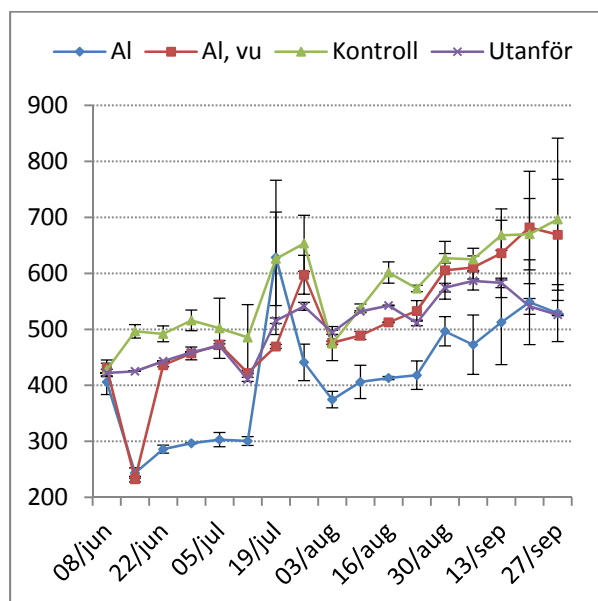


Fig. 6. Totalkvävekoncentrationens ($\mu\text{g/l}$, medel $\pm\text{Stdav}$) utveckling i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

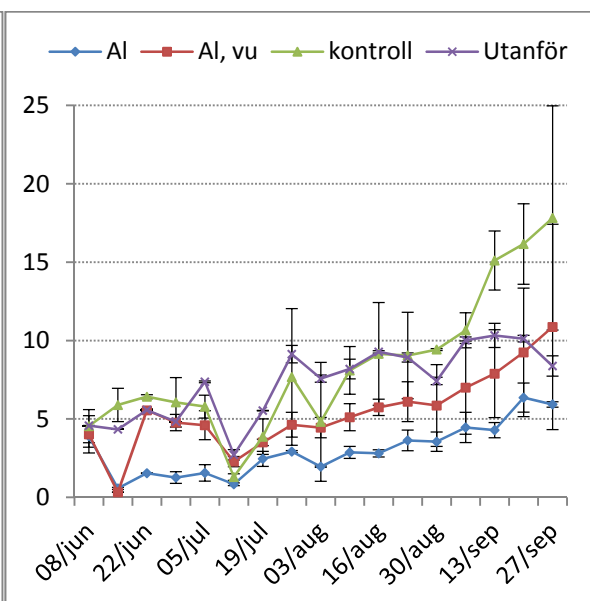


Fig.7. Klorofyllkoncentrationens ($\mu\text{g/l}$, medel $\pm\text{Stdav}$) utveckling i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

Mängden klorofyll i vattenmassan påverkades av behandling (RM-ANOVA $F_3=17,00$ $p<0,05$; Fig.7), och båda de fällda behandlingarna tenderar att vara lägre än kontrollen (dock endast Al signifikant HSD $p<0,05$, medan Al,vu HSD $p=0,09$). Ingen av de fällda behandlingarna skiljer sig från omvärldskontrollen, även om Al-behandlingen ligger väldigt lågt (HSD $p=0,06$) och skiljer sig från denna (HSD $p<0,05$) om 27e september räknas bort då kontrollerna hade väldigt stor spridning. Al och Al,vu skiljer sig inte från varandra. Övriga data från vattenkemiproverna redovisas i Appendix 1.

Sedimentfällor och total mängd kväve

Båda de fällda behandlingarna hade betydligt lägre mängd suspenderat material och total mängd fosfor än de ofällda behandlingarna (RM-ANOVA $F_1=1101,30$ $p<0,001$ respektive $F_1=90,80$ $p<0,05$; Fig.8 a-b). Total mängd kväve kunde inte skiljas statistiskt mellan fällda och ofällda behandlingar, även om skillnaden mellan grupperna var stor och trenden mot statistisk åtskillnad var tydlig ($F_1=12,73$ $p=0,07$; Fig. 8c).

Dock finns endast ett replikat för varje behandling och tidpunkt, varför statistiken beräknas på hopslagna behandlingar för varje tillfälle (kontroll slås ihop med utanför och Al med Al,vu).

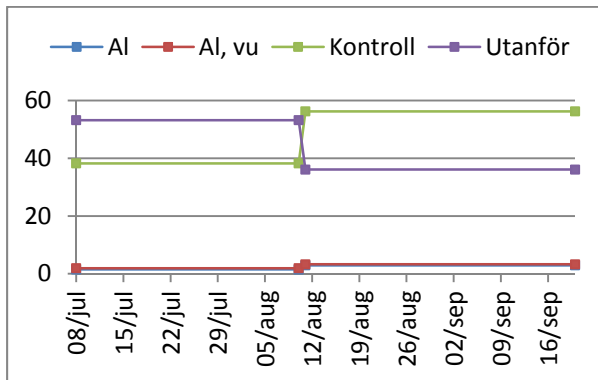


Fig.8a. Medelsedimenteringshastighet av suspenderat material ($\text{g TS m}^{-2} \text{dag}^{-1}$, medel av två fällor) i de olika behandlingarna, under två mätperioder.

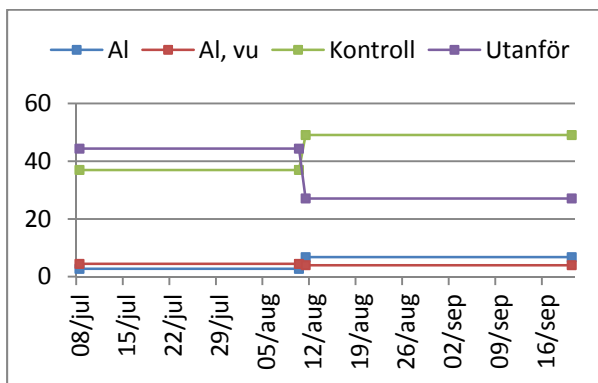


Fig. 8b. Medelsedimenteringshastighet av totalfosfor ($\text{mg P m}^{-2} \text{dag}^{-1}$, medel av två fällor) i de olika behandlingarna, under två mätperioder.

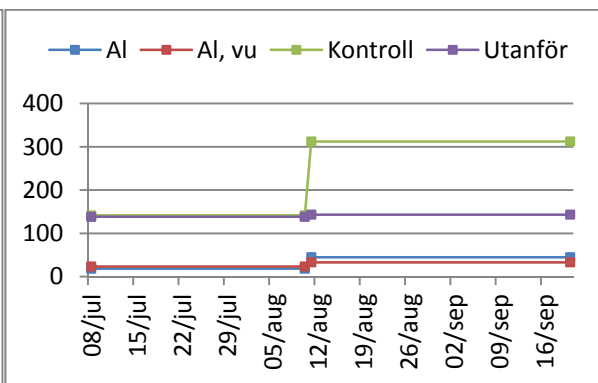


Fig. 8c. Medelsedimenteringshastighet av totalkväve ($\text{mg N m}^{-2} \text{dag}^{-1}$, medel) i de olika behandlingarna, under två mätperioder.

Organismer

Fosforinnehållet i blåstång tycks vara lägre i de två fällda behandlingarna än i kontrollen (Fig.10), även om detta inte är en signifikant skillnad (ANOVA $F_3=6,06$ $p=0,06$; HSD $p=0,06$ och HSD $p=0,09$ för Al respektive Al,vu). Fosforinnehållet i epifyter på blåstång kunde inte skiljas mellan behandlingarna, även om de obehandlade tenderar att ha ett högre fosforinnehåll (Fig.11). När data slogs samman för fällda och ofällda behandlingar har blåstång och epifyter i fällda behandlingar ett lägre fosforinnehåll än i ofällda (ANOVA $F_1=12,60$ $p<0,5$ respektive ANOVA $F_1=16,45$ $p<0,01$).

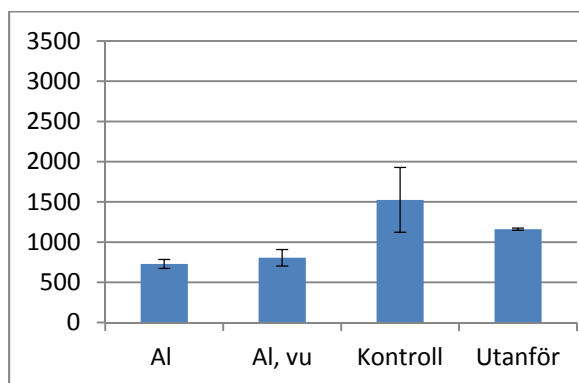


Fig. 10. Fosforinnehåll i blåstång (mg/kg TS, medel $\pm$ Stdav) i de olika behandlingarna, efter försöksperioden.

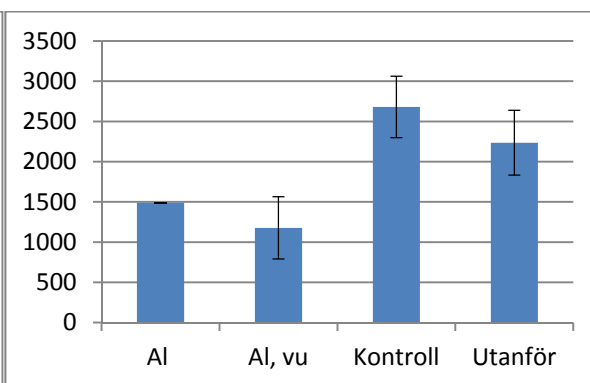


Fig. 11. Fosforinnehåll i epifyter på blåstång (mg/kg TS, medel $\pm$ Stdav) i de olika behandlingarna, efter försöksperioden.

Fosforinnehållet i gammariderna skiljde sig mellan behandlingarna (ANOVA $F_3=87,38$ $p<0,001$), där nivån är lägre utanför inneslutningarna (HSD $p<0,01$), medan Al-behandlingen har ett lägre fosforinnehåll än kontrollerna (HSD $p=0,01$; Fig.12).

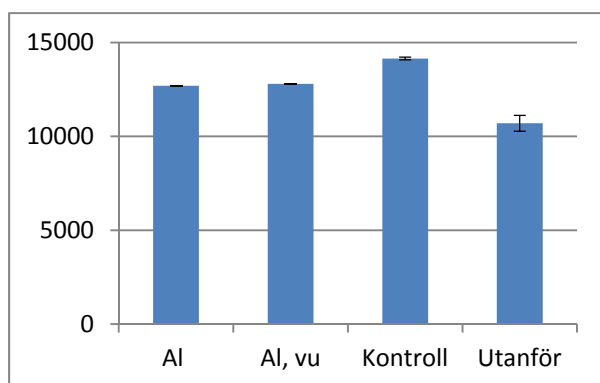


Fig. 12. Fosforinnehåll i *Gammarus* spp. (mg/kg TS, medel $\pm$ Stdav) i de olika behandlingarna, efter försöksperioden.

Behandlingarna hade ingen påvisbar inverkan på fosforinnehållet i vare sig blåmusslor eller spigg (Fig.13och 14).

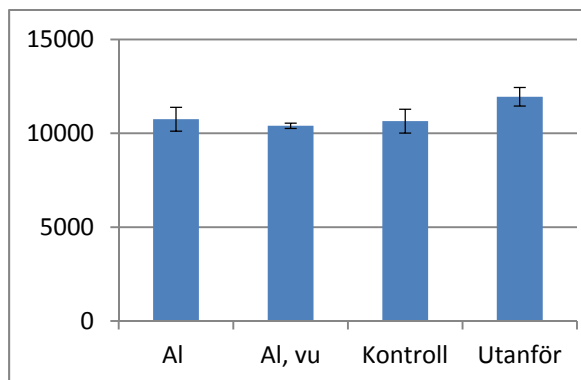


Fig. 13. Fosforinnehåll i blåmusslor (mg/kg TS, medel $\pm$ Stdav) i de olika behandlingarna, efter försöksperioden.

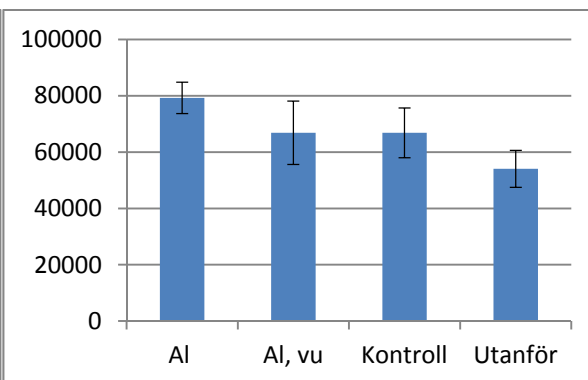


Fig. 14. Fosforinnehåll i spigg (mg/kg TS, medel $\pm$ Stdav) i de olika behandlingarna, efter försöksperioden.

Fysiokemi

Fosforfällning hade effekt på siktdjupet (RM-ANOVA $F_3=52,91$ $p<0,01$; Fig. 15), då Al hade ett större siktdjup än alla övriga behandlingar (HSD $p<0,01$). Al,vu skiljer sig inte från de ofällda behandlingarna efter vattenutbytet.

Behandling hade ingen inverkan på salinitet (Fig.16).

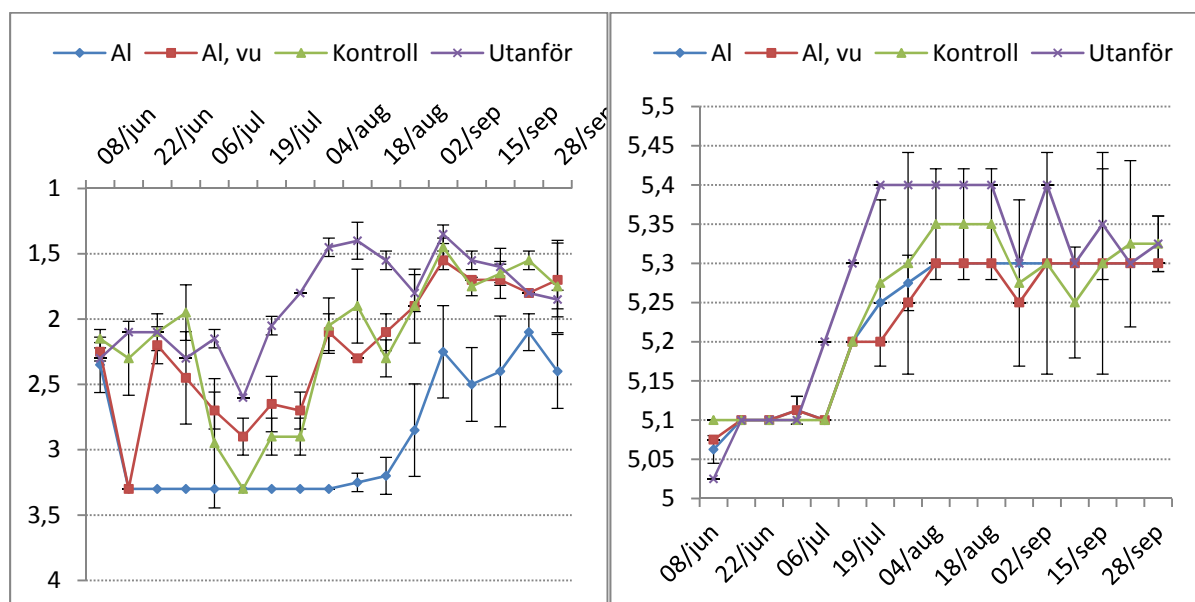


Fig. 15. Siktdjupets (m, medel $\pm$ Stdav) utveckling i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

Fig. 16. Salinitetens (‰, medel $\pm$ Stdav) utveckling i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

Koncentrationerna av löst syre skilde sig inte mellan behandlingarna (Fig. 17), även om Al,vu tenderar att ha en högre syrehalt än kontrollerna (RM-ANOVA $F_3=5,12$ $p=0,10$; HSD $p=0,09$).

Fosforfällning hade en signifikant effekt på pH (RM-ANOVA $F_3=46,0$ $p<0,01$), då pH initialt sänktes i båda de fällda behandlingarna. Direkt efter vattenutbytet återfick Al,vu ett likartat pH som kontrollerna, men pH i denna behandling ökade därefter och var högre än de övriga behandlingarna under en period (RM-ANOVA $F_3=17,30$ $p<0,05$), för att sedan återgå till ett pH i nivå med dessa (Fig. 18). I Al-behandlingen ökade pH successivt efter fällningen, tills den inte längre gick att skilja från de ofällda behandlingarna fr.o.m. den 29:e juli.

