



Institutionen för tillämpad miljövetenskap (ITM)

2007-05-14

Laboratoriet för akvatisk miljökemi

Stockholms universitet

FD Britta Eklund, projektledare

F. Forskningsingenjör Jörgen Ek

F. Kemist Karin Holm

F. Forskningsingenjör Margareta Linde

Rapport

Kemiska analyser i vatten och sediment och biologiska tester av sediment i anslutning till båtvätt i Wasahamnen och jämförelse med Bullandö marina, Säck naturhamn och referensstation i Klagsfjärden.

Miljöanslag från Stockholms landsting, regionplane- och trafikkontor, RTN 2006-0099

Förord

Detta projekt har utförts med bidrag från Stockholms läns landsting och från Stockholms miljöförvaltning. Institutionen för tillämpad miljöforskning har bidragit med motsvarande halva den ekonomiska insatsen.

Sammanfattning

Fritidsbåtar målas av tradition med en färg som är tänkt att förhindra fastsättning av organismer på skrovet. För mycket påväxtorganismer ökar friktionen genom vattnet, vilket medför en ökad bränsleförbrukning. De traditionella båtbottnfärgerna har till stor del baserats på att gifter ska läcka ut och på så vis förhindra påväxt. Dessa gifter har visat sig mycket giftiga även mot icke målorganismear och därför har myndigheter infört allt striktare regler för att minska denna diffusa spridning av gifter i skärgården. Ett helt giftfritt alternativ är att tvätta båten i en båtvtätt. I Stockholmsområdet finns det idag endast en båtvtätt som ligger inne i centrala Stockholm vid Wasahamnen. I detta projekt har vid tre tillfällen provtagningar utförts på vatten och sediment kring denna båtvtätt. I samband med tvättning borstas en del färg (gammal och ny) av båten och hamnar i miljön. För att jämföra påverkan på miljön från båtvtätten har även provtagningar utförts på platser där båtfärgsrester annars hamnar. Dessa platser var Bullandö marina, naturhamnen Säck och en referensstation. På vatten har utförts närsaltsanalyser och på sedimenten har metallhalter av koppar, zink, bly, tenn, järn, mangan och aluminium analyserats. De översta 2 cm har även testats för sin giftighet med hjälp av metoder med tre olika organismer. Nya metoder har utvecklats och provats med bakterien *Vibrio fischeri*, algen *Ceramium tenuicorne* och kräftdjuret *Nitocra spinipes*.

Resultaten visar att närsaltshalterna liksom tidigare år var mycket höga inne vid Wasahamnen. Närsaltshalterna var även förhöjda i naturhamnen Säck och i Bullandö, förmodligen beroende på mänsklig aktivitet i området.

Sedimentproverna från Wasahamnen innehöll höga halter av alla båtrelaterade metaller med till upp till 100 gånger mer av både koppar, zink, bly och tenn än vad som uppmättes på någon av de andra platserna. På grund av dessa höga halter är det inte möjligt att urskilja någon extra påverkan från båtvtätten i Wasahamnen. Förhöjda halter av koppar och zink i sediment från både Säck och Bullandö och särskilt upptagningsplatsen vid Bullandö gör det troligt att fritidsbåtlivet medför en spridning av dessa metaller.

Fungerande metodik har tagits fram med alla organismerna. Med metoderna kunde vi påvisa giftigheten hos de olika sedimenten. Enligt både test med alg och kräftdjurslarver var Wasahamnens sediment mest giftigt. Enligt det senare testet var även Bullandö lika giftigt som Wasahamnens sediment. Bakterietestet visade också att Bullandö sediment, särskilt vid upptagningsplatsen, hade hög giftighet medan däremot Wasahamnens sediment inte var lika giftigt för denna organism. Larvutvecklingstestet var klart känsligast och kan rekommenderas för fortsatt användning. Bakterietestet hade också hög känslighet och kan vara ett bra komplement.

En övergång till användning av en hård färg på båten och regelbundna tvättningar skulle minska denna pågående diffusa spridning av oönskade metaller till skärgårdsmiljön med påvisade gifteffekter.

Innehållsförteckning

	Sid	
1	Allmän bakgrund	5
2	Bakgrund till projektet	5
3	Syfte med projektet	6
4	Omfattning av projektet	6
5	Material och metoder	7
5.1	Provtagningsstationer	7
5.2	Kemiska analyser	9
5.3	Biologiska tester	10
5.3.1	Microtoxtest med bakterien <i>Vibrio fischeri</i>	10
5.3.2	Tillväxthämningstest med rödalgen <i>Ceramium tenuicorne</i>	11
5.3.3	Test med kräftdjuret <i>Nitocra spinipes</i> med avseende på dödlighet (letalitet) och effekter på larvutveckling (subletal effekt)	13
6	Resultat	14
6.1	Kemiska analyser	15
6.1.1	Omgivningsfaktorer vid provtagningsstillfällena	15
6.1.2	Närsaltshalter i vattenprover	17
6.1.3	Metallhalter i sedimentprover	18
6.2	Biologiska tester	25
6.2.1	Microtoxtest med bakterien <i>Vibrio fischeri</i>	25
6.2.2	Tillväxthämningstest med rödalgen <i>Ceramium tenuicorne</i>	27
6.2.3	Letalitet och larvutveckling hos kräftdjuret <i>Nitocra spinipes</i>	28
7	Diskussion	31
8	Slutsatser	36
9	Referenser	37
Bilaga 1	Kemiska resultat	
Tabell B1:1	Halter av metaller i sediment i µg/g torrsubstans	
Tabell B1:2	Halter av metaller i sediment i µg/g torrsubstans/% glödningsförlust	
Bilaga 2	Biologiska resultat	
Tabell B2:1	EC50-värden för Microtoxtest med <i>Vibrio fischeri</i> i g våtvikt/L	
Tabell B2:2	EC50-värden för Microtoxtest med <i>Vibrio fischeri</i> i g TS/L	
Tabell B2:3	EC50-värden för <i>Ceramium</i> tillväxthämning i g våtvikt/L	
Tabell B2:4	EC50-värden för <i>Ceramium</i> tillväxthämning i g TS/L	

1 Allmän bakgrund

Sedan i slutet av 1990-talet har det framkommit alltfler data som visar att substanser som används i båtbottnfärger för att förhindra beväxning av båtskroven är starkt giftiga även mot icke målorganismer. Vissa substanser, som t.ex. tennorganiska föreningar som tributyltenn (TBT), har visat sig medföra oönskade effekter såsom minskad växt hos ostron, sterilitet hos snäckor, samt störningar i hormonbalansen hos olika djurarter. De kustnära områdena är i allmänhet grunda och bevuxna med makroalger. Dessa kustekosystem är högproduktiva och är lämpliga som romläggingsplatser och som skyddad uppväxtmiljö av både fiskyngel och en mängd andra organismer. Av denna anledning kallas de kustnära ekosystemen för havens barnkammare.

Båtar som används för fritidsändamål rör sig framförallt längs med kusten och förtöjer i lugna skyddade vikar. För att förhindra beväxning på båtskroven målas båtbottnarna ofta med en giftläckande färg. Dessa gifter har i laboratorieförsök visat sig ha negativa konsekvenser på ett flertal icke målorganismer (t.ex. Elzvik och Hanze, 1992, Andersson och Kautsky, 1996). Av denna anledning har myndigheter tagit sitt ansvar och infört allt striktare regler för vilka substanser som får användas för att hålla borta beväxning på fritidsbåtar. Den senaste restriktionen kom 1998 och trädde i full kraft den 1 januari 2001. De nya reglerna innebar för ostkustens del att inga båtbottnfärger som läckte koppar eller irgarol fick säljas eller användas på fritidsbåtar < 12 m (Kemikalieinspektionen 1998). Tidigare förbud gäller användning av tributyltenn, diuron, isothiazoline (Kemikalieinspektionen 1993).

Efter 2001 finns det endast en godkänd färg som är baserad på läckage av en hämmande substans. Alla övriga färger på marknaden för användning på ostkusten anges av respektive färgproducent vara fysikaliskt verkande och ingen tillsats har skett av någon aktiv substans för att genom giftläckage förhindra påväxning. Trots detta så visades i en undersökning av ITM av åtta stycken av dessa fysikaliskt verkande färger, att flera läckte något som var skadligt och hämmande mot organismer som normalt lever i Östersjön men inte brukar sätta sig fast på båtskroven, s.k. icke målorganismer (Karlsson och Eklund, 2005, Karlsson et al. 2006).