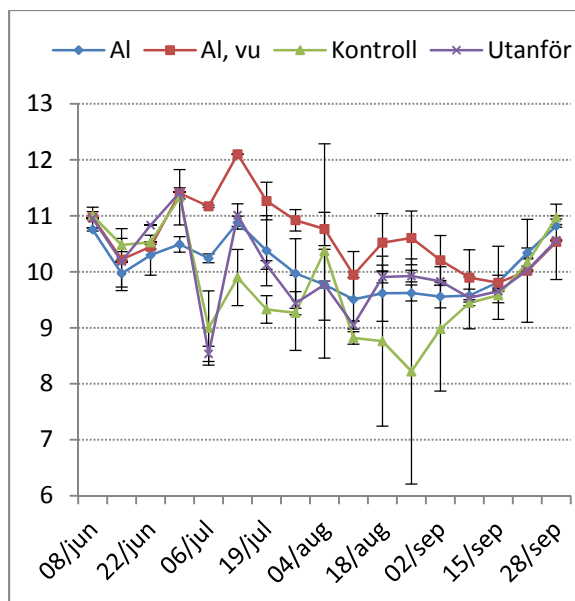


Fig. 17. O₂-koncentrationens (mg/l, medel $\pm$ Stdav) utveckling i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

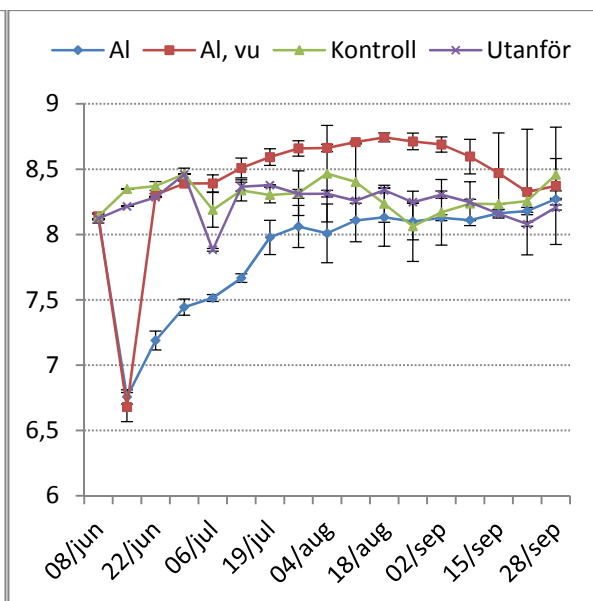


Fig. 18. pH (medel $\pm$ Stdav) utveckling i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

Temperaturen var väldigt homogen mellan alla försöksytor som inte skiljde sig från varandra någon gång under försöksperioden (Fig.19).

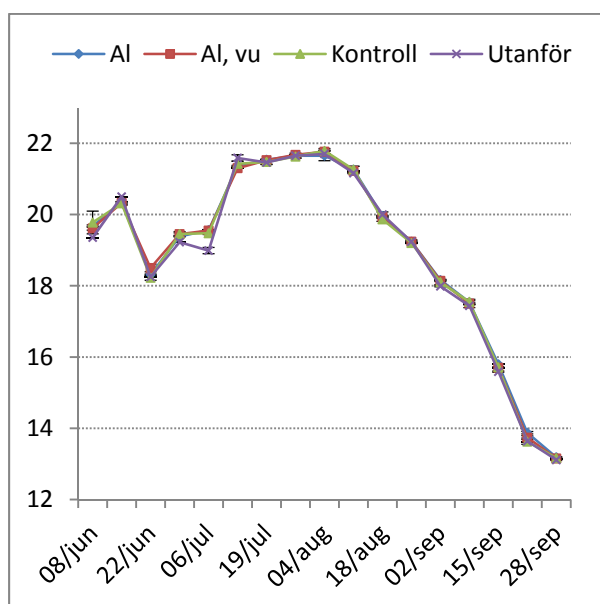


Fig. 19. Temperatur(°C, medel $\pm$ Stdav) utveckling i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

Biologi

Fysiologi

Plankton

Behandlingarna hade ingen påvisbar inverkan på planktonsamhällets respiration, primärproduktion eller GP/R-kvot (Fig. 20a-c).

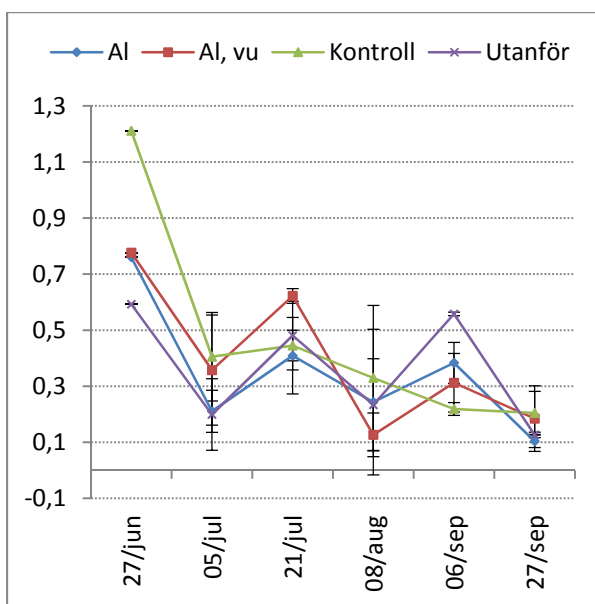


Fig. 20a. Planktonrespiration (% O₂ mättnad/tim/g vv/l, medel ±Stdav) i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

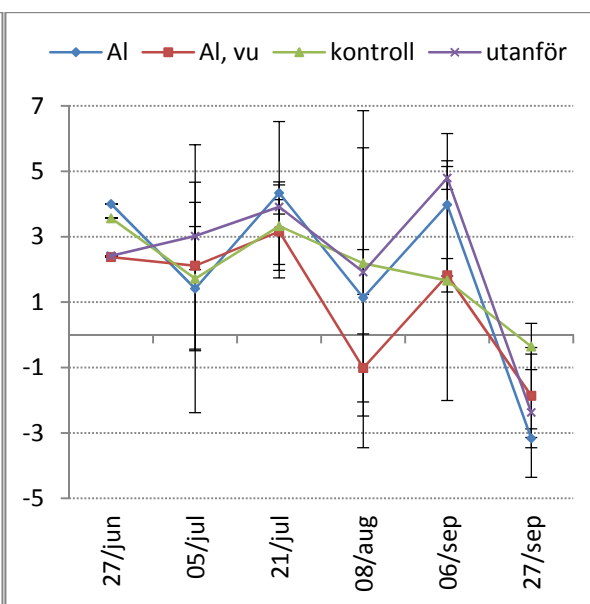


Fig. 20b. Planktonprimärproduktion (% O₂ mättnad/tim/g vv/l, medel ±Stdav) i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

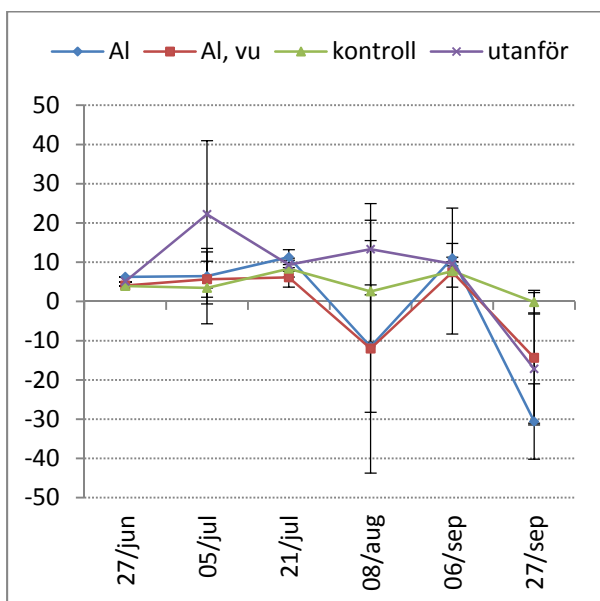


Fig. 20c. GP/R-kvoten för plankton (% O₂ mättnad/tim/g vv/l, medel ±Stdav) i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

Blåstång

Behandlingarna hade inte heller någon påvisbar inverkan på blåstång respiration, primärproduktion eller GP/R-kvot (Fig. 21a-c).

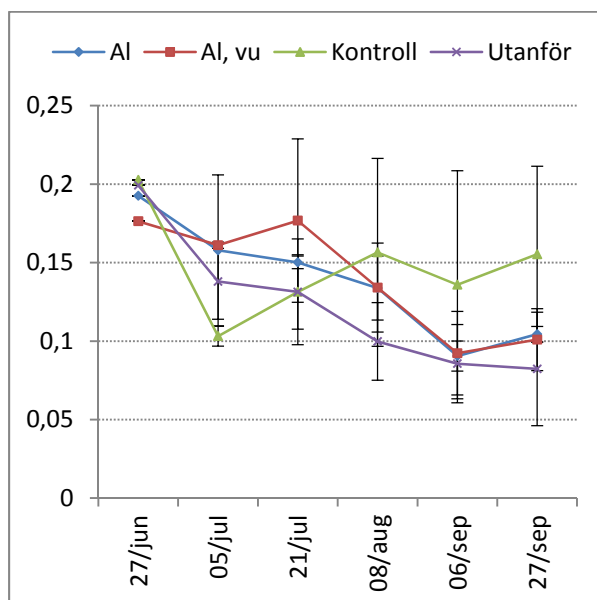


Fig. 21a. Blåstångs respiration (% O₂ mättnad/tim/g vv/l, medel $\pm$ Stdav) i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

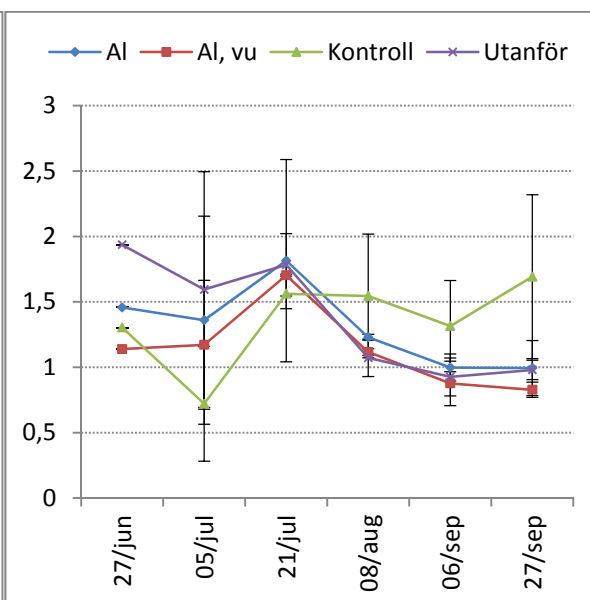


Fig. 21b. Blåstångs primärproduktion (% O₂ mättnad/tim/g vv/l, medel $\pm$ Stdav) i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

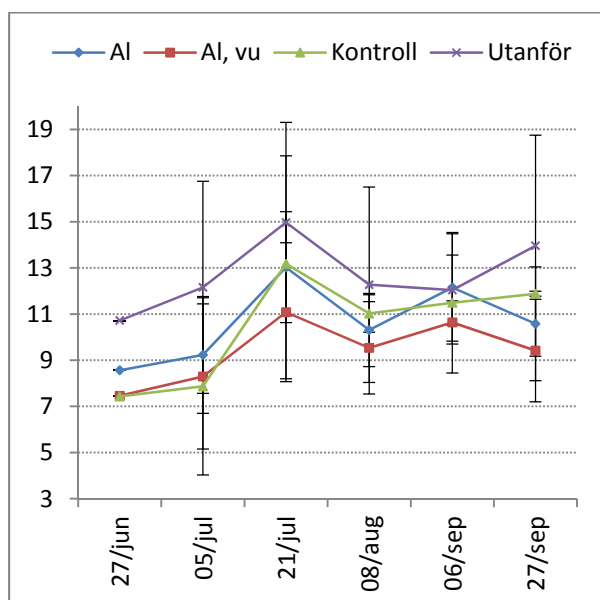


Fig. 21c. GP/R-kvoten för blåstång (% O₂ mättnad/tim/g vv/l, medel $\pm$ Stdav) i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

Blåmusslor

Inte heller för respirationen av blåmusslor kan någon behandlingseffekt påvisas (Fig. 22).

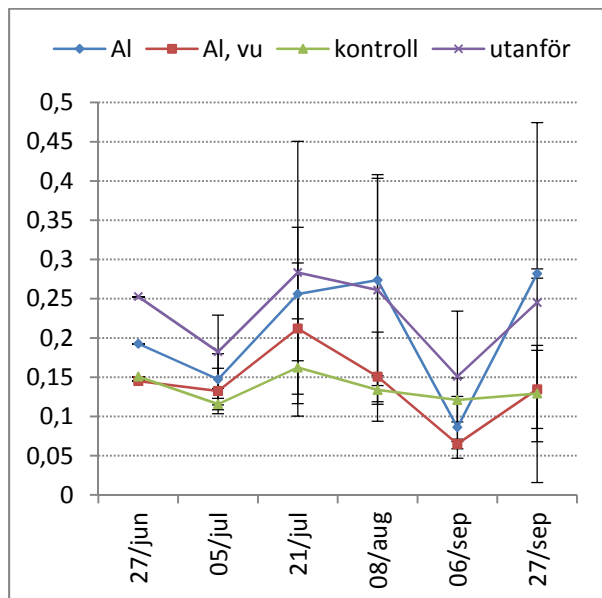


Fig. 22. Blåmusslors respiration (% O₂ mättnad/tim/g vv/l, medel ±Stdav) i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

Spigg

Spiggs respiration skiljde sig mellan behandlingar (RM-ANOVA $F_3=7,00$ $p<0,05$) och var högre i Al,vu-behandlingen än i de andra behandlingarna (HSD $p<0,05$). Denna skillnad uppstår p.g.a. den högre respirationen den 9 augusti, medan det inte fanns några skillnader i respirationen vid det första tillfället (Fig. 23).

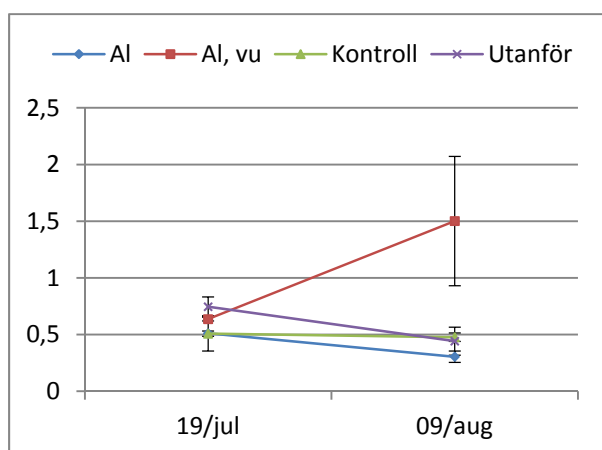


Fig. 23. Spiggs respiration (% O₂ mättnad/tim/g vv/l, medel ±Stdav) i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

Planktonsamhällets struktur

Växtplankton

Totalt återfanns 217 olika arter i vattenproverna tagna i de olika behandlingarna under försöksperioden, fördelade på 7 olika huvudgrupper (divisioner). De funna huvudgrupperna var: Chlorophyta (Grönalger), Chrysophyta (Guldalger), Cryptophyta (Rekylalger), Cyanophyta (Cyanobakterier), Dinophyta (Dinoflagellater), Euglenophyta (Ögondjur) samt Haptophyta (Fästalger). Cyanobakteriearterna *Aphanocapsa* sp. och *Merismopedia warmingiana* är generellt abundanta i alla behandlingar och förekommer i relativt höga abundanser under hela försöksperioden (Appendix 1).

Artantalet i behandlingarna skiljde sig inte åt under försöksperioden. Dock tenderar omvärldskontrollerna ha ett relativt högt artantal under hela perioden (Fig. 24).

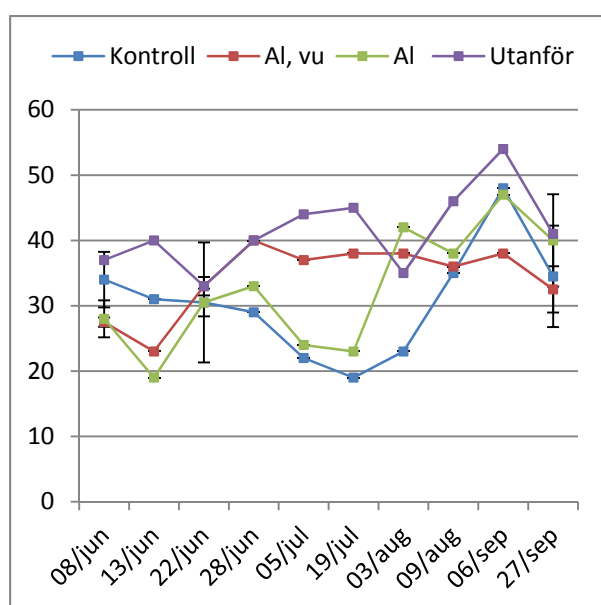


Fig.24. Antal förekommande arter av växtplankton (medelantal $\pm$ Stdav) i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

Inte heller totalt antal eller total vikt av växtplankton i de olika behandlingarna kunde särskiljas under försöksperioden. Antalet individer uppvisar ett flertal toppar, i framförallt de inneslutningar som representerar Al,vu och omvärldskontrollerna, vilka alla beror på blomningar av cyanobakterier (Fig. 25). Även totalvikten uppvisar en tydlig topp i den obehandlade inneslutningen, vilken beror på att Chlorophyta blommar den 3:e aug, följt av en kraftigare blomning av Chrysophyta den 9:e aug (Fig. 26).

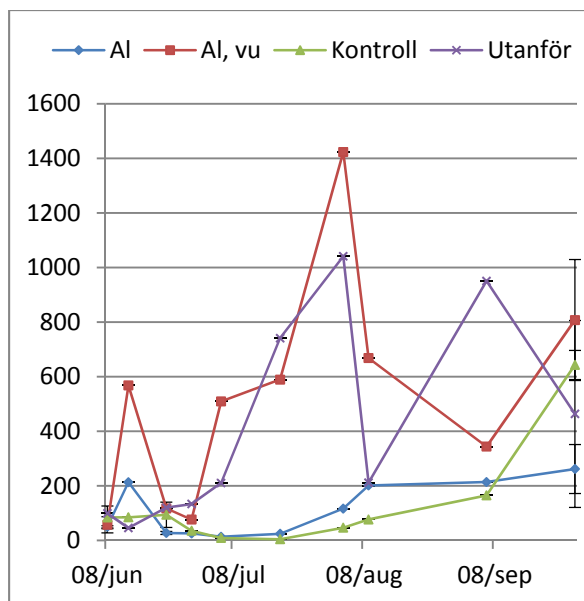


Fig. 25. Sammanlagt antal individer av de förekommande växtplanktonarterna (medelantal $\cdot 10^9/m^3 \pm \text{Stdav}$) i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

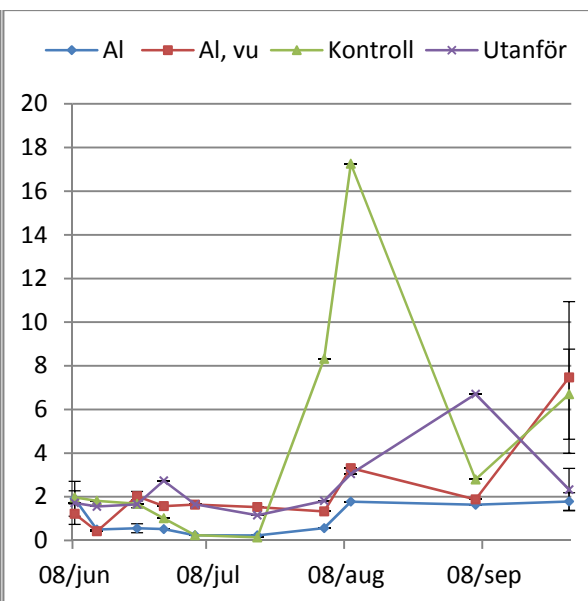


Fig. 26. Sammanlagd vikt av de förekommande växtplanktonarterna (g/m^3 medel $\pm \text{Stdav}$) i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

En närmare granskning av de förekommandehuvudgruppernas utveckling över tid visar att samtliga grupper har en relativt låg abundans i den fälda inneslutningen under hela försöksperioden (Fig. 27a-g). Detta kan dock inte styrkas statistiskt. I övrigt kan inga tydliga mönster urskiljas mellan de olika inneslutningarna då samtliga grupper uppvisar en stor variation över tid (Fig. 27a-g).

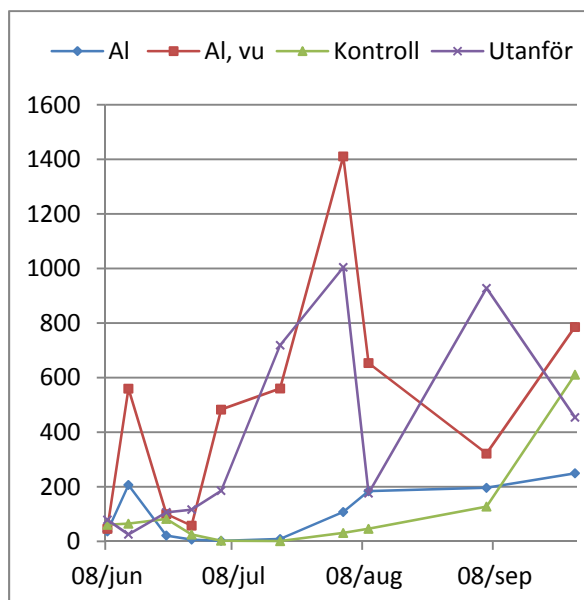


Fig. 27a. Cyanophyta (antal $\cdot 10^9/m^3$)

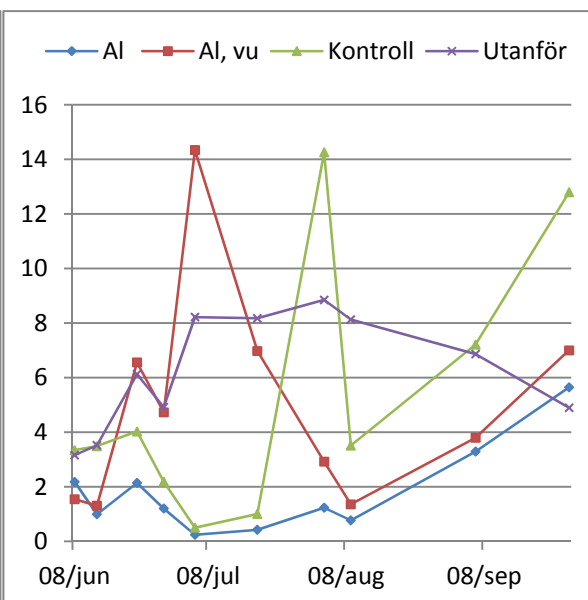


Fig. 27b. Chlorophyta (antal $\cdot 10^9/m^3$)

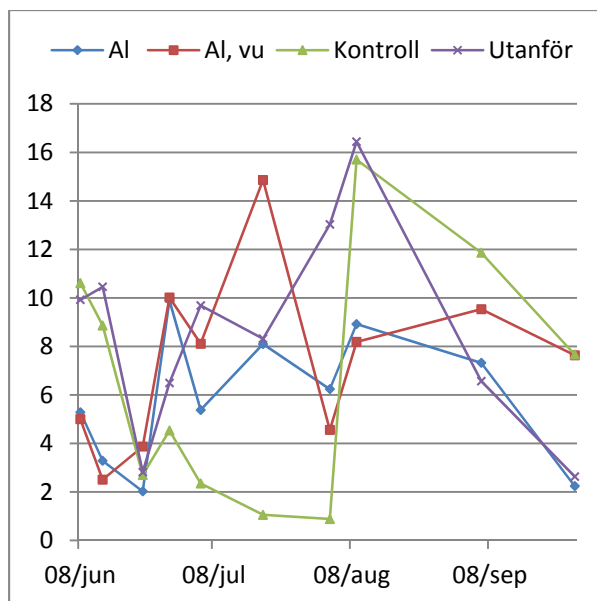


Fig. 27c. Chrysophyta (antal * $10^9/m^3$)

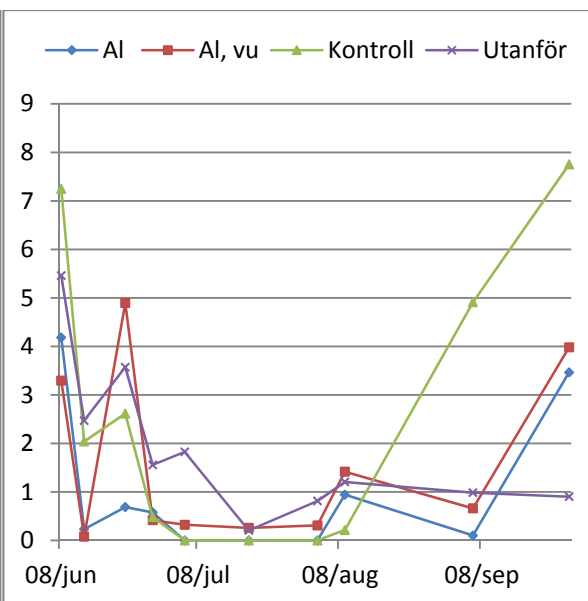


Fig. 27d. Haptophyta (antal * $10^9/m^3$)

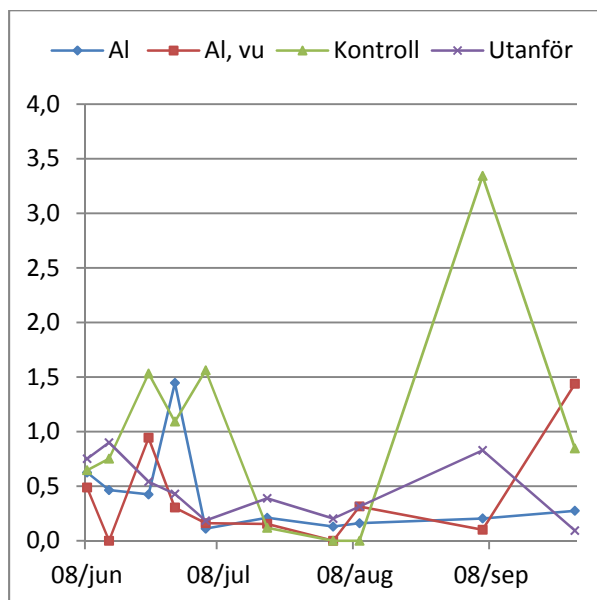


Fig. 27e. Cryptophyta (antal * $10^9/m^3$)

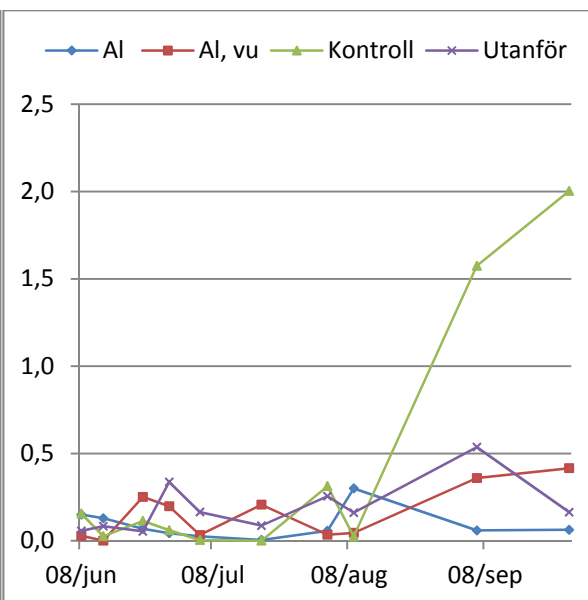


Fig. 27f. Dinophyta (antal * $10^9/m^3$)

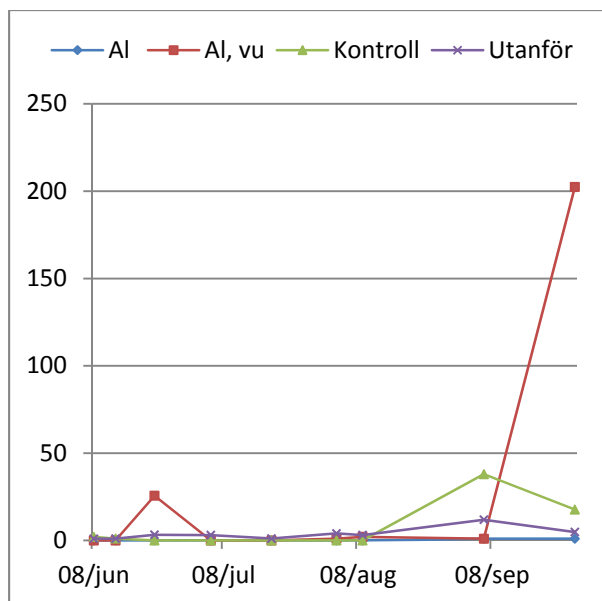


Fig. 27g. Euglenophyta (antal * 10⁶/m³).

Observera att skalans enhet anpassats för den här gruppen.

När fosforfällningens, de fysiska inneslutningarnas och säsongsutvecklingens inverkan på växtplanktonsamhällets artsammansättning undersöktes, visades att de tre testade miljöfaktorerna förklarar ca 10 % av den totala variationen i ordinationen (Tabell 3). Detta kan anses som en god förklaringsgrad i relation till variationen inom behandlingarna. Den förklarade delen av variationen styrs i huvudsak av fosforfällning och den fysiska strukturen av inneslutningarna (Tabell 4). Tid har en låg förklaringsgrad då variationen mellan tillfällen är stor, och styr heller inte samhällets struktur.

Tabell 3. Miljöfaktorernas sammanlagda förklaringsgrad uppgick till 10 % av den totala variationen, testade i en CCA-analys.

	Inertia	Proportion	Rank
Total	1,95758	1,0000	
Constrained	0,19415	0,09918	3
Unconstrained	1,76343	0,90082	39

Tabell 4. Både fosforfällning och fysisk inneslutning hade en påvisbar effekt planktonsamhällets struktur. Environmental fit-analys, där p-värdena baseras på 1000 permutationer (* = p < 0,05, ** = p < 0,01).

	CCA1	CCA2	r2	Pr(>r)
Tid	0,77766	-0,62869	0,0622	0,550450
Fällning	-0,36203	-0,93216	0,2085	0,005994**
Inneslutning	-0,98584	0,16767	0,2144	0,049950*

Trots att både fosforfällning och fysisk inneslutning visas strukturera växtplanktonsamhället så kan skillnader mellan samhällen i inneslutningar jämfört med samhällen i omvärldskontrollen inte påvisas statistiskt, vare sig under hela försöksperioden (ANOSIM $p=0,61$, $R=-0,014$) eller vid enskilda tillfällen (ANOSIM $p>0,05$, $R=0,03 - 0,6$). Inte heller planktonsamhällena i de enskilda behandlingarna kunde skiljas från varandra under perioden eller vid enstaka tillfällen (ANOSIM $p>0,5$, $R=0,33 - 0,36$).

Djurplankton

Totalt återfanns 35 olika djurplanktonarter i vattenproverna tagna i de olika behandlingarna under försöksperioden, fördelade på 3 olika huvudgrupper (divisioner). De funna huvudgrupperna var: Cladocera (Hinnkräftor), Copepoda (Hoppräckor), samt Rotatoria (Hjuldjur).

Antalet förekommande djurplanktonarter i de olika behandlingarna skiljde sig inte åt under försöksperioden, och variationen är stor i de provtagna inneslutningarna (Fig. 28).

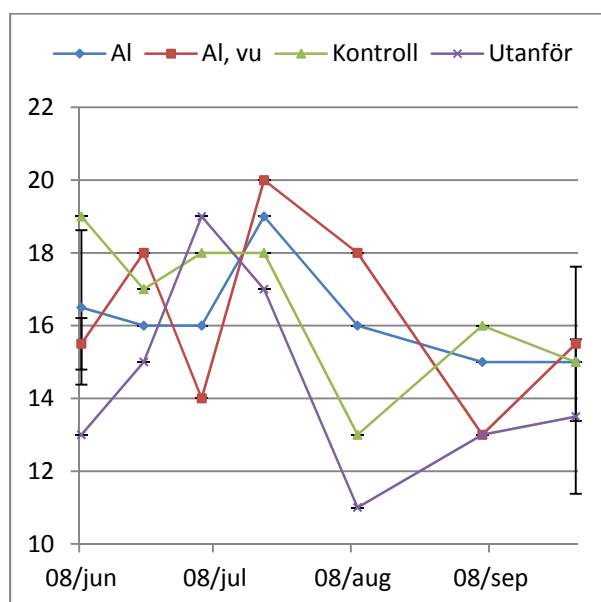


Fig. 28. Antal förekommande arter av växtplankton (medelantal $\pm$ Stdav) i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

Inte heller totalt individantal eller total vikt av djurplankton i de olika behandlingarna kunde särskiljas statistiskt under försöksperioden. Antalet individer uppvisar heller inga tydliga mönster i de enskilda inneslutningarna (Fig. 29), medan totalvikten uppvisar en tydlig topp i den inneslutning som representerar kontrollerna, vilken beror på att arten *Bosmina coregoni* (en art av hinnkräfta) förekommer i stort antal (Fig. 30).