Målet med införandet av striktare regler var att helt komma bort från användning av gifter som metod att förhindra beväxning av båtar och att detta istället skulle kunna åstadkommas på enbart fysikalisk-mekanisk väg utan några gifter.

2 Bakgrund till projektet

Ett helt mekaniskt alternativ till att använda färger som baseras på giftläckage, är att istället använda sig av en båtvätt. En båtvätt fungerar ungefär som en biltvätt med skillnaden att den ligger i vattnet och vid tvättning förs båten genom borstar som roterar längs skrovet och tar bort olika påväxtorganismer. Idag finns en båtvätt i Stockholm (Wasahamnens marina vid galärvarvet) och endast ett fåtal båtvättar längs med övriga ostkusten (Gävle, Nynäshamn och Trosa). En ökad användning av båtvättar där båtarna målas med en hård färg istället för en giftläckande färg bör med tiden minska mängden giftiga substanser som tillförs vatten och sediment med åren och vara gynnsamt för miljön i Stockholms skärgård.

3 Syfte med projektet

Syftet med projektet var att ta fram data på halter av metaller i sediment vid båttvätten i Wasahamnen och jämföra dessa med vad som förekommer i en marina och vid en plats som kan anses okontaminerad. Ett delmål var att se om det skedde en förändring av halterna under säsongen.

Ett annat syfte var att utveckla och applicera tester med vattenlevande organismer även på sedimentprover i anslutning till fritidsbåtverksamhet, för att få ett mått på den biotillgängliga delen och därmed giftigheten för levande organismer.

Det slutliga målet med projektet var att ta fram data som kan belysa för den vanlige båtägaren fördelar med att använda rent mekaniska alternativ att hålla sina båtar fria från påväxtorganismer.

4 Omfattning av projektet

Det har varit svårt att få båtägare att förstå att användning av en båttvätt i längden är mer skonsamt för miljön än att använda sig av giftläckande färger. För att förstå detta behövs det jämförande undersökningar om var rester från båtbottnar hamnar i miljön. I detta projekt ingick analys av olika metaller i sediment. Fyra av dessa, koppar, zink, bly och tenn, tillförs naturen till största del genom användning av båtbottnfärger. Dessutom analyserades sedimentens innehåll av mangan, järn och aluminium för att få en karakteristik av sedimenten. I samband med frågan om påverkan från båttvätten är det viktigt att veta var någonstans rester från båtbottnfärger annars hamnar. Det är troligt att mycket hamnar i hemmahamnen eftersom båtarna ligger förtöjda en stor del av säsongen. Av denna anledning har vi undersökt Bullandö marina. Efter projektets start ansåg vi på ITM att det vore värdefullt att även ha med som jämförelse, hur det ser ut i en ofta frekventerad naturhamn och vi har därför lagt till naturhamnen Säck. Kemiska halter i vatten och sediment säger bara en del av sanningen. Förutom att veta halter av olika kända föroreningar så är det även viktigt att få ett mått på hur farliga dessa halter är för levande organismer, dvs biotillgängligheten. Detta kan endast fås genom att använda sig av levande organismer. För att få relevanta svar är det viktigt att organismer används som normalt finns i provområdena. På ITM har vi ett testbatteri med bakterier, alger och kräftdjur som är lämpliga att mäta giftighet i brackvatten. I förevarande projekt ha vi försökt att vidareutveckla dessa metoder så att de även kan användas på sediment eftersom det är där giftsubstanser från båtbottnfärger slutligen hamnar. Dessa nya metoder har vi sedan applicerat på sedimentprover från de olika lokalerna.

5 Material och metoder

5.1 Provtagningsstationer

Fyra lokaler (Tabell 1) har besökts under tre tillfällen under sommarsäsongen 2006 i juli (11-12), augusti (22-23) och oktober (23-24).

Referensstationen låg i västra delen av Klagsfjärden öster om ön Horsslangen. Bullandö marina ligger längst österut på Värmdölandet med plats för ca 1400 båtar. Nordost om Bullandö finns Säck, vilken är en ofta frekventerad naturhamn. Slutligen provtogs runt båttvätten i Wasahamnen. Båttvätten låg placerad vid den nordvästra delen av Wasahamnens marina i ett område som sedan flera hundra år har använts som förtöjningsplats för marinens fartyg (Galärvarvet). Vid varje station provtogs två lokaler. Koordinaterna för provpunkterna framgår av Tabell 1 och visas som röda fyrkanter i figur 1.

Tabell 1. Koordinater för provtagningspunkterna visas i tabellen.

	Djup, m	Latitud	Longitud
Referensstation 1 i Klagsfjärden	8 -10	59° 24,22′	18° 42,93′
Referensstation 2 i Klagsfjärden	8 -10	59° 24,22′	18° 42,27′
Säck naturhamn, yttre del	7-10	59° 23,47′	18° 23,42′
Säck naturhamn, inre del	7-10	59° 47,98′	18° 47,88′
Bullandö inre del	3	59° 17,89′	18° 39,23′
Bullandö, yttre del	6 - 7	59° 17,52′	18° 39,88′
Bullandö upptagningsplats	4	59° 18,00′	18° 38,92′
Wasahamnen vid Djurgården	5 - 6		

Wasahamnen vid galärvarvet på Djurgården finns inte med på kartan. Vid det första provtagningsstillfället i Wasahamnen den 11 juli hade 8 båtar tvättats, den 23 augusti hade 61 båtar tvättats och vid det sista tillfället i oktober hade 177 båtar tvättats (information från Leif Hammar som sköter Wasahamnens båttvätt).



Figur 1. Kartan visar provtagningsstationerna i Stockholms skärgård. Wasahamnen finns inte med på kartan.

Lokalerna är i stort sett desamma som användes vid den av Kemi beställda undersökningen som utfördes av H. Kylin, SLU, Uppsala universitet under sommarsäsongen 2004 (KEMI 2005). I figur 1 visas de stationer SLU provtog med runda ringar och siffror. 1 och 2 är inne respektive utanför Bullandö marina, 3 är naturhamnen Säck och 4 referensstation i Klagsfjärden. Våra stationer är markerade med röda fyrkanter.

Provtagning har utförts av J. Ek och B. Eklund från ITM, Stockholms universitet, med tillsyningsman Hans Nilsson, vid Grinda, som båtförare. Provtagning har skett av vatten för närhaltsanalys och sediment för metallanalys vid samtliga stationer. Vid sista provtagnings-tillfället i oktober togs även prov på sedimentet utanför en upptagningsplats i Bullandö marina för att kunna jämföra med vad som spolas av båtarna i samband med upptagning och rester som därmed hamnar i sedimentet.

5.2 Kemiska analyser

Vattenprover har tagits på 1 meters djup med en Ruttnerhämtare. Prover togs för närsaltsanalys av nitrit + nitrat, totalkväve och totalfosfor.

Analys av närsalter har skett på ITM och följt kvalitetskontrollen på laboratoriet.



Fig 2. De översta 2 cm av sedimenten provtogs.

Sedimentprover har tagits med en rörprovtagare av Willnertyp. De översta 2 cm av sedimentproppen har samlats upp i en syratvättad provtagningsburk i polypropylen enligt figur 2. Sedimentproverna frystes ner intill analys. Torrviktsbestämning har utförts på samtliga prover för att kunna relatera halten metall till torrviktsbasis. Uppslutning av sedimentproverna har utförts enligt svensk standard SS 028150 och analys har utförts med ICP-MS enligt svensk och internationell standard SS-EN ISO 17294-2.

För att relatera mängden metall till samma enheter så beräknas torrvikten och glödningsförlusten hos sedimenten enligt svensk standard SS 028113-1. Frystorkat sediment (0,5 – 1 g) vägs och torkas i 105 °C över natt och % torrsbstans beräknas. Proverna sätts in i kall ugn som värms upp till 550 °C. Sedimenten glödgas under 2 timmar och vikten beräknas igen efter avsvälning. Mellanskillnaden utgörs av organiskt material och anges i % glödförlust (GF).

5.3 Biologiska tester

Giftigheten hos t.ex. ett vatten eller sediment kan endast mätas genom användning av biologiska testmetoder med levande organismer. Det är en fördel om de testorganismer man använder även finns naturligt i det område man vill undersöka. Eftersom olika grupper av organismer exponeras på olika sätt, är det bra att ha ett testbatteri där representanter för flera grupper och trofinivåer (födonivåer) ingår. I denna studie har vi utvecklat olika metoder att testa giftigheten med organismer som representerar tre olika trofinivåer (födonivåer), nedbrytarna i form av ett bakterietest (Microtox-test med *Vibrio fischeri*), primärproducenterna med hjälp av ett algtest (tillväxthämning med rödalgen *Ceramium tenuicorne*) och primärkonsumenterna med ett kräftdjur (dödlighet och larvutveckling hos *Nitocra spinipes*). Eftersom giftsubstanser från båtbottnfärger, såsom metaller och organiska substanser troligen hamnar i sedimentet har vi fokuserat på att ta fram lämpliga metoder att testa giftigheten hos sediment på ett bra sätt med samtliga tre testorganismer. Samtliga tester har utförts i så nära anslutning som möjligt till provtagning för att undvika allt för stor förändring av sedimenten. Vår ambition har också varit att testa så intakta sediment som möjligt med så lite manipulering som möjligt. Av denna anledning har vi förändrat bakterietestet till att testa på hela sediment istället för på centrifugerat sediment som standardmetoden anger. För algtestet med *Ceramium* och för testerna med kräftdjuret *Nitocra* har vi använt oss av metoder för vatten och vidareutvecklat dessa för att även kunna testa sediment.

5.3.1 Microtox-test med bakterien *Vibrio fischeri*

Bakgrund

Microtox-testet använder sig av frystorkade bakterier (*Vibrio fischeri*), vilka producerar ljus som en del av deras naturliga metabolism. Toxiska substanser kan interferera med denna process vilket leder till en minskning av luminiscensen och det är den förändringen i förhållande till en kontroll som mäts med hjälp av en fotomultiplikator. Resultatet uttrycks i ex. EC50 (den koncentration som minskar luminiscensen med 50 % i förhållande till kontrollen). Testtiden är max 30 min., temperaturen i testet är 15°C, salthalten 2% och accepterat pH intervall är 6-8. Metoden är applicerbar på rena kemikalier, avloppsvatten, porvatten, lakvatten, sediment och jordprover (Microtox Manual 1992, vilken i stort överensstämmer med den internationella standarden ISO 11348-3).

Utveckling och utförande

Eftersom det primära syftet var att testa på intakta sediment så har vi modifierat Microtox-metoden genom att inte centrifugera sedimenten som man skall göra enligt manualen. Samtliga sediment från både augusti och oktoberprovtagningen har testats på detta sätt. För att jämföra denna metod har även sju av sedimenten testats enligt den standardiserade metoden där sedimentet centrifugeras före start av test.

Ocentrifugerade sediment (modifierad ISO-metod)

Invägning av 0,3 g färskt sediment gjordes direkt i för testet avsedda plaströr och därefter tillsattes 3 mL spädmedium (Solid-Phase Test Diluent). Av denna blandning pipetterades 1,5 mL till ett nytt rör som innehöll 1,5 mL spädmedium. Detta spädningsförfarande upprepades tills 6 stycken koncentrationer hade erhållits av sedimentet. Samtliga koncentrationer plus kontroll gjordes i duplikat. Till varje teströr tillsattes 20 µl/ rör av en bakteriesuspension med *V. fischeri*. Inkuberingen skedde vid 15°C i 20 minuter. För att det

skall vara möjligt att mäta luminiscensen från bakterierna måste vattenfasen separeras från sedimentet, för att partiklar stör avläsningen av ljusemissionen. Med hjälp av ett speciellt filter som trycks ner i varje enskilt rör, separeras vattenfasen från sedimentet och ansamlas överst. Av detta filtrat pipetteras 0,5 mL över till en glaskyvet och luminiscensen mäts med hjälp av en fotomultiplikator. I de fall vattenfasen fortfarande var grumlig efter filtreringen, testades de proverna med hjälp av en specialkyvett där det går att skilja prov och bakterier från varandra. Detta innebär att man kan beräkna om minskningen av ljusemissionen berodde på att det var partiklar kvar i provet eller ej. Resultaten redovisas i EC (effectiv concentration) 50-värden, dvs. den koncentration där luminiscensen minskat 50 % jämfört med kontrollen. Det betyder att det sediment som har det lägsta värdet är det som är mest giftigt.

Centrifugerade sediment (ISO-metod)

En obestämd mängd sediment centrifugerades i en kylcentrifug (8°C) med 1500v/min. i 30 minuter och porvattnet hölls bort. Därefter blandades 0,3 g centrifugerat sediment med 3 mL spädmedium och testförfarandet följde beskrivningen för ocentrifugerade sediment.

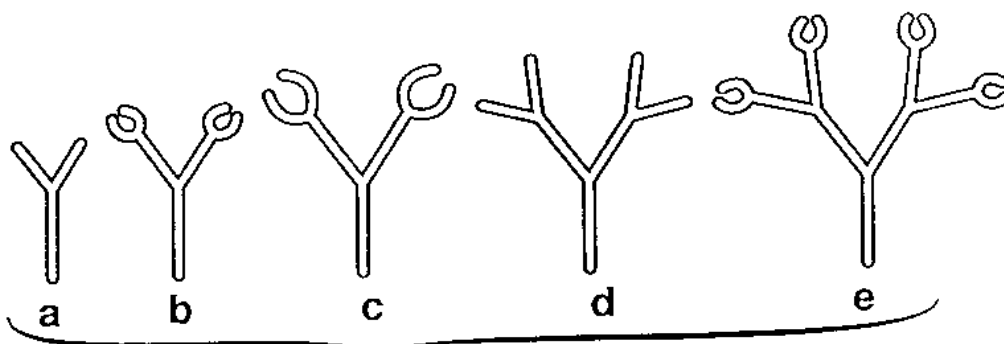
I de fall vattenfasen fortfarande var grumlig efter filtreringen, testades de proverna med hjälp av en specialkyvett där det går att skilja prov och bakterier från varandra. Detta innebär att man kan beräkna om minskningen av ljusemissionen berodde på att det var partiklar kvar i provet eller ej.

5.3.2 Tillväxthämningstest med rödalgen *Ceramium tenuicorne*

Bakgrund

Som representant för primärproducenterna har den i Östersjön vanliga rödalgen ullsleke (*Ceramium tenuicorne*) använts. Algen är en makroalg och blir ca 1 dm stor. Den finns i hela Östersjön från ytan ner till 20-25 och är betydelsefull som livsmiljö för en mängd ryggradslösa djur längs med hela vår kust. Testet med *Ceramium* har utvecklats vid ITM (Bruno & Eklund 2003, Eklund 2005) och håller för närvarande på att bli en internationell standard inom ISO (International Standardisation Organisation). Testet är ämnat för bedömning av giftighet i marin eller brackvattnsmiljö.

Fördelen med *C. tenuicorne* som testorganism är att den har ett mycket regelbundet växtsätt. Liksom andra alger har den inga rötter utan sitter fast vid underlaget med häftanordningar. Den växer från topparna och delar sig jämt gaffelgrenat enligt figur 3.



Figur 3

Växtsätt hos rödalgen *Ceramium tenuicorne*. Tillväxten sker i topparna och växten delar sig på ett regelbundet sätt.

Principen för testet är att ju mer giftiga förhållanden desto sämre växer algen. I testet skärs lika stora toppar av algen som fördelas i skålar med olika koncentrationer av den kemikalie eller avloppsvatten som ska undersökas. Algerna får växa en vecka varefter längdökningen mäts med hjälp av lupp. Tillväxthastigheten i de olika koncentrationerna jämförs med kontrollen och den koncentration där tillväxthastigheten har reducerats till 50 % beräknas (=EC50).

Utveckling och utförande

Vid utvecklingen av testet försökte vi först att göra en koncentrationsserie av sedimenten och lägga algerna direkt ovanpå sedimenten. Det visade sig att några alger sjönk ner i sedimenten vilket medförde att det var omöjligt att veta om den växthämning vi observerade berodde på en gifteffekt eller bara en följd av för lite ljus.

Nästa steg var att över sedimenten lägga olika typer av nät för att förhindra att algerna sjönk ner. I denna procedur testades först att inte näten var giftiga i sig. Det visade de sig inte vara. Inte heller denna metod var tillräckligt tillfredsställande eftersom nätet och därmed algerna ibland sjönk ner i sedimentet.