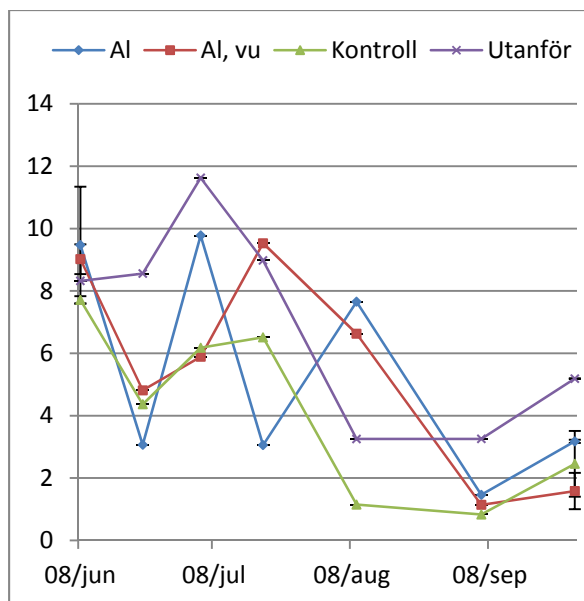


Fig. 29. Sammanlagt antal individer av de förekommande växtplanktonarterna (medelantal * $10^5/\text{m}^3 \pm \text{Stdav}$) i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

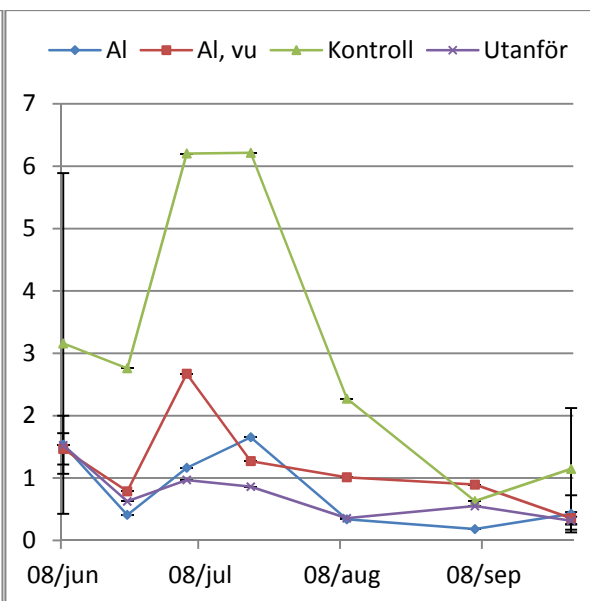


Fig. 30. Sammanlagd vikt av de förekommande växtplanktonarterna (g/m^3 medel $\pm \text{Stdav}$) i de olika behandlingarna, under försöksperioden.

Utöver det relativt stora antalet plankton ur gruppen Cladocera i den obehandlade inneslutningen, uppvisar de förekommandehuvudgruppernas utveckling över tid inga tydliga mönster mellan de olika inneslutningarna (Fig. 31a-c).

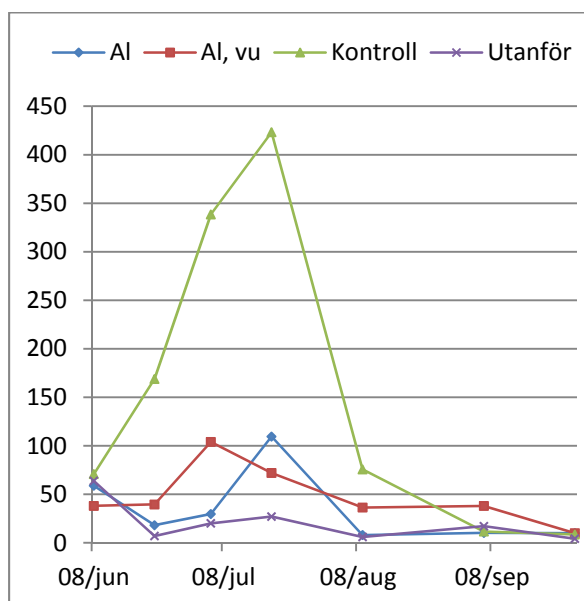


Fig. 31a. Cladocera (antal * $10^3/\text{m}^3$)

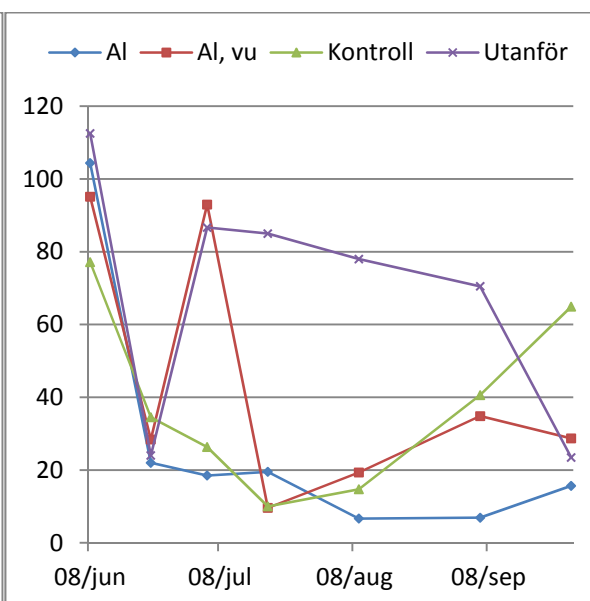


Fig. 31b. Copepoda (antal * $10^3/\text{m}^3$)

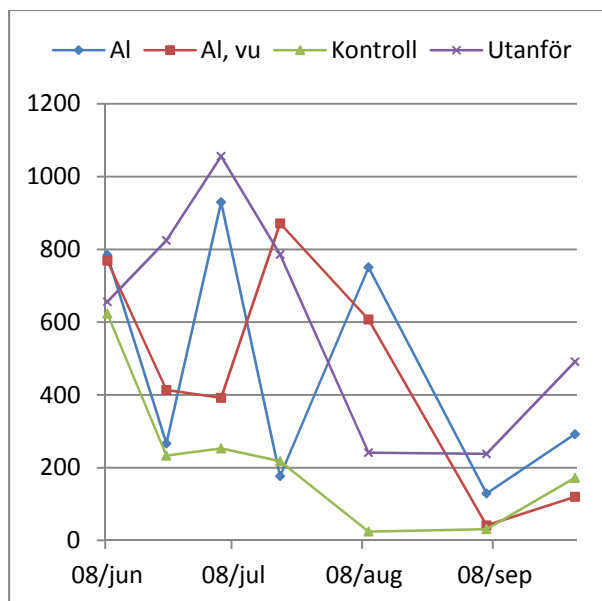


Fig. 31c. Rotatoria (antal * 10³/m³)

När fosforfällningens, de fysiska inneslutningarnas och säsongsutvecklingens inverkan på djurplanktonsamhällets artsammansättning undersöktes visas att de tre miljöfaktorerna förklarar ca 20 % av ordinationens totala variation (Tabell 5). Den förklarade delen av variationen styrs huvudsakligen av faktorn tid, vilket visar på att säsongsutvecklingens inverkan på djurplanktonsamhällets sammansättning är större än effekten av behandlingarna (Tabell 6).

Tabell 5. Miljöfaktorernas sammanlagda förklaringsgrad uppgick till ca 20 % av den totala variationen, testade i en CCA-analys.

	Inertia	Proportion	Rank
Total	1,3348	1	
Constrained	0,285	0,2135	3
Unconstrained	1,0499	0,7865	24

Tabell 6. Tid hade en påvisbar effekt planktonsamhällets struktur. Environmental fit-analys, där p-värdena baseras på 1000 permutationer(** = p < 0,01).

	CCA1	CCA2	r2	Pr(>r)
Tid	-0,21569	0,97646	0,4431	0,0019**
Fällning	-0,99622	0,0869	0,0547	0,5274
Inneslutning	-0,97509	-0,22183	0,1471	0,1368

Trots att tid påverkade djurplanktonsamhällets struktur så kan skillnader mellan samhällen inte påvisas statistiskt (ANOSIM=ns), vare sig under hela perioden eller vid enstaka tillfällen (ANOSIM=ns).

Tillväxt

Tillväxten av blåstång påverkades inte av behandling (Fig. 32), men det tycks finnas en effekt av inneslutning då de ej inneslutna försöksytorna har en större tillväxt än de inneslutna (ANOVA $F_1=11,40$ $p<0,05$). Inte heller blåstångsgrenarnas torr/våtvikts-kvot påverkades av behandlingarna, vilken låg mellan 0,20–0,22 i samtliga behandlingar.

Behandling hade heller ingen effekt på tillväxt av *Ceramium* (Fig. 33).

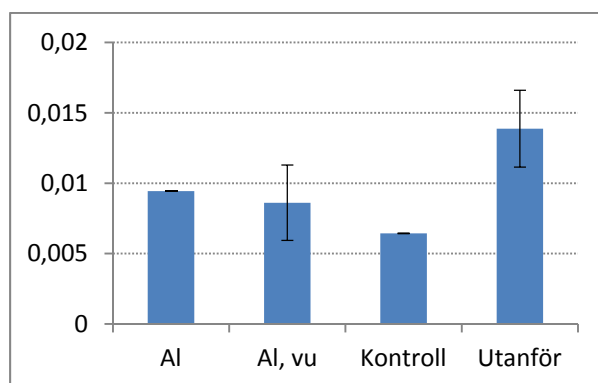


Fig. 32. Medeltillväxt av blåstång (g/dag, medel $\pm$ Stdav) vid försökets slut.

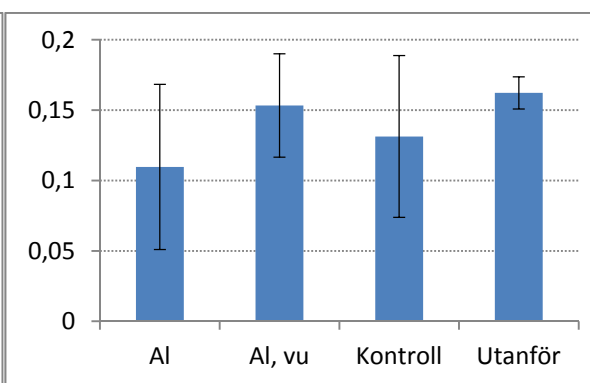


Fig. 33. Medeltillväxt av *Ceramium* (mm/dag, medel $\pm$ Stdav) vid försökets slut.

Påväxt

Täckningsgraden av epifyter på inneslutningarnas väggar påverkades kraftigt av behandlingarna (ANOVA $F_3=1777$ $p<0,001$), där täckningen i både AI- och AI,vu-behandlingarna var betydligt lägre än i båda de ofällda (HSD $p<0,001$). Varken de fällda eller de ofällda skiljde sig från varandra (Fig. 34).

Epifytpåväxten på blåstångsruskorna kunde inte skiljas från varandra, även om de fällda behandlingarna tenderar att ha mindre påväxt (ANOVA $F_3=6,07$ $p=0,06$; HSD $p_{AI}=0,06$, $p_{AI,vu}=0,1$; Fig. 35).

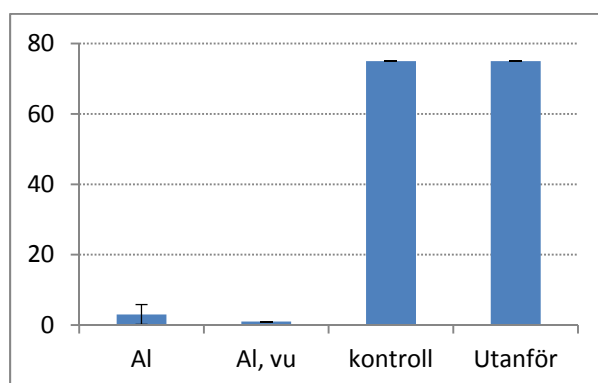


Fig. 34. Skattad påväxt på inneslutningarnas väggar (% $\pm$ Stdav) vid försökets slut.

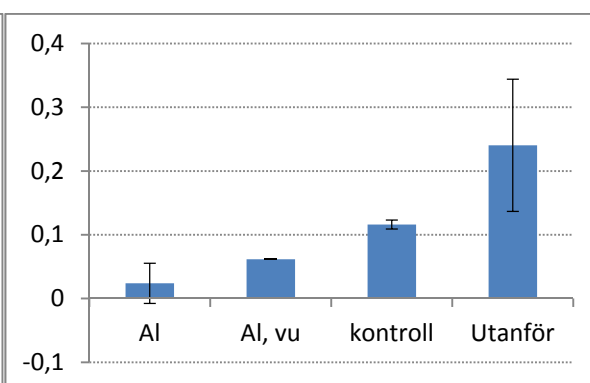


Fig.35. Medelvikt epifyter på blåstångsruskor (g vv/g blåstång $\pm$ Stdav) vid försökets slut.

Bottenfauna, Makrofyter och Epifauna

Behandlingen hade ingen påvisbar inverkan på bottenfaunans samhällsstruktur då varje behandling analyseras var för sig vid försökets början eller slut (Tabell 7). Dock skiljer sig samhällena mellan fällda och ofällda behandlingar, då dessa slogs samman vid försökets slut (ANOSIM $R=0,9375$ $p<0,05$). Den stora skillnaden mellan fällda och ofällda behandlingar utgörs av chironomiderna som förekommer i högre abundanser i de fällda behandlingarna vid försökets slut.

Tabell 7. Medelantal individer för funna taxa av bottenfauna (medelantal/110 cm²) vid försökets början och slut.

Datum	Familj	AI	AI,vu	Kontroll	Utanför
08-jun	<i>Chironomidae</i>	15,5	16,5	9	12
	<i>Hydrobia</i> spp.	5	4	3	10
	Summa	20,5	20,5	12	22
27-sep	<i>Bivalvia</i>	1	3	1	1
	<i>Chironomidae</i>	16	14	1,5	3,5
	<i>Gammarus</i> spp.	7	2	0	0
	<i>Hydrobia</i> spp.	5	4	5	5,5
	Summa	29	23	7,5	10

Makrofytsamhället rycktes upp som en konsekvens av fällningsarbetet och hade vid försökets slut ännu inte börjat återhämta sig (Tabell 8), varför försökets långsiktiga inverkan på makrofytsamhället inte kan utvärderas.

Tabell 8. Medeltäckning av makrofyter (%) i de olika behandlingarna vid försökets början och slut.

Datum	Art	AI	AI,vu	Kontroll	Utanför
09-jun	Filamentösa diatoméer	0	5	5,5	5
	<i>Myriophyllum spicatum</i>	1	3	0	1
	<i>Potamogeton pectinatus</i>	0	0	1	0
	Summa	1	8	6,5	6
23-sep	Filamentösa diatoméer	0	0	5	5
	<i>Ceratophyllum demersum</i>	0	0	0	3
	<i>Myriophyllum spicatum</i>	0	0	0	7,5
	<i>Potamogeton pectinatus</i>	0	0	1	5
	Summa	0	0	6	20,5

Det fanns ingen tydlig behandlingseffekt på sammansättningen av blåstångsruskornas epifaunasamhälle (Tabell 9).

Tabell 9. Medelvikt (g vv) av funna taxa associerade med blåstång i de olika behandlingarna vid försökets slut.

Familj	AI	AI,vu	Kontroll	Utanför
<i>Cerastoderma</i>	0	0,06	0,05	0,66
<i>Chironomidae</i>	0	0,02	0,30	0,24
<i>Gammarus</i> spp.	0,28	0,48	0,80	0,10
<i>Hydrobia</i> spp.	0	0,11	0,02	0,02
<i>Mysidae</i>	0	0,34	0	0
Sländlarver	0,10	0,09	0,03	0,05
<i>Theodoxus</i>	0,12	0,06	0,34	0,22
Summa	0,50345	1,1603	1,5333	1,29065

Mortalitet

Behandling påverkade inte mortaliteten hos varken fisk eller musslor (Tabell 10).

Tabell 10. Medelantal döda spigg och blåmusslor vid de respektive försökens avslutande.

	AI	AI,vu	Kontroll	Utanför
Spigg	0,5	4	2	0,5
Blåmusslor	3,5	7,5	6	5,5

Aluminium i systemet

Vattenmassan

Fällningen påverkade initialt aluminium-halterna efter fällning inom den partikulära fraktionen. Den lösliga aluminium-fraktionen ökar sedan gradvis under försöksperioden (Fig.36b), vilket även driver upp aluminium-halterna i de ofiltrerade proverna (Fig.36a). Generellt för försöket får det ofiltrerade vattnet en högre halt aluminium i Al-behandlingen än i kontrollerna (RM-ANOVA $F_3=11,19$ $p<0,05$, HSD $p<0,05$; Fig.36a) medan det bara finns en trend till högre halt jämfört med de utanförsliggande försöksytorna (HSD $p=0,07$). Halterna skiljer sig inte mellan de övriga behandlingarna. Aluminium-innehållet visar ingen skillnad för det filtrerade vattnet, även om det finns en tydlig trend för effekt av behandling (RM-ANOVA $F_3=7,49$ $p=0,07$; Fig.36a-b).

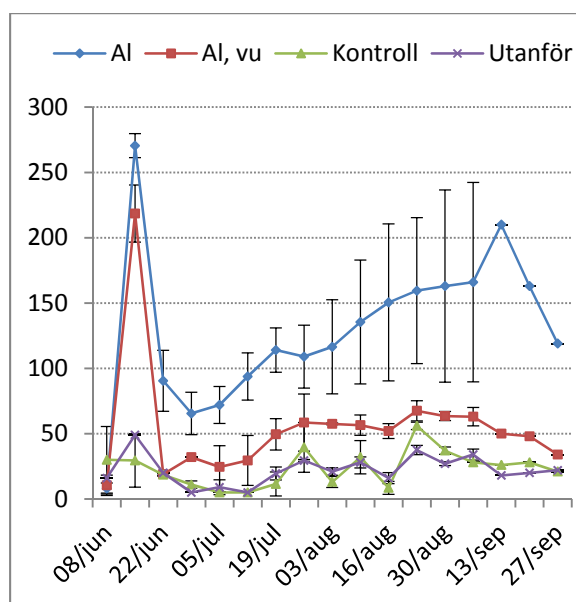


Fig. 36a. Utvecklingen av aluminium-koncentrationerna i ofiltrerat vatten ($\mu\text{g/l}$, medel $\pm$ Stddev) i de olika behandlingarna, under försöksperioden. Observera att endast ett replikat per behandling analyserats fr.o.m. 13 sep.