Nätmetodik

Slutligen konstruerade vi en särskild burk med vars hjälp ett mjukt nät kunde spännas fast i vattnet någon mm över sedimentet. Algerna lades ovanpå näten. 19,2 g sediment vägdes upp och späddes upp till 120 mL (=16 g till 100 mL) med 5 ‰ syntetiskt havsvatten (Eklund 2004). Näring i form av kväve, fosfor, kol och järn tillsattes det syntetiska spädvattnet för att tillförsäkra algerna tillräckligt av dessa grundläggande ämnen. Av sedimentet och spädvattnet gjordes en slurry under omrörning. Hälften av slurryn tillsattes till fyra olika testskålar med 15 ml i varje (motsvarar 16 g/100 ml = 160 g/L). De resterande 60 ml av slurryn späddes ytterligare genom att fylla på med syntetiskt havsvatten upp till 120 ml. Av denna blandning togs 60 ml och fördelades i fyra olika skålar med 15 ml i varje (motsvarar 8 g/100 ml = 80 g/L). På motsvarande sätt gjordes en serie med koncentrationerna 5, 10, 20, 40, 80 och 160 g sediment per liter. När sedimenten i skålarna hade sedimenterat spädes nätet fast ovanför sedimentet med en likadan burk som testburken, fast utan botten. Ovanpå nätet i vattnet lades två tillskurna algbitar per skål. För att förhindra avdunstning lades ett plastlock slutligen ovanpå burken. Algerna exponerades därefter under en vecka i rumstemperatur, 22 ± 2 °C, vid en ljusintensitet på 35 ± 20 % $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ och vid en dygnsrytm om 14 timmar ljus och 8 timmar mörker.

Utlakningsmetodik

Ett sediment ändras hela tiden beroende på tillgång på syre och därmed förändringar hos olika kemiska substanser, metabolism hos olika mikroorganismer som lever i sedimentet samt ständigt pågående mikrobiella processer. Av denna anledning har vi även testat på vatten som urlakats från sedimenten. Vi gjorde en spädningsserie enligt ovan, men istället för att fördela direkt i testskålar lät vi de olika spädningarna stå i flaskor och lakas ut över natt. Nästa morgon tog vi det ovanstående vattnet och fördelade i petriskålar med 10 ml vatten per skål. Till dessa sattes två algbitar per skål och exponeringen var under samma förhållanden som ovan. Efter en veckas exponering mättes algernas längd under lupp och tillväxten beräknades.

5.3.3 Test med kräftdjuret *Nitocra spinipes* med avseende på dödlighet (letalitet) och effekter på larvutveckling (subletal effekt)

Bakgrund

Hoppkräftan *Nitocra spinipes* lever längs hela svenska kusten i bottensediment. Arten har en salthaltstolerans från 1-35 promille och klarar temperaturer från 0-30 °C och är därför en bra testorganism då man undersöker effekter i brackvattenmiljöer.

Det finns ett standardiserat test med *N. spinipes* ämnat att testa kemikalier eller avloppsvattens giftighet (SS 028106). Med detta test mäts dödligheten hos kräftdjuret i olika koncentrationer vid exponering under 96 timmar. I detta projekt har vi vidareutvecklat detta test för användning på sediment.

På ITM har det även framtagits ett test där giftighet hos kemikalier i vattenfas testas genom att studera effekter på larvutvecklingshastighet (larval development rate = LDR) (Breitholtz och Bengtsson, 2001). Detta test håller på att bli en OECD-standard. Principen för testet är att mäta tiden det tar för en nauplie (larv) att utvecklas till copepodit (det första av sex vuxenstadier). Som regel är LDR testet mycket känsligare än dödlighetstestet eftersom man här testar på nauplier (< 24 timmar) till skillnad mot vuxna djur i dödlighetstestet. I föreliggande studie har larvutvecklingstestet applicerats på sediment. Testet startas med nyfödda nauplier (larver) och utvecklingen följs till det första vuxenstadiet (copepoditstadiet) har uppnåtts hos kontrolldjuren. Försöket avslutas då 50 % av kontrolldjuren har utvecklats till copepoditer, efter ca 5-7 dagar. Kvoten för antalet copepoditer i förhållande till det totala antalet djur per testkoncentration beräknas och jämförs med kontrollen. Testet är mycket mer tidskrävande än letalitetstestet och därför har bara ett sediment per station kunnat testas.

Utveckling och utförande

Letalitetstestet provades ut på fyra sediment från en marina på Djurgården och larvutvecklingstestet provades på ett sediment från vardera naturhamnen Säck, Bullandö marina, Wasahamnen och referensstationen. Dessutom provades samma test på vatten som hade urlakats från Wasahamnsedimentet över en natt.

Letalitetstest på utlakat vatten från sediment

Av varje sediment invägdes 16 g vått sediment och späddes med 100 ml (=160 g/L) spädvatten (grovfiltreat brackvatten upphettat till 80° C och därefter filterat med GF/C-filer). Av detta överfördes hälften till en ny kolv som späddes med ytterligare 100 ml spädvatten. Detta fortsatte tills en koncentrationsserie på sex koncentrationer hade erhållits dvs 160, 80, 40, 20, 10 och 5 g vått sediment per liter. De olika kolvarna med sediment och vatten fick stå och laka ut under 2 dygn. Efter utlakningsprocessen togs det ovanstående vattnet och fördelades på två provrör per koncentration. Till varje provrör plockades med hjälp av en pasteurpipett ca 10 st copepoder som var 4 veckor gamla. Det exakta antalet djur per rör kontrollerades genom räkning i lupp. Djuren exponerades under 96 timmar varefter antalet döda och levande djur räknades. Exponeringen skedde i rumstemperatur (22 °C) i mörker. Syrehalt och pH och mättes vid start och slut.

Larvutvecklingstest på sediment (LDR)

Sedimenten avdödades genom att värma upp det till 60 °C i värmeskåp för att inte andra levande organismer skulle finnas kvar i sedimentet och eventuellt äta upp Nitocralarverna. Beredning av olika koncentrationer av sedimenten gjordes enligt följande : 9g sediment späddes upp till 100 mL med spädmediet (GF/C-filtreat naturligt brackvatten). Från denna slurry (9 g/L) pipetterades 50 mL och späddes upp till en volym av totalt 100 mL (4,5 g/L)

osv. till antalet önskade koncentrationer. Varje test innehöll minst fem koncentrationer plus en kontroll.

Dag före start av testet plockades ca 400 st honor med välutvecklade äggsäckar, för att erhålla nykläckta nauplier. Honorna matades med algen *Rhodomonas salina* vid en koncentration av cellerna på 10^7 /mL.

Vid start av test fylldes 8 st scintburkar/koncentration med 2,5 mL spädmedium och ca 8 st nauplier/burk tillsattes. Antalet nauplier per burk kontrollräknades med hjälp av lupp och först därefter tillsattes 2,5 mL av respektive koncentration av sedimentet. Kontrollburkarna preparerades med 100 mg kiselsalt per burk, för att det skulle finnas substrat tillgängligt även för dessa nauplier, då det visat sig att *N. spinipes* utvecklas långsammare utan substrat.

Exponeringen skedde i mörker i 22 ° C. Varannan dag matades testdjuren med *Rhodomonas salina* och vätskenivån justerades med avjoniserat vatten för att rätt salthalt skulle bibehållas under hela exponeringstiden. Från dag 5 kontrollerades förhållandet mellan antalet nauplier och copepoditer varje dag, för att veta om cirka 50 % av kontrolldjuren blivit copepoditer. Då detta uppnått i kontrollburkarna avbröts försöket. Alla burkarna med olika koncentrationer av sediment räknades med hjälp av lupp och mikroskop, med avseende på hur många nauplier/copepoditer de innehöll. LDR beräknas genom att jämföra antalet copepoditer i förhållande till det totala antalet djur i varje testkoncentration och jämföra denna kvot med kontrollen.