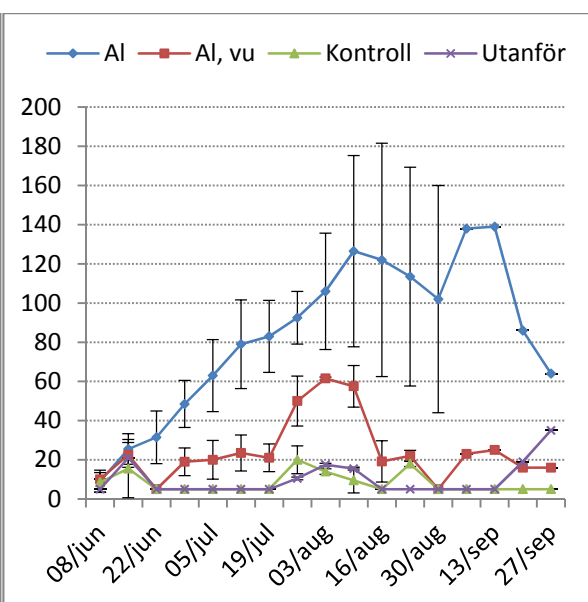


Fig. 36b. Utvecklingen av aluminium-koncentrationerna i filtrerat vatten ($\mu\text{g/l}$, medel $\pm$ Stddev) i de olika behandlingarna, under försöksperioden. Observera att endast ett replikat per behandling analyserats fr.o.m. 6 sep.

Organismer

Behandling hade ingen tydlig inverkan på aluminium-innehållet i blåstångsruskorna, där det högsta medelvärde återfanns i omvärldskontrollerna (Fig.37), dock inte signifikant skilt från någon annan behandling. Aluminium-innehållet i epifyter på blåstång skiljde sig mellan behandlingarna (ANOVA $F_3=29,08$ $p<0,01$), där båda de fällda hade ett lägre aluminium-innehåll än både de ofällda (HSD $p<0,05$; Fig.38).

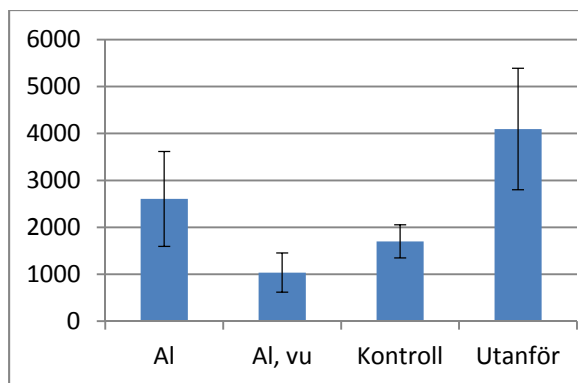


Fig.37. Aluminium-innehåll i blåstång (mg/kg TS, medel $\pm$ Stdav) vid försökets slut.

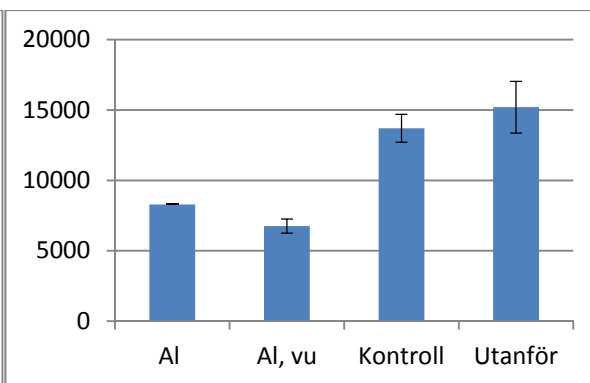


Fig. 38. Aluminium-innehåll i epifyter (mg/kg TS, medel $\pm$ Stdav) vid försökets slut.

Aluminium-innehållet i gammariderna kunde inte särskiljas mellan behandlingarna, men uppvisar ett likartat mönster som aluminium-innehåll i blåstång (Fig.39).

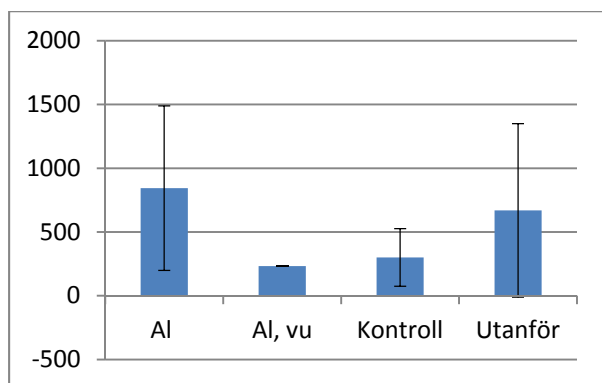


Fig. 39. Aluminium-innehåll i *Gammarus* spp. (mg/kg TS, medel $\pm$ Stdav) vid försökets slut.

Behandlingarna hade ingen påvisbar inverkan på aluminium-innehållet i vare sig blåmusslor eller spigg (Fig.40 och 41).

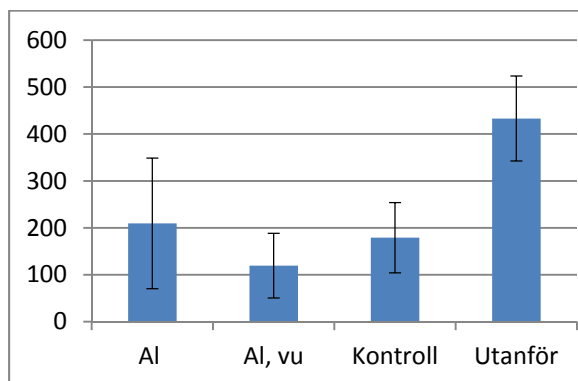


Fig. 40. Aluminium-innehåll i blåmusslor (mg/kg TS, medel $\pm$ Stdav) vid försökets slut.

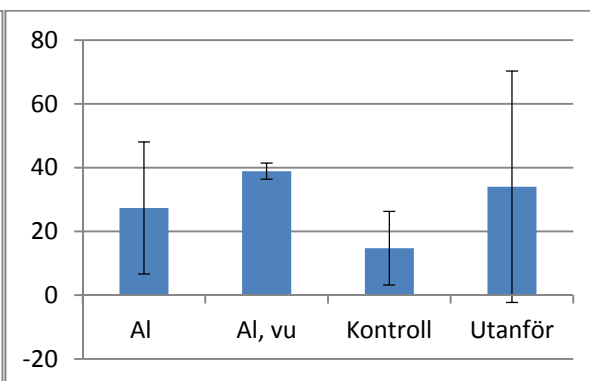


Fig. 41. Aluminium-innehåll i spigg (mg/kg TS, medel $\pm$ Stdav) vid försökets slut.

Effekter över tid

Näring

Fosforfällning uppvisar inte några generella effekter på vattenmassans totalfosforinnehåll under 2012 (Fig.42). Däremot uppvisar båda de fällda behandlingarna lägre nivåer än de ofällda under sommarmånaderna (RM-ANOVA $F_3=26,6$ $p<0,05$; HSD vid ett flertal tillfällen $p<0,05$).

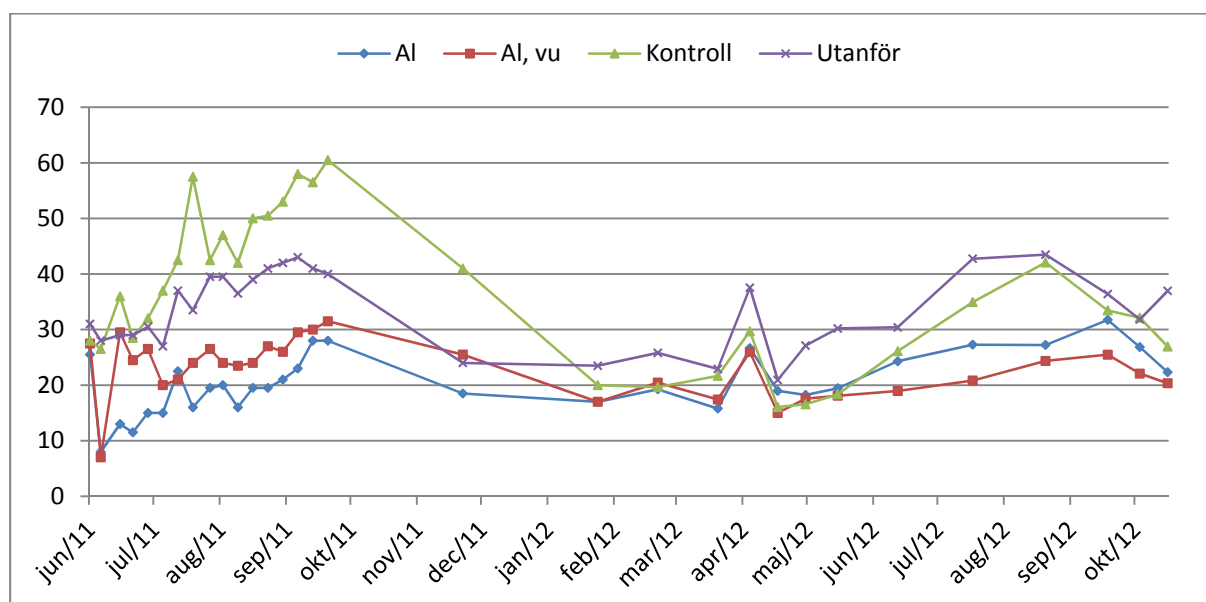


Fig. 42. Totalfosforkoncentrationens (medelvärde av duplikat, µg/l) utveckling i de olika behandlingarna, under hela mätperioden.

Fosfatfosfornivåerna visade inga statistiska skillnader mellan behandlingar under 2011 och detta mönster fortsätter under 2012 (Fig. 43). Fosfatnivåerna uppvisar en topp i samtliga behandlingar vid mättillfället i februari 2012, men ligger generellt på mycket låga nivåer.

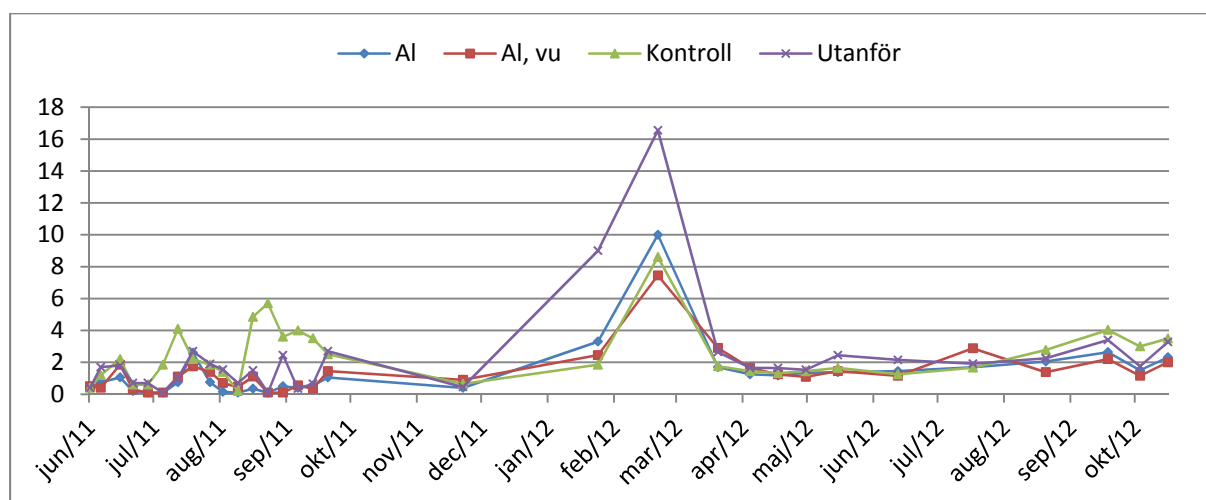


Fig. 43. Fosfatfosforkoncentrationens (medelvärde av duplikat, µg/l) utveckling i de olika behandlingarna, under hela mätperioden.

De lägre totalkvävenivåer som återfanns i AI-behandlingen under 2011 kan inte längre påvisas under 2012 (Fig. 44), även om kontrollerna tenderar att ha högre koncentrationer än de behandlade under sommarmånaderna.

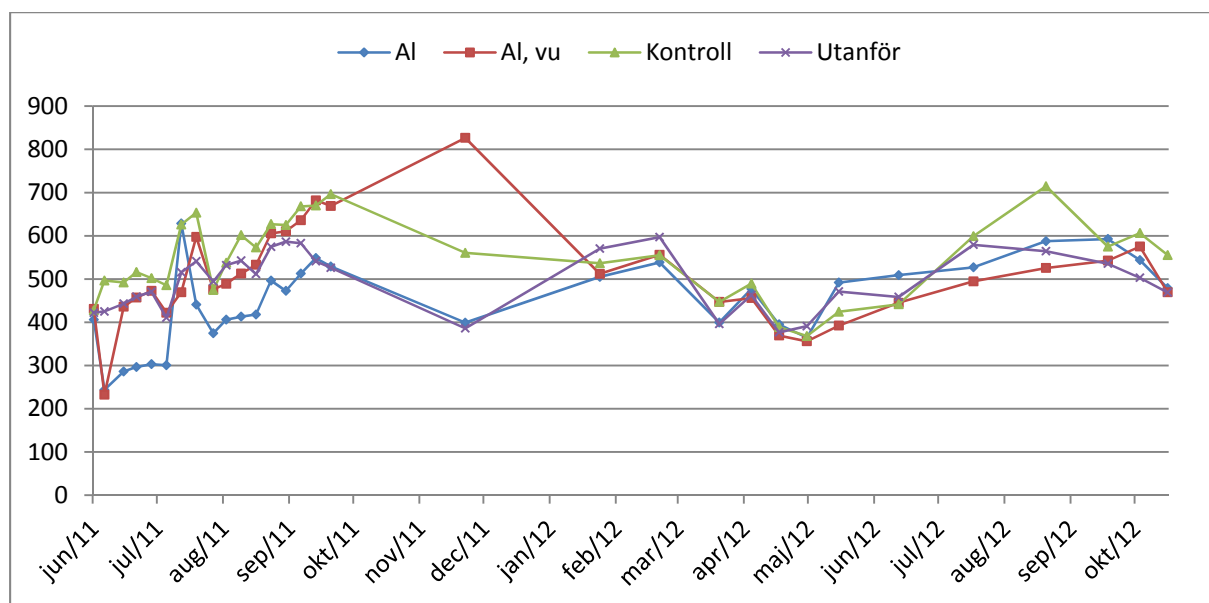


Fig. 44. Totalkvävekoncentrationens (medelvärde av duplikat, µg/l) utveckling i de olika behandlingarna, under hela mätperioden.

De lägre klorofyllhalter som uppmättes i de fällda behandlingarna under 2011 kvarstod inte under 2012 (Fig. 45), även om AI, vu tenderar att ha lägre klorofyllhalter än de övriga behandlingarna mot slutet av året.

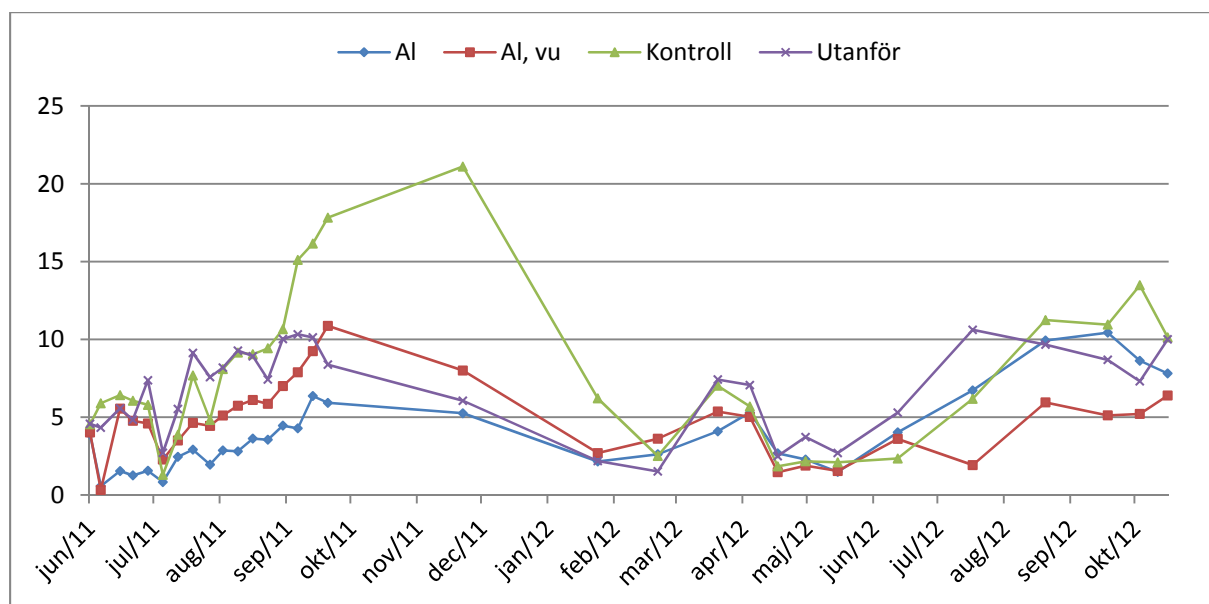


Fig. 45. Klorofyllkoncentrationens (medelvärde av duplikat, µg/l) utveckling i de olika behandlingarna, under hela mätperioden.