6 Resultat

Resultaten redovisas dels som histogram och dels i tabellform. I bilaga B1 redovisas metallhalter i sediment i tabeller och i bilaga B2 redovisas data från de biologiska testerna. För statistiska beräkningar för jämförelse av metallhalter har ANOVA och t-test använts. Genomgående har p-värden angivits för att visa med vilken sannolikhet en eventuell skillnad verkligen är sann. Generellt kan sägas att ju lägre p-värde desto större säkerhet att ett påstående är sant. Vanligen används $p \leq 0,05$ som en gräns för signifikanta skillnader. Detta betyder att risken att påståendet är fel är $\leq 5 \%$ vilket med andra ord innebär att påståendet stämmer med 95 % sannolikhet. Alltså $p = 0,01$ medför att med 99 % sannolikhet så är det man påstått riktigt.

För de biologiska testerna har EC50-värden beräknats: för Microtoxtestet med datorprogrammet MTX.7 och för Ceramiumtestet har datorprogrammet REGTox.xls V6.4 (<http://eric.vindimian.9online.fr>) använts. För Nitocra letalitetstest har Probitanalys (Finney 1971) utförts och för LDR har beräkningar först gjorts med Fisher's exact test, och därefter sammanslogs alla data inom varje behandling och analyserades med *chi-2* test (cross tabulation) i SPSS.

6.1 Kemiska analyser

Resultaten av kemiska analyser redovisas nedan samt i bilaga 1.

6.1.1 Omgivningsfaktorer vid provtagningsstillfällena

Salthalten och temperaturförhållanden vid de olika provtagningsstillfällena framgår av tabell 2.

Tabell 2. Salthalt och temperatur vid de fyra provtagningslokalerna i Stockholms skärgård och innerhamn.

Station	Provtagningsdatum	Salthalt, ‰	Temperatur, °C
Referens	2006-07-12	4,9	15,7
Referens	2006-08-22	5,2	20,7
Referens	2006-10-23	5,4	11,9
Säck	2006-07-12	5,1	18,3
Säck	2006-08-22	5,4	21,0
Säck	2006-10-23	5,4	11,5
Bullandö	2006-07-12	4,6	20,2
Bullandö	2006-08-22	4,9	20,6
Bullandö	2006-10-23	5,1	11,7
Wasahamnen	2006-07-11	2,1	15,8
Wasahamnen	2006-08-23	2,8	16,1
Wasahamnen	2006-10-23	1,0	11,9

Salthalten är lägst inne vid Wasahamnen där den fluktuerar mellan 1 och nästan 3 ‰ under säsongen med det högsta värdet i augusti och lägsta värdet i oktober. I Bullandö ligger salthalten strax under och kring 5 promille och i Säck och referensstationen något över 5 promille. Vid dessa stationer ökar salthalten med tiden. Temperaturen var under både juli och augusti högst i Säck och Bullandö och uppnådde över 20 °C. Dessa sommarmånader var temperaturen i innerstaden Wasahamnen endast ca 16 °C. I oktober var temperaturen strax under 12 °C vid samtliga stationer.

6.1.2 Närsaltshalter i vattenprover

Uppmätta halter av oorganiskt kväve (nitrit, NO₂ och nitrat, NO₃) och totalhalter av kväve och fosfor redovisas i tabell 3.

Tabell 3. Närsaltshalter i vatten vid fyra provtagningslokaler i Stockholms skärgård; Wasahamnen, Bullandö marina, naturhamnen Säck och referensstation i Klagsfjärden.

Station	Provtagnings datum	NO ₂ + NO ₃ µg/L	Total kväve µg/L	Total fosfor µg/L
Referens 1	2006-07-12	< 5	240	16
Referens 2	2006-07-12	< 5	315	16
Referens 1	2006-08-22	< 5	350	19
Referens 2	2006-10-24	10	215	20
Säck, inre	2006-07-12	< 5	250	16
Säck, yttre	2006-07-12	< 5	215	14
Säck, inre	2006-08-22	< 5	390	20
Säck, yttre	2006-08-22	< 5	250	19
Säck, inre	2006-10-24	5	290	29
Bullandö, inre	2006-07-12	< 5	275	35
Bullandö, yttre	2006-07-12	< 5	250	22
Bullandö, inre	2006-08-22	< 5	275	26
Bullandö, yttre	2006-08-22	< 5	315	28
Bullandö, inre	2006-10-24	5	215	28
Bullandö, yttre	2006-10-24	10	265	28
Bullandö, upptagningsplats	2006-10-24	20	265	35
Wasahamnen	2006-07-11	30	475	35
Wasahamnen	2006-08-23	190	650	53
Wasahamnen	2006-10-23	185	525	47
Wasahamnen, mitt i marinan	2006-10-23	165	600	48

Överlag är halterna ungefär dubbelt så höga inne i Wasahamnen (centrala Stockholm) av samtliga variabler jämfört med referensstationen i skärgården, naturhamnen Säck och i Bullandö marina, av samtliga variabler. Beroende på vattenomsättningen skiljer sig de normala värdena. Om referensstationen klassas som hög vattenomsättning (0-10 dygn = klass I) och de andra tre stationerna som låg vattenomsättning (> 40 dygn = klass III) så kan värdena jämföras mot normala bakgrundshalter i egentliga Östersjön. Dessa är för sommaren och nitrit + nitrat och klass I 28µg N/L och för klass III 126 µg N/L. För totalkväve och klass I gäller 168µg N/L och för klass III 238 µg N/L och slutligen för totalfosfor och klass I 6,2 µg P/L och för klass III 8,68 µg P/L. Om man delar de uppmätta halterna med bakgrundsvärdena och bedömer enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder så är nitrit och nitratvärdena låga för alla stationer utom i Wasahamnen där vi uppmätte 165 – 190 µg N/L i augusti och oktober.

Enligt bedömningsgrunderna klassas Wasahamnens vatten som klass 4 eller 5, vilket innebär stor till mycket stor avvikelse, för både totalkväve och totalfosfor. När det gäller Bullandö och Säck och kväve så är avvikelsen liten medan för referensstationen är avvikelsen tydlig. För alla dessa tre stationer och fosfor hamnar vi i klass 3 vilket innebär tydlig avvikelse.

6.1.3 Metallhalter i sedimentprover

Analys av metallhalter i sedimentprover framgår av figurerna 4, 5, 6, 7 och 8, samt i tabeller B1:1 och B1:2 i bilaga 1. Eftersom de två lokalerna på respektive station ibland uppvisade tämligen olika halter har vi valt att redovisa samtliga data.

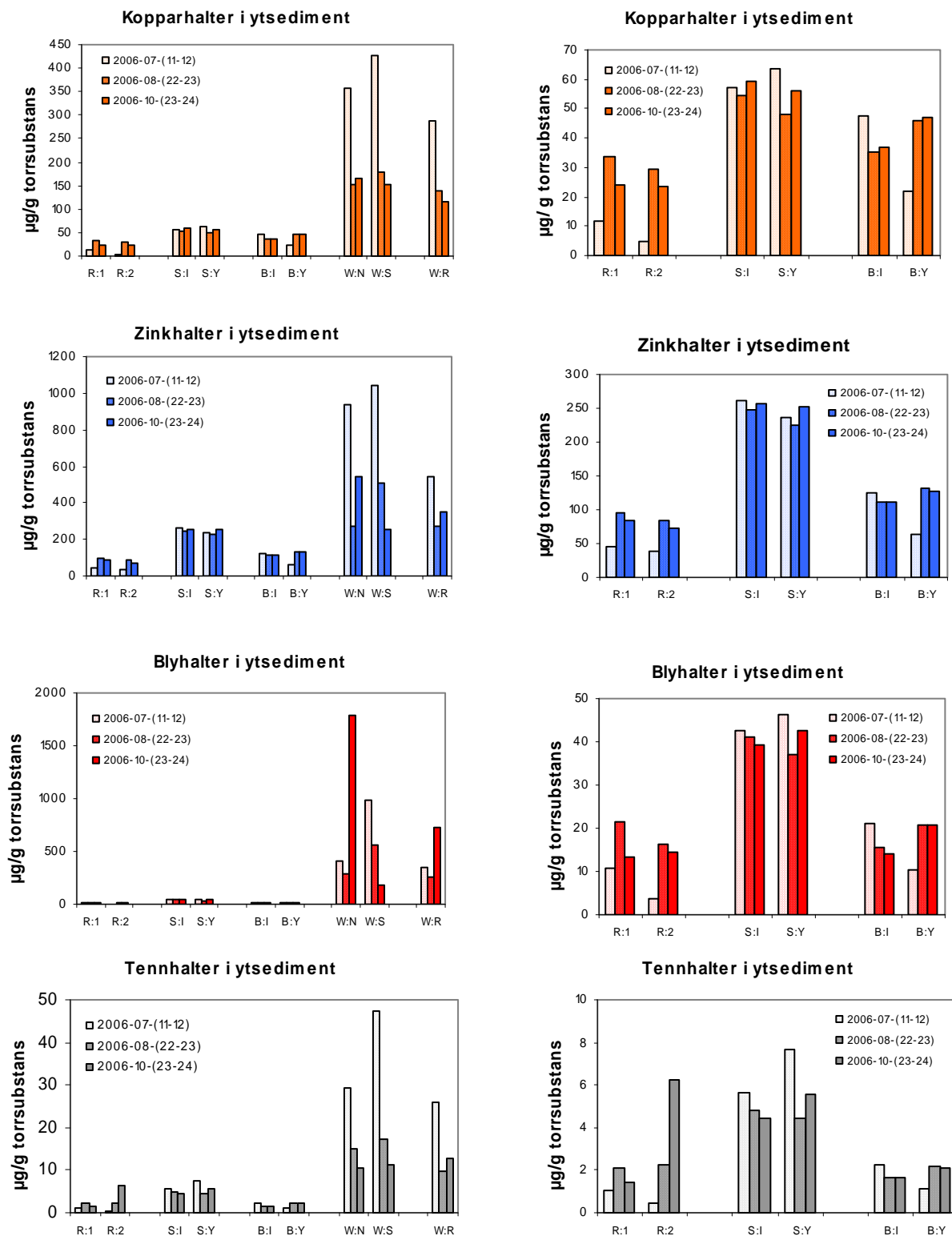
I figur 4 visas innehållet i sediment av metallhalter som har anknytning till användning i båtbottnfärger dvs koppar, zink, bly och tenn och i figur 8 visas halter av järn, mangan och aluminium, alla uttryckt i $\mu\text{g/g}$ torrsubstans (TS). I figurer 5 och 7 visas och jämförs metallhalterna i $\mu\text{g/g}$ TS med mängden organiskt material (Gf) för koppar, zink, bly och tenn. Slutligen illustreras halterna av dessa metaller för Wasahamnens sediment i figur 6. Mängd torrsubstans i de olika sedimenten och % glödningsförlust visas i tabell 4.

Ingen förändring med säsongen kunde beläggas statistiskt för de fyra olika stationerna. En tendens till förändring med säsongen kan ses för stationen söder om båttvätten i Wasahammen där de högsta halterna för alla fyra metaller uppmättes i juli och lägre i augusti och ännu lägre i oktober. Denna tendens försvinner dock då man relaterar halterna till mängd organiskt material istället för till enbart torrsubstans (se fig 6).

För att kunna se om de olika stationerna skiljer sig har samtliga sex värden från varje station använts för att beräkna variansanalys. Samtliga metaller koppar, zink, bly och tenn uppvisar då signifikant mycket högre värden inne i Wasahammen jämfört med de övriga stationerna (ANOVA, $p \ll 0,001$). För samtliga fyra metaller återfanns de högsta värdena i Wasahammen i början av säsongen utom vid två tillfällen. Dessa var för bly norr om båttvätten och vid referensstationen i hamnen.

När Wasahammen utesluts blir skalan annorlunda och det framgår tydligare att om man jämför halterna av både koppar, zink, bly och tenn i sediment från Bullandö marina, Säck naturhamn och referensstationerna med varandra fanns det signifikant högre halter per g torrsubstans i Säck av alla metallerna (ANOVA, $p \ll 0,001$). Halterna i naturhamnen Säck är också signifikant högre jämfört med Bullandö marina (t-test, $p < 0,005$ för alla fyra metaller). Om man jämför metallhalterna i Bullandö med referenssedimentet finns det ingen signifikant skillnad utom för zink där Bullandö har högre halter (t-test, $p < 0,05$).

En jämförelse med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för metaller i sediment medför att sedimenten i Wasahammen klassas som trolig till stor påverkan för samtliga fyra metaller. De övriga tre stationerna klassas endast som att ha ingen eller liten påverkan av punktkälla för både koppar, zink, bly och tenn.



Figur 4. Diagrammen visar innehållet i sediment av metaller som kan härledas till användning av båtbottnfärg. Figurerna till höger visar metallhalterna vid samtliga stationer. I figurerna till vänster har Wasahamnen uteslutits så att en annan skala har kunnat användas. Sedimentproverna är tagna vid tre olika tillfällen under båtsäsongen 2006 och vid fyra olika platser; referensstation i Klagsfjärden (R:1 och R:2), Säck naturhamn (S:I = Säck inre del, S:Y = Säck yttre del), Bullandö marina (B:I = Bullandö inre del, B:Y = Bullandö yttre del) och i Wasahamnen (W:N = norr om båtvätten, W:S = söder om båtvätten, W:R = utanför hamnen).

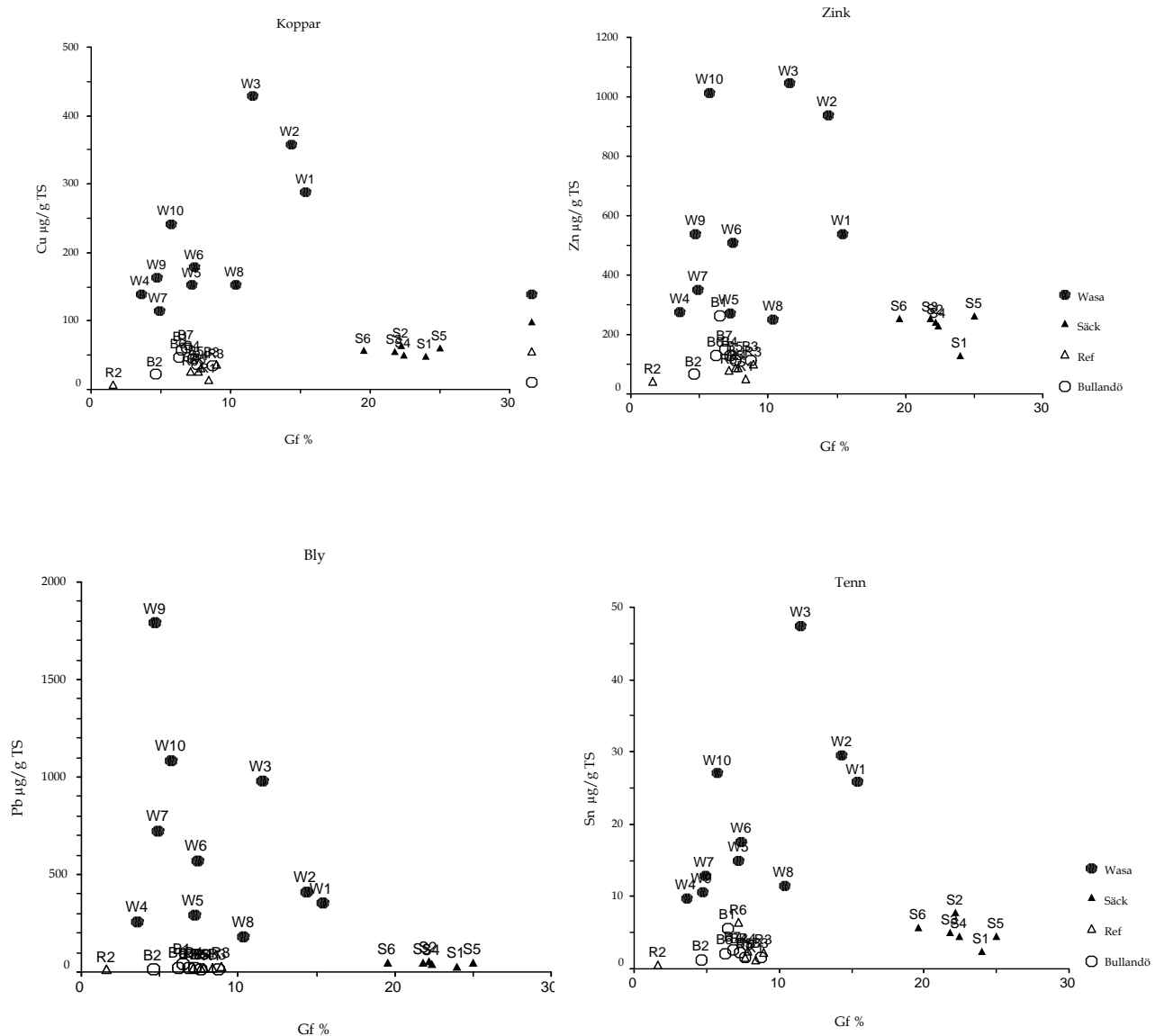
Alla ovanstående värden är relaterade till $\mu\text{g/g}$ torrsubstans i sedimenten. Eftersom olika metaller komplexbinds olika hårt till organiska föreningar förändras tillgängligheten hos metallerna. Därför har sedimentens innehåll av organiskt material också betydelse. Av denna anledning kan det vara av intresse att relatera metallhalter till mängden organiskt material som fås fram genom bestämning av glödningsförlust. I tabell 4 redovisas sedimentens torrsubstans och den procentuella andelen organiskt material (= glödningsförlusten = Gf). Av tabellen framgår att innehållet av organiskt material skiljer sig mycket mellan de olika stationerna. I naturhamnen Säck finns de högsta mängderna med ca 20 % organiskt material till skillnad mot referensen och Bullandö som bara innehåller mellan ca 6 och 8 % organiskt material.