Den förhöjning av den totala aluminiumhalten som uppmättes i Al-behandlingen under 2011 kan inte påvisas generellt under 2012 (Fig. 46), men kontrollerna ligger lägre än de behandlade under sommarmånaderna (RM-ANOVA $F_3=55,07$ $p<0,01$; HSD vid ett flertal tillfällen $p<0,01$).

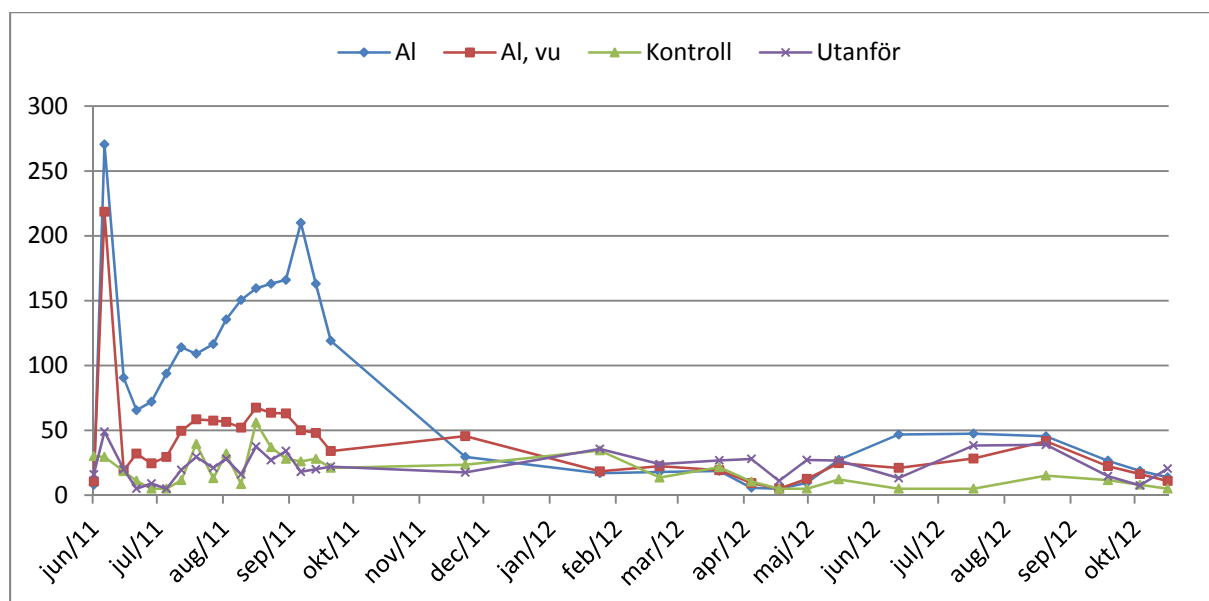


Fig. 46. Utvecklingen av aluminium-koncentrationerna i ofiltrerat vatten (medelvärde av duplikat, µg/l) i de olika behandlingarna, under hela mätperioden.

Den lösta aluminiumfraktionen visade dock generella skillnader under 2012 (ANOVA $F_3=18,11$ $p<0,05$) då de fällda behandlingarna uppvisade högre aluminium-nivåer än kontroller och omvärldskontroller vid ett flertal tillfällen (HSD $p<0,05$). Både den partikulära och den lösta aluminiumfraktionen har minskat i de fällda behandlingarna, och ser ut att med tiden närma sig kontrollerna (Fig. 47).

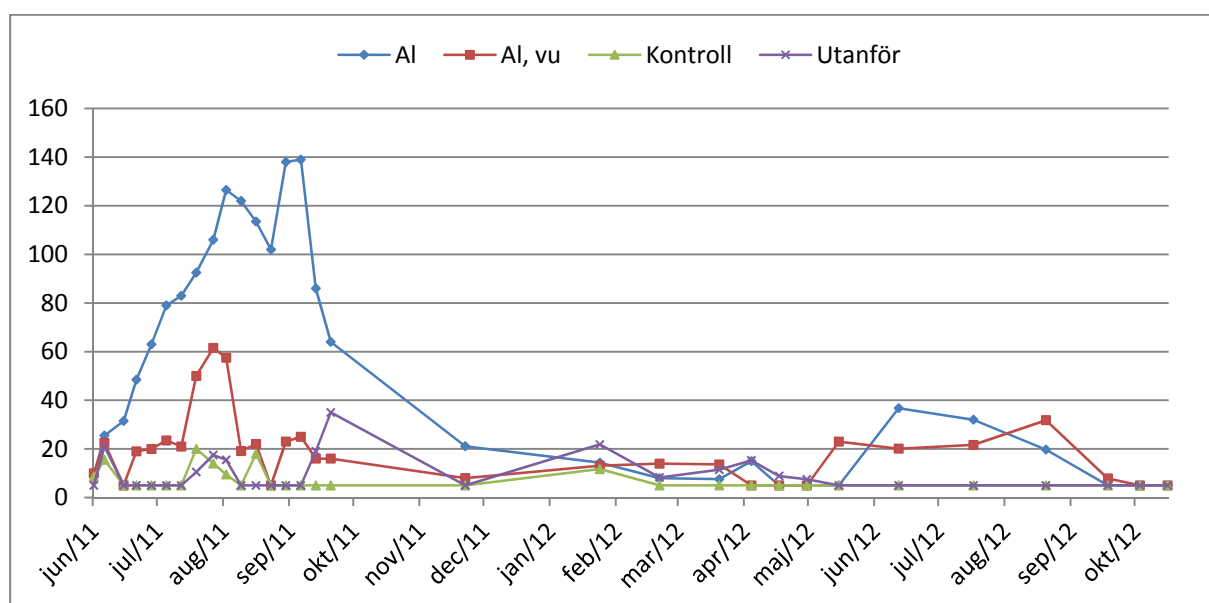


Fig. 47. Utvecklingen av aluminium-koncentrationerna i filtrerat vatten (medelvärde av duplikat, µg/l) i de olika behandlingarna, under hela mätperioden.

Fysiokemi

Det större siktdjupet i Al-behandlingen under 2011 kunde inte längre urskiljas under 2012, då siktdjupet i de olika behandlingarna inte längre kunde särskiljas (Fig. 48).

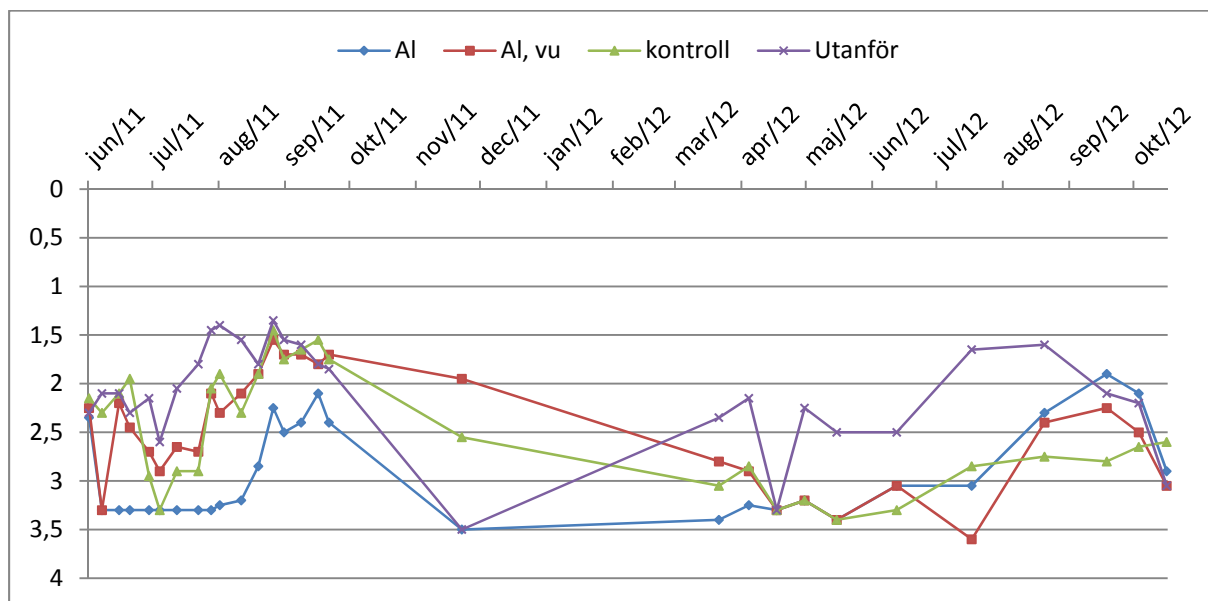


Fig. 48. Siktdjupets (medelvärde av duplikat, m) utveckling i de olika behandlingarna, under hela mätperioden.

De olika behandlingarna hade ingen inverkan på salinitet eller mängd löst syre, vare sig under 2011 eller 2012 (Fig. 49 och Fig. 50).

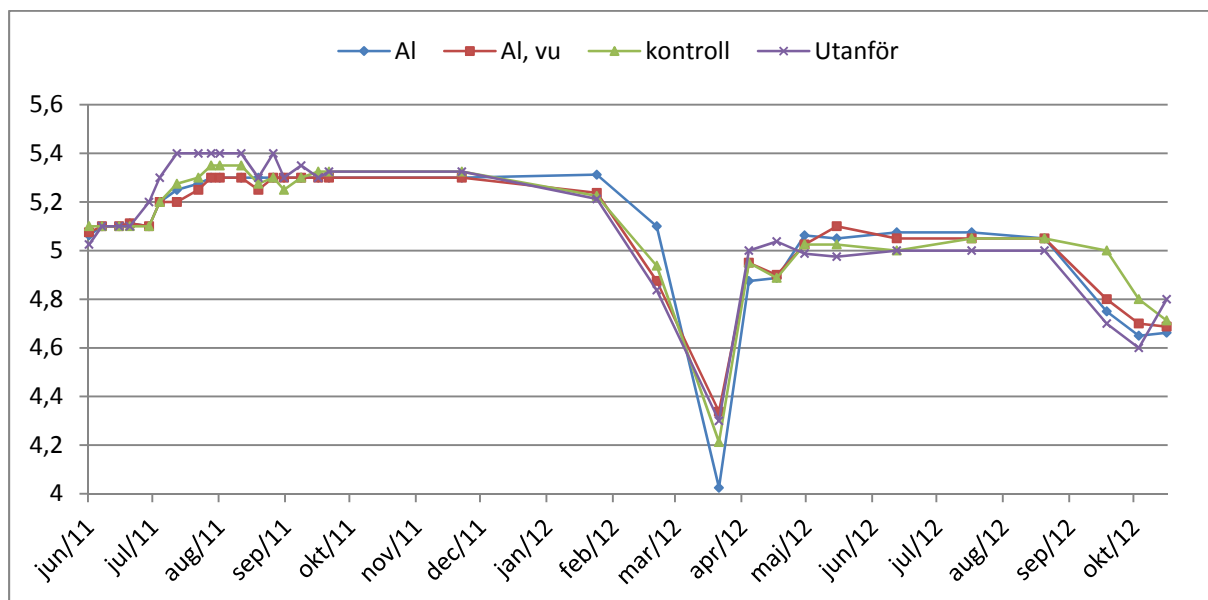


Fig. 49. Salinitetens (medelvärde av duplikat, %)utveckling i de olika behandlingarna, under hela mätperioden.

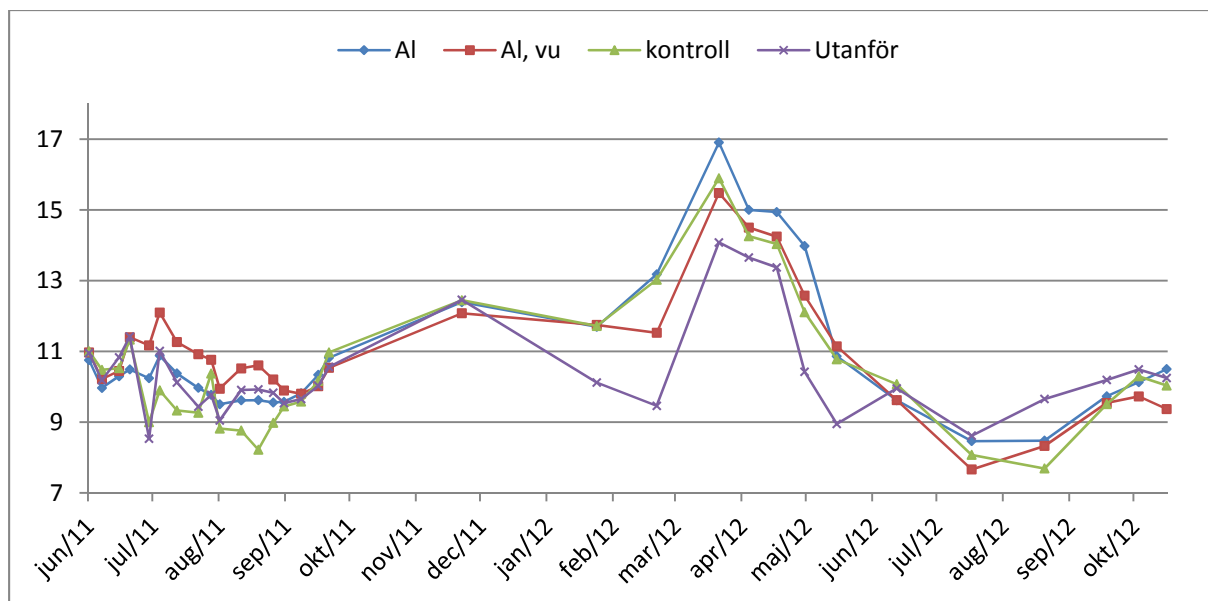


Fig. 50. O2-koncentrationens (medelvärde av duplikat, mg/l) utveckling i de olika behandlingarna, under hela mätperioden.

pH skiljde sig inte mellan behandlingar i slutet av 2011, och kunde heller inte särskiljas under 2012 (Fig. 51). Inte heller temperaturen påverkades av fällning under vare sig 2011 eller 2012 (Fig. 52).

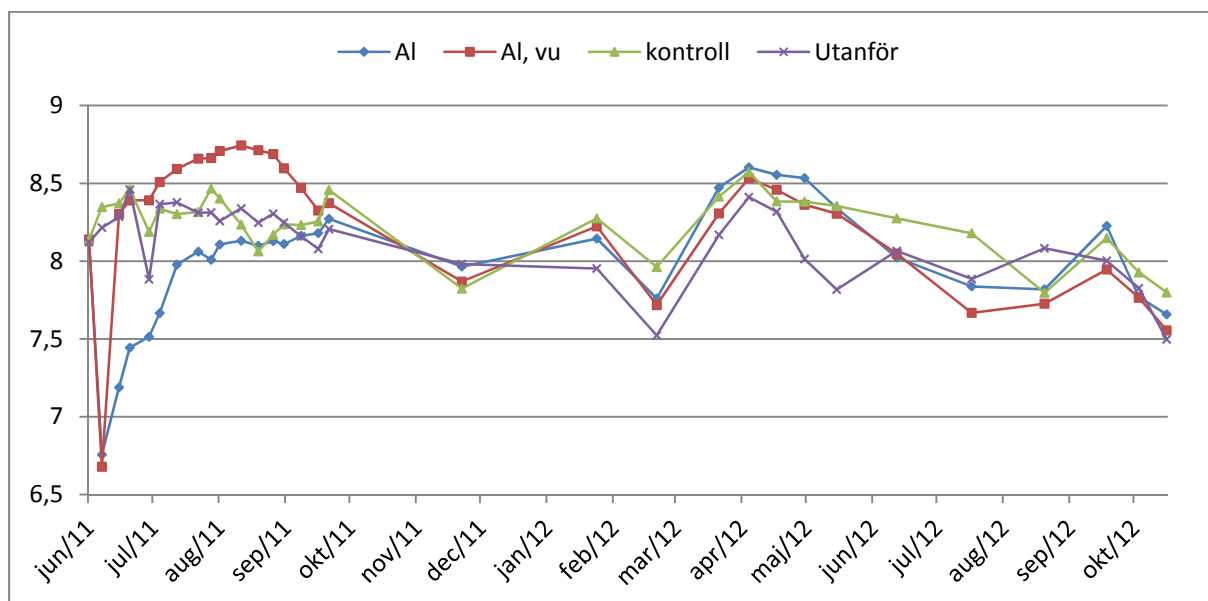


Fig. 51. pH (medelvärde av duplikat) utveckling i de olika behandlingarna, under hela mätperioden.