Tabell 4. Sedimentprover som tagits på olika platser och vid olika tidpunkter under båtsäsongen 2006 i Stockholms skärgård och sedimentens innehåll av torrsubstans och glödningsförlust i %.

Station	Provtagningsdatum	Torrsubstans, %	Glödningsförlust, %
Referens 1	2006-07-12	34,6	8,38
Referens 2	2006-07-12	54,7	1,62
Referens 1	2006-08-22	24,6	8,95
Referens 2	2006-08-22	29,6	7,85
Referens 1	2006-10-23	26,1	7,66
Referens 2	2006-10-23	29,6	7,16
Säck, inre	2006-07-12	3,35	29,0
Säck, yttre	2006-07-12	6,64	22,2
Säck, inre	2006-08-22	6,17	21,8
Säck, yttre	2006-08-22	6,51	22,4
Säck, inre	2006-10-23	4,01	25,0
Säck, yttre	2006-10-23	5,56	19,6
Bullandö, inre	2006-07-12	35,8	6,51
Bullandö, yttre	2006-07-12	35,1	4,64
Bullandö, inre	2006-08-22	23,6	8,71
Bullandö, yttre	2006-08-22	28,7	7,27
Bullandö, inre	2006-10-23	22,7	7,62
Bullandö, yttre	2006-10-23	33,9	6,25
Bullandö, upptagningsplats	2006-10-23	28,6	6,85
Wasahamnen, referens	2006-07-11	11,7	15,4
Wasahamnen, N om båttvätt	2006-07-11	11,4	14,4
Wasahamnen, S om båttvätt	2006-07-11	37,2	11,5
Wasahamnen, referens	2006-08-23	48,8	3,61
Wasahamnen, N om båttvätt	2006-08-23	32,3	7,23
Wasahamnen, S om båttvätt	2006-08-23	38,7	7,41
Wasahamnen, referens	2006-10-23	32,0	4,89
Wasahamnen, N om båttvätt	2006-10-23	42,5	4,73
Wasahamnen, S om båttvätt	2006-10-23	30,8	10,4
Wasahamnen, i marinan	2006-10-23	38,6	5,75

När innehållet i sedimenten av koppar, zink, bly och tenn uttryckt i $\mu\text{g Me/g TS}$ plottas mot glödningsförlusten ser det ut som i figur 6. Här framgår att det finns en korrelation

mellan mängd organiskt material och högre metallhalter som syns särskilt tydligt för sedimenten från Wasahamnen och Säck.



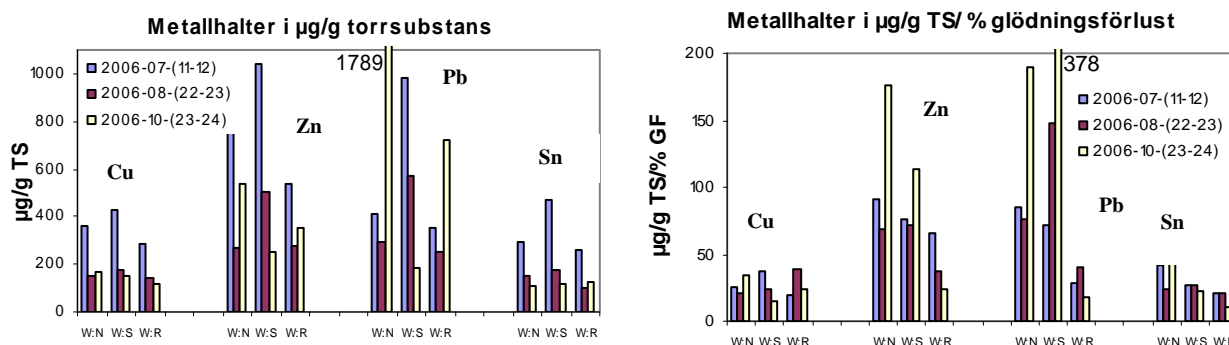
Figur 5

I figuren visas hur metallinnehållet av koppar, zink, bly och tenn i µg Me/g TS förhåller sig till innehåll av organiskt material i sedimenten för de olika provtagningstillfällena. Siffrorna R1-2, S1-2, B1-2 och W1-3 är sediment från juli, R3-4, S3-4, B3-4 och W4-7 är från augustiprovtagningen och R 5-6, S5-6, B5-7 och W8-10 är från oktoberprovtagningen.

Hur halterna skiljer sig vid de olika provtagningstillfällena, då viktning görs mot sedimentens innehåll av organiskt material, framgår även av figurerna 6, 7 och 8. Eftersom halterna i Wasahamnen är så mycket högre än på de andra stationerna av de båtrelaterade metallerna så behandlas Wasahamnen för sig i figur 6 och de övriga stationerna för båtrelaterade metaller i figur 7 och för icke båtrelaterade metaller i figur 8.

Överlag är halterna av samtliga båtrelaterade metaller höga i Wasahamnens sediment. Räknat i µg/g TS så är kopparhalten minst 3 gånger så hög, zinkhalten minst dubbelt så