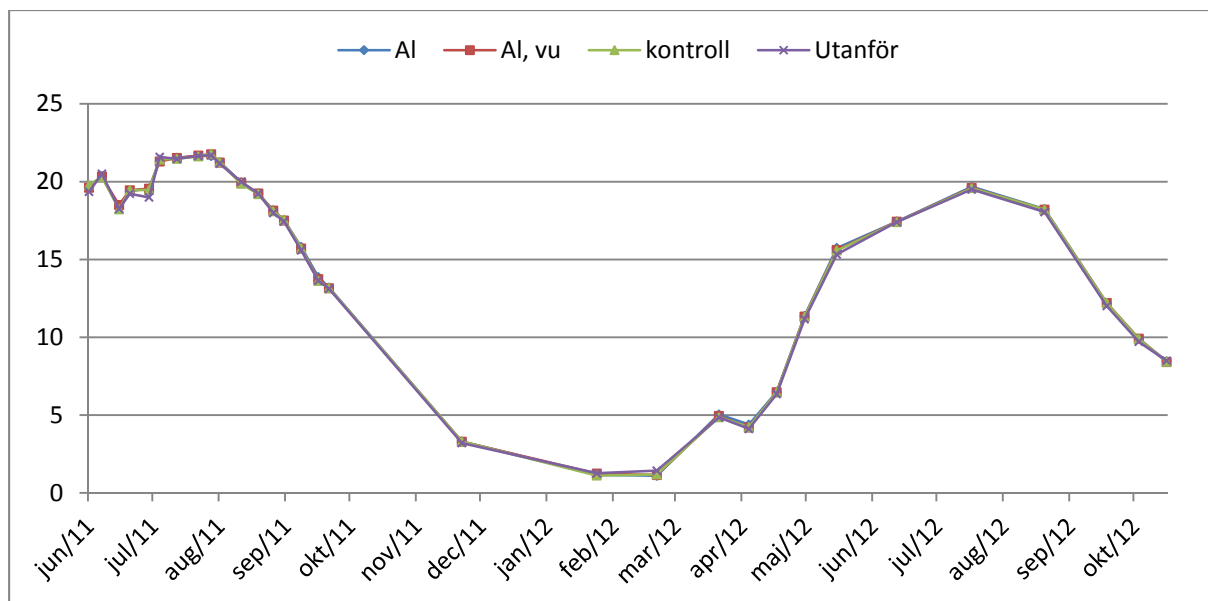


Fig. 52. Temperatur (medelvärde av duplikat, °C) utveckling i de olika behandlingarna, under hela mätperioden.

Påväxt och Makrofyter

Täckningsgraden av epifyter på inneslutningarnas väggar var lägre i de fällda behandlingarna än i kontrollerna och i omvärldskontrollerna både i slutet av 2011 och 2012 (ANOVA-2012 $F_3=15,17$ $p < 0,05$, HSD $p < 0,05$); Fig. 53).

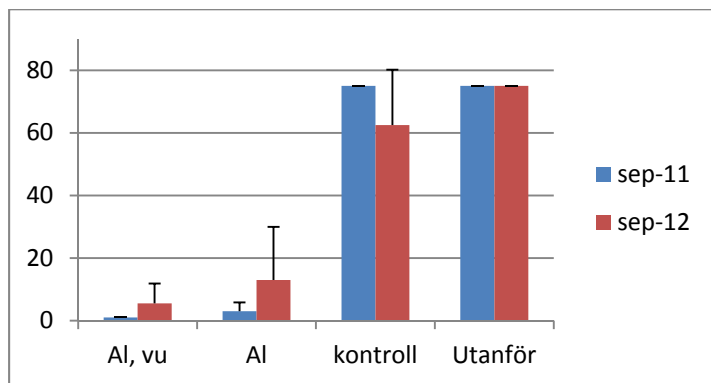


Fig. 53. Skattad påväxt på inneslutningarnas väggar (% $\pm$ Stdav) i september 2011 och 2012.

Makrofytförekomsten på bottenarna i de olika behandlingarna hade inte förändrats från slutet av 2011 till slutet av 2012.

Diskussion

Försökets syfte var att utvärdera en metod för att motverka de negativa effekterna av övergödning i Östersjöns kustområden. Fosforfällning med aluminium visade sig fungera väl även i brackvatten med minskad fosfortillgång och reducerad internbelastning som resultat. Den minskade belastningen återspeglades även av en relativt låg fosforinlagring i primärproducenter samt reducerade klorofyllnivåer och minskad förekomst av påväxtalger. Sett ur ett systemperspektiv minskar aluminiumbehandlingen tillgången av det näringsämne som ser ut att begränsa primärproduktionen i försökssystemet, vilket leder till minskade övergödningssymtom. En av de viktigaste funktionella effekterna är den minskade påväxten, då denna har en negativ påverkan på bentiska organismer. Detta skulle kunna innebära bättre tillväxtförutsättningar för viktiga habitatbildande organismer, såsom blåstång, vilka har påverkats negativt av den höga näringstillgången i Östersjön.

Försöksuppställning

Avsikten var att skapa så naturtrogna förhållanden som möjligt genom konstruktion av en storskalig mesokosmanläggning. En försöksanläggning av den här storleken är unik i Sverige och kan ge en inblick i naturliga processer med minimerad inverkan från artefakterrelaterade till den fysiska konstruktionen. Försökets storlek och omfattning har medfört att replikering fått stå tillbaka för att försöket skall vara genomförbart. Detta innebär att replikeringen på behandlingsnivå är 2, och 4 vid jämförelse av fällda och ofällda försöksytor. Följden av detta blir att statistiska beräkningar måste tolkas med försiktighet och faktiska skillnader ibland kan bli svåra att påvisa.

Av konstruktionsskäl genomfördes försöket i en relativt grund kustvik, men tanken är att metoden även skall appliceras i djupare vikar med lägre syrehalter. Förutom rent praktiska fördelar med att genomföra försöket på en grundare syresatt botten ger detta även information om hur bottenfauna påverkas av fällning, och effekterna av reducerat fosforläckage kan snarare väntas vara ännu större på en syrefattigare botten. Försöket omfattar större delen av det första årets produktionsperiod vilket ger information om påverkan på organismerna under den del av året då det är störst biologisk aktivitet, störst tillväxt och störst näringsomsättning i biota.

Näring

Fosforfällningen hade avsedd verkan i försöket då fosforkoncentrationen i vattenmassan reducerades kraftigt. Den minskade mängden fosfor visar sig tydligt i vattenmassans kemi, då bl.a. mängden totalfosfor var lägre i Al-behandlingen än i Kontrollen och Utanför. Al,vu-behandlingens totalfosfor förblev relativt stabilt under försöksperioden och var lägre än kontrollerna efter en månad, medan de ofällda behandlingarna hade en ökande totalfosfornivå över tid. Detta tyder på att behandlingen förhindrar läckage från sedimentet i inneslutningarna, vilket också är målet med fällningsmetoden. Den minskade internbelastning av fosfor som observerades i inneslutningarna med aluminium tillsats under 2011 påvisas återigen under sommaren 2012, då de utan aluminiumtillsats uppvisar en generell ökning av den totala fosformängden, medan de behandlade ligger kvar på en låg nivå. Detta tyder på att aluminiumfällning fortfarande binder fosfor i sedimentet och minskar den ökning i vattenmassan som annars sker under den varma perioden.

Det minskade läckaget från bottenarna återspeglas även i en mindre minskad klorofyllkoncentration i vattenmassan under 2011. Vidare leder detta till minskad sedimentationshastighet, vilket uppmätts i sedimentfällorna. Klorofyllkoncentrationerna i de olika behandlingarna kunde däremot inte längre skiljas åt statistiskt under 2012.

Fosfat (PO_4) visar inte samma tydliga mönster då det är biotillgängligt och nivåerna därmed fluktuerar med planktonproduktionen. Om man däremot beräknar en medelfosfathalt för varje behandling under hela försöksperioden har de fällda ett betydligt lägre medelvärde än de ofällda (Fig. 54).

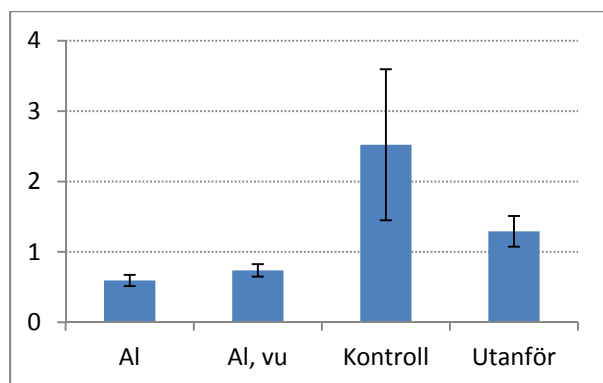


Fig. 54. Fosfatfosfor (medelvärde $\pm$ Stdav) för (PO_4) vid alla tillfällen.

Påväxt av filamentösa alger på inneslutningarna påverkades kraftigt av fällning där större delen av de ofälldas väggar var täckta medan påväxten bara täckte några enstaka procent av de fälldas inneslutningsduk (Bild 4 och 5). Reduktionen av påväxt kvarstår under 2012, då de fällda behandlingarna fortfarande till stor del saknar påväxt. Detta tyder på att påväxtalgerna fortfarande begränsas i sin utbredning av den lägre mängden tillgängliga närsalter.

Fosforreduktionens starka effekt på tillväxt och förekomst av fintrådiga alger kan förklaras med att fosfor är det begränsande näringsämnet i området, vilket också styrks av N:P-kvoterna i vattenmassan som ligger kring 14 i de ofällda och kring 21 i de fällda. Även om dessa är beräknade på totalkväve och totalfosfor ger de en tydlig indikation på att kvoten är hög i förhållande till "Redfield ratio" som förutspår att N:P-kvoter över 7 (baserat på vikt) indikerar fosforbegränsning (14). Epifytpåväxten på blåstång följde samma mönster, även om skillnaderna här inte var lika tydliga (men visar en tydlig trend, $p=0,06$). Dessa resultat var väntade då fintrådiga snabbväxande alger normalt är de som svarar snabbast på förändringar i närsaltstillgång (1). De fintrådiga algernas tydliga svar på minskad fosfortillgång styrker ytterligare att fosfor är det begränsande näringsämnet för dessa alger inom försöksområdet.



Bild 4. Påväxt på ofällda behandlingar vid försökets slut.



Bild 5. Avsaknad av påväxt i fällda behandlingar vid försökets slut.

Den reducerade mängden fosfor efter fällning återspeglas även i biota, då primärproducenter såsom blåstång och dess epifyter har ett lägre fosforinnehåll i de fällda än i de ofällda behandlingarna. Högre trofiska nivåer uppvisar inte samma tydliga mönster, vilket heller inte är väntat då djur inte lagrar fosfor på samma sätt som växter, och dessutom aktivt upprätthåller homeostasi för makronäringsämnen som fosfor (15).

Fällning har även en inverkan på klorofyllkoncentrationen, där växtplankton påverkas då partiklar flockar och sedimenterar efter fällningen. Under försöksperioden ökar klorofyllhalterna långsammare i de fällda behandlingarna då den tillgängliga mängden näring är mindre i dessa. Detta återspeglas även i det sedimenterade materialet, då sedimentfällorna visade att båda de fällda behandlingarna hade betydligt mindre mängd suspenderat material, total mängd fosfor och total mängd kväve än de ofällda behandlingarna.

Trots att behandlingen inte direkt påverkar kvävekoncentrationerna genom fällning så var totalkvävenivåerna generellt lägre i Al än i de övriga behandlingarna, medan Al,vu inte skiljer sig från de ofällda. Denna utveckling beror troligtvis på att en stor mängd kväve försvinner ur vattenmassan i samband med att partiklar flockar och sedimenterar vid aluminiumfällningen (12). Att Al,vu efter vattenutbytet har samma utveckling som de ofällda behandlingarna, visar på att fosforfällningen inte påverkar ett eventuellt kväveläckage från sedimentet. Vad beträffar de mer biotillgängliga kvävefraktionerna, $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ och NH_4^{3+} , så låg dessa konstant på låga nivåer under hela perioden, och skilde sig inte mellan behandlingarna. Detta beror troligtvis på att de lättillgängliga kväveformerna snabbt tas upp och omsätts av primärproducenter. De genomgående lägre totalkvävenivåerna som uppmättes i Al-behandlingen under 2011 kan inte längre påvisas under 2012, då båda fällda behandlingarna uppvisar halter i nivå med omvärldskontrollerna. Dock uppmäts högre halter totalkväve i kontrollbehandlingen än i de båda fällda behandlingarna under sommarmånaderna, vilket kan tyda på att toppar i inneslutningarna motverkas av fällning.

Då fosforfällningen reducerade näringstillgången i de fällda behandlingarna kan man anta att detta skulle påverka både mängd och sammansättning av växtplanktonsamhället. En sådan trend kan urskiljas då samtliga ingående huvudgrupper av växtplankton tenderar att ha en låg abundans i Al-behandlingen under hela försöksperioden (Fig. 4a-g). Denna trend är inte lika tydlig då man bara observerar den totala växtplanktonabundansen, eftersom de enskilda gruppernas abundansvariation döljs i variationen av de vanligaste arterna. Däremot kunde inte detta påvisas statistiskt varken gällande abundans eller massa. Avsaknaden av statistiska skillnader kan bero på den låga replikeringen, vilket skulle kunna medföra att eventuella skillnader döljs av naturlig variation. Eventuella effekter av reducerad näringstillgång återspeglas inte i djurplanktonsamhället, där inga skillnader kan urskiljas mellan behandlingar.

Resultaten tyder på en effekt av den fysiska inneslutningen då omvärldskontrollerna har ett generellt högt antal växtplanktonarter. Dessutom uppvisar både omvärldskontrollen och Al,vu-behandlingen återkommande blomningar av cyanobakterier, vilka inte förekommer i de behandlingar som aldrig haft ett vattenutbyte (Fig. 2). Inverkan av inneslutningar återspeglas inte heller i djurplanktonsamhället, där artantalet varierar likvärdigt i alla behandlingar.

Även om fosforfällningen inte påverkade abundansen av växtplankton så visar CCA- analysen att fällning med polyaluminiumkloridlösning har en inverkan på samhällsstrukturen. Detta stämmer överens med den observerade låga förekomsten av samtliga huvudgrupper i Al-behandlingen. Även inneslutning hade en påvisbar inverkan på samhällsstrukturen vilken manifesteras i omvärldskontrollernas höga artantal samt de blomningar som observerades i de behandlingar som haft någon form av vattenutbyte. Djurplanktonsamhällets sammansättning påverkades däremot inte av fosforfällning och inneslutning, då den enda signifikant strukturerande faktorn var tid.

Detta innebär att även om växtplanktonsamhällena i de olika behandlingarna eller mellan de olika miljöfaktorerna inte kan skiljas åt med statistisk analys av det tillgängliga datasetet så förekommer skillnader i det analyserade materialet. Den låga replikeringsgraden gör det dock omöjligt att avgöra om dessa är verkliga eller uppstått av slumpskäl genom naturliga miljövariationer. De huvudsakliga olikheterna i datasetet kommer av abundansskillnader mellan de vanligaste arterna, där de två vanligaste tillsammans bidrar med ca 80 % av skillnaden mellan växtplanktonsamhällena i fosforfällda

och ej fosforfällda behandlingar (Tabell 11). Samma arter utgör de viktigaste bidragen till skillnader mellan inneslutna och ej inneslutna behandlingar (Appendix 1).

Tabell 11. De mest abundanta arterna utgjorde det största bidraget till skillnaden mellan planktonsamhällena i fällda och ofällda behandlingar. Beräknade med SIMPER-analys.

Taxa	Bidrag %	Kumulativ %	Medelabundans fosforfälld	Medelabundans ej fosforfälld
<i>Aphanocapsa</i> sp.	39,87	39,87	1,64E+11	1,07E+11
<i>Merismopedia warmingiana</i>	39,74	79,61	1,49E+11	1,33E+11
<i>Anabaena cf lemmermannii</i>	3,10	82,71	2,26E+09	4,67E+09
<i>cf Coelosphaerium kuetzingianum</i>	3,00	85,71	3,27E+08	2,31E+10
<i>Chrysoflagellat</i>	2,41	88,12	5,14E+09	5,24E+09
<i>Oid</i> rund/oval	1,70	89,82	2,30E+09	2,31E+09
<i>Chroococcales</i> kol	1,14	90,96	2,17E+09	2,27E+09

Överlag visar försöket att fosforfällning med aluminium har haft avsedd effekt på näringstillgången i systemet och minskat fosforläckaget från sedimentet. Då fosfor är begränsande i systemet har detta även reducerat tillväxten hos primärproducenterna.

Toxiska effekter till följd av fällning

Vissa kemiska former av aluminium kan ha en toxisk inverkan på organismer vid höga koncentrationer, under vissa miljöförhållanden. Aluminium har t.ex. visats vara akut giftigt mot organismer (bl.a. fisk) i sura vatten ($\text{pH} < 5,5$) (16; 17), dock är information om toxicitet i brackvatten begränsad. Tanken med fosfor fällningen är dock att aluminium ska flockas i sedimentet och binda fosfor och bilda former som inte är toxiska eller tillgängliga för upptag av organismer.

Fällningen påverkade initialt den partikulära aluminium-fraktionen som sedan förblev på en högre nivå i Al-behandlingen, medan Al,vu återhämtade sig efter vattenutbytet. Den lösta fraktionen fortsatte dock att öka i Al-behandlingen, medan Al,vu låg närmare de ofällda behandlingarna. Detta tyder på att en del av det partikulära aluminium som bildats vid fällning och sedimenterat löser sig med tiden och återgår till vattenmassan. Ökningen av löst aluminium sammanfaller med temperaturtoppen i både Al- och Al,vu-behandlingarna, även om den i Al är mycket kraftigare och inte har gått tillbaka efter första årets mätningar. Vi ser inte någon korrelation mellan löst aluminium och de pH-förändringar som observerats i behandlingarna, vilket stämmer överens med tidigare studier där aluminium observerats bilda partikulära föreningar i pH-intervallet mellan 6-8 (se referenser i 18). Att koncentrationen löst aluminium minskar i Al-behandlingen mot slutet av 2011 skulle kunna vara resultatet av att aluminium fortsätter att övergå till mer svårslösliga former, vilket också observerats under samma tidsrymd efter aluminiumbehandling i sjöar (18). Liksom under 2011 ökade halterna löst aluminium i de fällda behandlingarna under sommarmånaderna 2012, medan de förblev låga i de ofällda. Differensen mellan de olika behandlingarna är dock mindre under 2012, möjligen till följd av en stabilisering av förekommande kemiska former av aluminium i sedimenten. Dessa resultat stöder även tidigare resultat som tyder på att aluminiumets löslighet är temperaturberoende och lösta halter därmed kan förväntas öka under sommaren.

Fällningen visade inga tydliga behandlingseffekter på aluminiumkoncentrationen i blåstång. De högsta värdena återfanns istället i omvärldskontrollerna, vilket förmodligen beror på att dessa hade en högre tillväxt och att aluminium binds in i större utsträckning i samband med denna. Samma trend återfinns hos epifyterna som hade ett högre aluminiuminnehåll i de ofällda behandlingarna, där de tenderade att ha en högre tillväxt. Detta belyser en intressant fråga, nämligen hur aluminiumupptaget påverkas när fällning sker på en större skala, i en vik med naturlig vattenomsättning? Skulle detta medföra ytterligare förhöjda aluminiumnivåer i vävnader och var går gränsen för toxiska effekter i den här typen av system? De herbivora gammaridernas aluminiuminnehåll visar inte heller på några direkta behandlingseffekter utan verkar istället följa blåstång-ruskornas innehåll, vilket förklaras med att dessa utgör deras primära födokälla.

Trots fosforfällningens tydliga effekter på näringstillgång och ljusgenomsläpp hade den ingen tydlig inverkan på primärproduktion eller respiration av varken plankton eller blåstång. Respirationen och primärproduktionen hos båda dessa organismer verkar snarare följa planktonblomningar i respektive inneslutnings vatten. Avsaknaden av inverkan på produktion och respiration utesluter dock inte inverkan på planktonsamhällets sammansättning. Det har tidigare visat sig att fällning leder till att planktonsamhället kan ombildas med en ny artsammansättning (19).

Tillväxthastigheten hos blåstång verkar inte påverkas av fällning, men det tycks finnas en inneslutningseffekt då tillväxten tenderar att vara högre i omvärldskontrollerna. Detta skulle kunna förklaras med att inneslutningarna minskar vattenrörelserna och därmed gör näringsupptaget mindre effektivt för makroalger som blåstång(20). *Ceramium* å andra sidan tycks inte påverkas alls av behandling, eventuellt på grund av att dessa var inneslutna i biomembran och hade därmed en begränsad vattenomsättning även utanför inneslutningarna.

Inte heller för blåmusslor eller spigg verkar fällning påverka aluminiuminnehåll; det är snarare födotillgången som styr. Detta syns tydligast hos blåmusslor där omvärldskontrollerna ser ut att ha de högsta aluminiumkoncentrationerna. Att de borde ha störst födotillgång i denna behandling kan förklaras med att vattengenomströmningen genom burarna borde vara högre där.

Fällningen medförde inte någon högre dödlighet hos fisk eller musslor jämfört med kontrollerna, vilket överensstämmer med resultat från tidigare aluminiumbehandlingar som gjorts i sötvatten (12). Inte heller blåmusslors respiration tycks påverkas av behandlingarna utan ser mer ut att följa den generella temperaturutvecklingen. Detta resultat var inte oväntat då det är väl känt att musslors respiration är en funktion av dess massa och temperaturen av det omgivande vattnet (21). Spiggs respiration visar inga tydliga mönster, med undantag av ett enstaka avvikande mättillfälle inom Al,vu. Denna avvikelse bör dock inte tillskrivas för stor vikt då variationen mellan replikaten är mycket stor och respirationsmätningar på fisk är högst beroende på deras aktivitetsnivå, vilken skulle kunna öka avsevärt om de av någon anledning blev mer stressade vid just den mätningen.

Det sedimentlevande bottenfaunasamhället skiljde sig inte mellan försöksytorna vid försökets start, men vid slutet hade de fällda behandlingarna en annorlunda samhällsstruktur. Denna var främst driven av ett större antal chironomider i de fällda än i de ofällda. Liknande resultat har tidigare visats i studier av fällda sjöar, där antalet chironomider ökar, då de utnyttjar flockat material för att bygga gångar (22). Behandling verkade dock inte påverka epifaunasamhället på blåstång.

Även om det inte är en toxisk effekt, så påverkar metoden makrofytsamhället då de rotades upp till följd av fällningen och hade vid försökets slut ännu inte börjat återhämta sig. Inneslutningarna förhindrar dessutom rekrytering utifrån då vattenmassan är isolerad. Dock skulle återväxt från befintliga plantor vara möjlig om rotsystemen varit intakta. Då makrofyter normalt sett har en långsam utveckling och etablering vore det av intresse att följa dessa under nästa tillväxtsång.

Försöket visar inte på att fosforfällningen har medfört några toxiska effekter på växt- eller djurplanktonsamhället, då ingen huvudgrupp uppvisar en kraftig minskning i de fällda behandlingarna. Dock saknar Al-behandlingen de blomningar av växtplankton som vid olika tidpunkter uppvisas i de övriga behandlingarna, vilket skulle kunna resultera från reducerad tillgång till näring.

Inte heller grupper som är särskilt känsliga för sänkta pH-nivåer (såsom Diatoméer) uppvisar nämnvärda abundansminskningar efter fällningstillfället (Fig. 4c), trots att pH sjönk till 6,7 i de fällda behandlingarna.

Tillsammans visar resultaten från 2011 på att det aluminium som tillförs i samband med fällning förblir oorganisk och ej biotillgänglig, d.v.s. inte tas upp av biota i någon större utsträckning. Studien

påvisar inga toxiska effekter på organismer, eller aluminiumackumulation i organismerna, inom det undersökta brackvattensystemet. Även om inga direkta biologiska parametrar undersökts under 2012, så tyder uppmätta klorofyllkoncentrationer och siktdjupsmätningar inte på några ekotoxikologiska effekter på den pelagiska produktionen, till följd av de förhöjda aluminiumhalterna heller under detta år. Avsaknaden av toxiska effekter kan bero på att pH aldrig sjunker under 6,5, inte ens direkt efter fällning (Fig. 18). Dock är det mycket viktigt att betänka att dosvariation, replikering och exponeringstid är begränsad i försöket. För att verkligen undersöka toxiska effekter på organismerna skulle renodlade toxikologiska dos-respons försök med större replikering och fler effektvariabler behövas som ett komplement till den här studien.

Fysiokemi

Förutom direkta effekter på näringstillgång och organismer kan fällningen även medföra inverkan på den fysiokemiska miljön. I det aktuella försöket hade fällningen en kraftig omedelbar inverkan på siktdjupet, vilken dock försvann i Al,vu då vattnet byttes ut. Al hade sedan ett större siktdjup underförsta året, även om den närmade sig de övriga behandlingarna alltmer varefter året gick. Det är viktigt att notera att det maximala siktdjupet skulle varit större i Al-behandlingen om försöksområdets djup varit större. Vidare noterades en gradvis försämring av siktdjupet även om man fortfarande kunde se botten under en lång tid. Behandlingens effekt på siktdjupet avtog ytterligare, och kunde inte längre urskiljas under 2012.

Fällningen sänkte initialt pH i Al- och Al,vu-behandlingarna till strax över 6,5. Efter detta ökade pH i Al-behandlingen successivt, och var efter ca 2 månader åter på samma nivå som de ofällda. pH i Al,vu återhämtade sig omedelbart efter vattenutbytet till samma nivå som de ofällda. Al,vu fortsatte sedan stiga till nivåer över dessa, för att sedan sjunka tillbaka till de ofälldas nivå. Denna tillfälliga pH-höjning skulle kunna vara kopplad till den höga syrenivån i samma behandling (om än inte signifikant högre då $p=0,09$), då den höga syrenivån i sin tur kan vara resultatet av en lägre nedbrytning och därmed lägre CO_2 produktion. pH är negativt korrelerat med CO_2 då CO_2 reagerar med vatten och bildar kolsyra H_2CO_3 , vilket ökar vätejonkoncentrationen och sänker pH (23). De fällda behandlingarna tenderar att ha en högre syrenivå vid bottarna än kontrollerna vilket skulle kunna vara en ytterligare indikation på en minskad nedbrytning. De ökade syrenivåerna kan dock också vara en följd av förbättrad ljusinstrålning med påföljande ökad primärproduktion (Appendix 2).

Salinitet påverkades inte av behandling trots att den kemikalie som används vid fosforfällningen innehåller klor (Cl), och därmed skulle kunna förväntas öka saliniteten något. Temperaturen var homogen mellan alla behandlingar, men följde säsongsutvecklingen under försöksperioden.

Inga av de fysiokemiska variablerna uppvisar skillnader mellan behandlingar under 2012, vilket indikerar att fosforfällning med polyaluminiumkloridlösning inte har några långtidseffekter på det undersökta akvatiska systemets fysiokemi.

Slutsatser

För att summera resultaten av studien kan vi konstatera att fosforfällningen med polyaluminiumkloridlösning har haft avsedd effekt på fosfornivåerna i behandlingarna. Den reducerade näringstillgången har visat sig genom sänkta nivåer i vattenmassan, ett begränsat läckage av fosfor från sedimenten och även i en minskad fosforinlagring i blåstång och dess påväxtalger (epifyter). Den minskade näringstillgången har också resulterat i betydlig mindre tillväxt av dessa fintrådiga epifyter, samt minskad påväxt på försöksanläggningen inom de fällda försöksytorna.

Minskad näringstillgång påverkar växtplankton genom inverkan på samhällsstrukturen och minskad abundans. Denna minskade abundans visar sig även i de reducerade klorofyllkoncentrationerna i vattnet, vilket i sin tur även gav upphov till ett ökat siktdjup. Detta mönster återspeglas dock inte i djurplanktonsamhället, där inga skillnader mellan behandlingar återfanns.

Nivåerna av löst aluminium ökade under sommaren till följd av fällning, men då det inte återspeglas i inlagring i biota ser det inte ut att handla om biotillgängliga aluminium-former. Uptag av aluminium tycks snarare öka med organismernas tillväxt, då behandlingen med högst tillväxt även tenderar att ha de högsta aluminium-koncentrationerna i biota.

Primärproduktion och respiration hos organismer påverkades inte av fällningen. Vidare ser inte fällningen ut att medföra någon ökad mortalitet hos fisk eller musslor, vilket tillsammans med övriga resultat från biologiska mätningar inte visar på några mätbara toxiska effekter av aluminium-tillsatsen. Dessa resultat måste dock beaktas med stor försiktighet då försöket inte är konstruerat som ett renodlat toxikologiskt försök.

pH nivåerna sjönk initialt efter fällning, men dessa nivåer återhämtade sig med tiden och var vid försökets avslut i nivå med kontrollytorna. Syrenivåerna efter fällning kan inte visas skilja mellan behandlingarna, men tenderar att vara högre i de fällda närmast botten. Övriga fysiokemiska parametrar (salinitet och temperatur) påverkades inte av fällningen.

Näringsreduktionen i vattenmassan visade sig vara bestående under längre tid, då den även påvisas under 2012. Förekomst av påväxtalger fortsätter vara avsevärt reducerad i de fällda behandlingarna under det påföljande året efter fällning, vilket tyder på en bestående reduktion av tillgängliga närsalter för denna grupp av primärproducenter. Dock har de sekundära effekterna på pelagisk produktion försvunnit då skillnader i klorofyllkoncentrationer och siktdjup inte längre kan påvisas mellan behandlingar under 2012. Sammantaget tyder detta på att det primära syftet med fällningen (reduktion av fosforhalter) kvarstår under det kommande året, medan flera av de initiala sekundära effekterna har avtagit med tid.

Dessa resultat har relevans ur ett systemperspektiv då fosfor ser ut att vara det begränsande näringsämnet i försökssystemet. Försöket visar att aluminiumbehandlingen har direkta effekter på de övergödningssymtom man försöker motverka i Östersjön, utan att medföra oförutsedda störningar i systemet. Generellt tycks metoden fungera i brackvatten även om vissa av de sekundära effekterna inte kan särskiljas under 2012. Då metoden visat sig ha effekt på grunda, syresatta bottenar skulle det vara mycket intressant att utvärdera den i ett system med djupare, syrefria, bottenar med en högre internbelastning av fosfor. Med utgångspunkt i dessa resultat skulle nästa steg vara att testa metoden i ett öppet system med ett större vattendjup och en skiktad vattenmassa.

Referenser

1. Naturvårdsverket och Havsmiljöinstitutet (2010) Havet 2010. ISSN 1654-6741
2. Larsson U, Elmgren R, Wulff F (1985) Eutrophication and the Baltic Sea: causes and consequences. *Ambio* 14:9-14.
3. Elser J J, Bracken M E S, Cleland E E, Gruner D S, Harpole, W.S., Hillebrand, H. *et al.* (2007) Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Ecol. Lett.*, 10, 1135–1142.
4. Diaz R.J. (2001) Overview of Hypoxia around the World. *J. Environ. Qual.* 30:275–281
5. Wallentinus I (2011) Mattor av alger. *Havsutsikt* 1:16
6. Van Cappellen P, Ingall E D (1994) Benthic phosphorus regeneration, net primary production, and ocean anoxia: a model of the coupled marine biogeochemical cycles of carbon and phosphorous. *Paleoceanography* 9(5):677-692.
7. Savchuk OP, Wulff F (2007) Modeling the Baltic Sea eutrophication in a decision support system. *Ambio* 36:141-148.
8. Savchuk OP, Wulff F (2009) Long-term modeling of large-scale nutrient cycles in the entire Baltic Sea. *Hydrobiologia* 629:209-224.
9. Blomqvist S, Rydin E (2011) Förbättra fosforbindningen i Östersjöns botten. *Kemivärlden Biotech med Kemisk Tidskrift* 5:31-34.
10. Rydin E, Huser B, Welch E B (2000) Amount of Phosphorus Inactivated by Alum Treatments in Washington Lakes. *Limnology and Oceanography* 45(1): 226-230.
11. Cooke G D, Welch E B, Peterson R, Nichols S A (2005) Restoration and management of lakes and reservoirs. CRC Press, Boca Raton, FL. 591 pp.
12. US Environmental Protection Agency. 1990. The Lake and Reservoir Restoration Guidance Manual, 2nd ed. EPA-440/4-90-006.
13. Svenska Naturvårdsverket, SNV (2008) Kan Östersjön restaureras? Utvärdering av erfarenheter från sjöar. Rapport 5860.
14. Redfield A C (1934) On the proportions of organic derivations in sea water and their relation to the composition of plankton. In James Johnstone Memorial Volume. (ed. R.J. Daniel). University Press of Liverpool, pp. 177-192.
15. Karimi R, Folt C L (2006) Beyond macronutrients: element variability and multielement stoichiometry in freshwater invertebrates. *Ecology Letters* 9(12):1273-83.
16. 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(3):221-227
17. Naturvårdsverket (1985) Bioackumulation i organ och förändringar av jonbalans i blodplasma hos öring vid påverkan av aluminium vid olika pH, humushalt och vattentemperatur. Rapport 3046.
18. Berkowitz J, Anderson M A, Graham R C (2005) Laboratory investigation of aluminium solubility and solid-phase properties following alum treatment of lake waters. *Water research* 39:3918-3928.
19. Mires J M, Soltero R A, Keizur G R (1981) Changes in the zooplankton community of Medical Lake, WA, subsequent to its restoration by a whole-lake alum treatment and the establishment of a trout fishery. *Journal of Freshwater Ecology* 1(2):167-178.
20. Wheeler W N (1980) Effect of boundary layer transport on the fixation of carbon by the giant kelp *Macrocystis pyrifera*. *Marine Biology* 56(2):103-110.
21. Head K R H (1962) Respiration of the bivalved molluscs *Mytilus edulis* L. and *Brachidontes demissus plicatulus* Lamarck as a function of size and temperature. *Comparative Biochemistry and Physiology* 7(1-2):89-92.
22. Narf R P (1990) Interactions of *Chironomidae* and *Chaoboridae* (Diptera) with aluminum sulfate treated lake sediments. *Lake and Reservoir Management* 6(1):33-42.
23. Culbertson C, Pytkowicz R M (1968) Effect of pressure on carbonic acid, boric acid, and the pH in seawater. *Limnology and oceanography* 13(3):403-417.