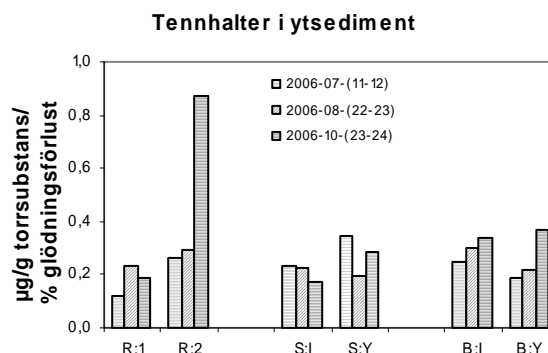
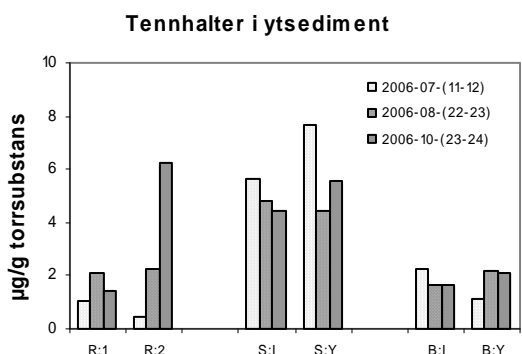
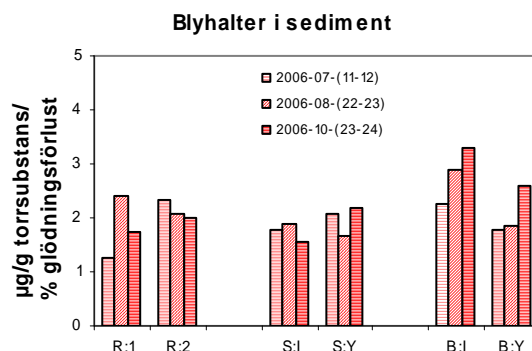
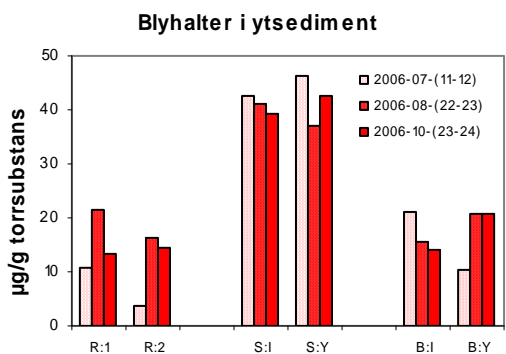
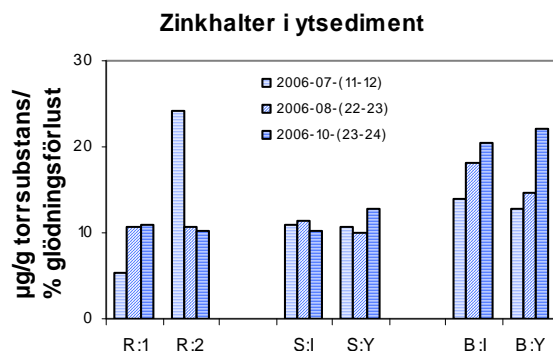
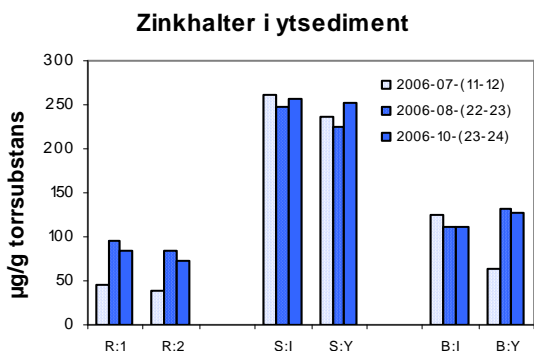
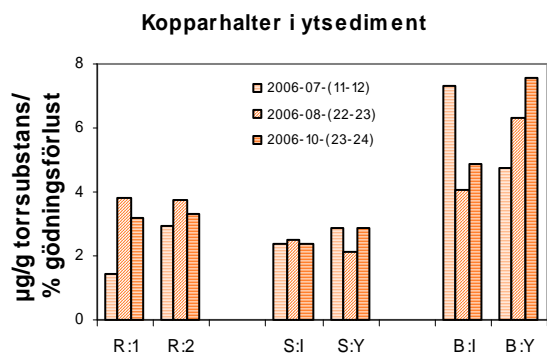
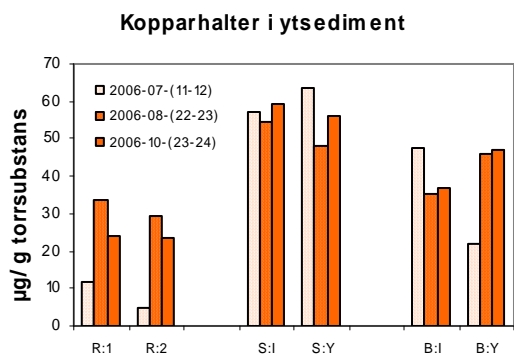
hög, blyhalten > 100 gånger så hög och minst 5 gånger så hög som de högsta halterna på någon av de övriga stationerna. Den tendens till mycket förhöjda halter vid det första provtagningstillfället för samtliga metaller försvinner då hänsyn tas till innehållet av organiskt material i sedimentet och istället ligger halterna närmre varandra vid de olika provtagningstillfällena. Vid det första provtagningstillfället var nämligen mängden organiskt material närmare dubbelt så högt (se tabell 4).



Figur 6. Figuren visar halter av koppar, zink, bly och tenn i sediment från Wasahamnen. Figuren till vänster visar metallhalter i µg/g TS och bilden till höger då halterna har dividerats med % glödningsförlust. NB Värdena för tenn har multiplicerats med 10 för att synas på samma skala som de övriga metallerna. W:N = norr om båtvätten, W:S= söder om båtvätten och W:R = referenssediment strax utanför marinan.

Även med hänsyn tagen till organiskt material har sedimenten från Wasahamnen signifikant högst innehåll av koppar, zink, bly och tenn (ANOVA, $p < 0,001$).

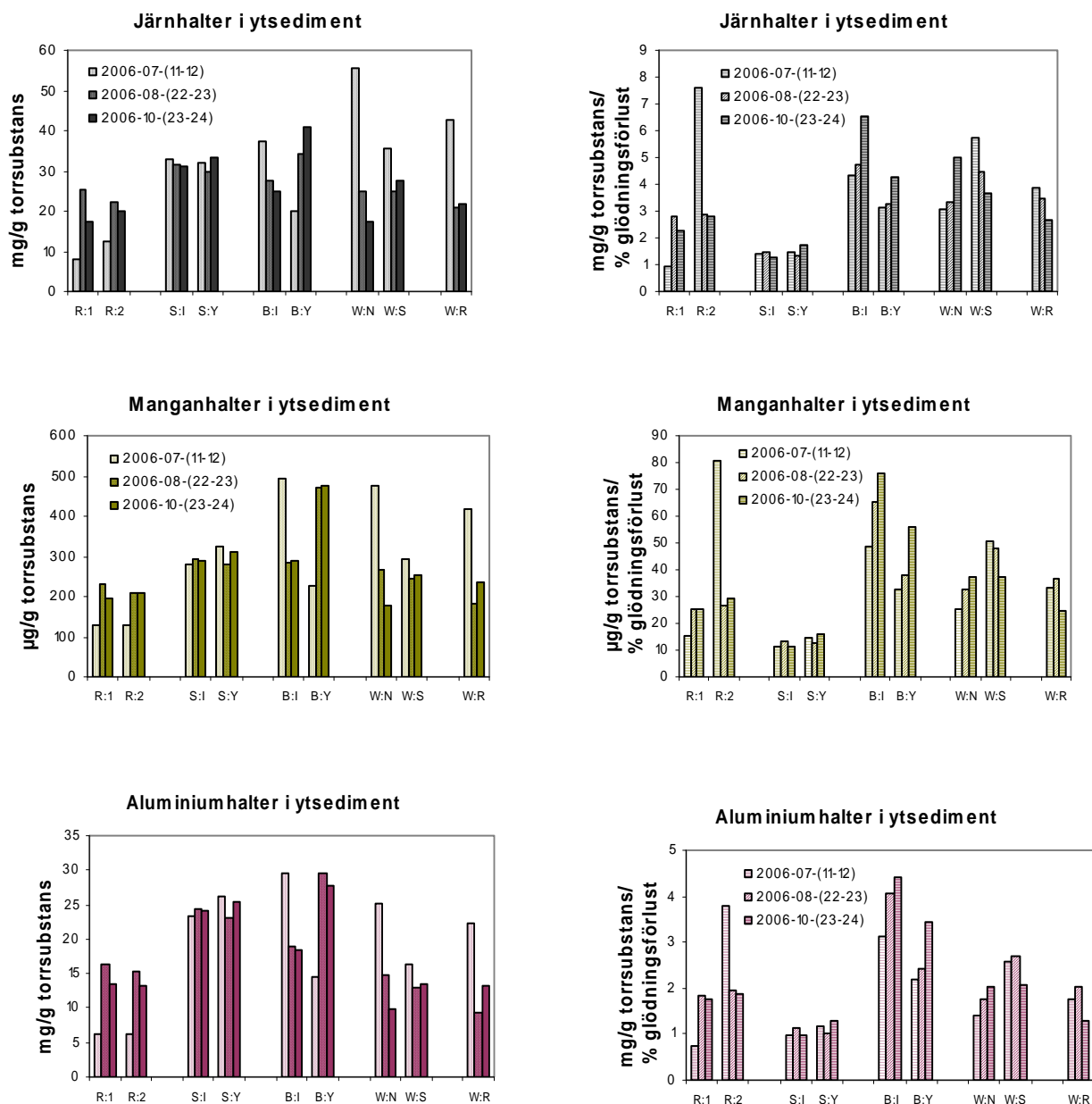
I figur 7 jämförs metallhalter av koppar, zink, bly och tenn för de övriga tre stationerna, utom Wasahamnen, både när halterna anges som µg/g TS och då detta värde har dividerats med % glödningsförlust (Gf). Då metallhalterna har relaterats till sedimentens innehåll av organiskt material skiljde sig inte referensstationen och naturhamnen åt för någon av de fyra metallerna. Däremot var halterna i Bullandö marina signifikant förhöjda mot både referensstationen och Säck för koppar ($p > 0,01$ respektive $p > 0,001$). Zinkhalten var i Bullandö även signifikant högre jämfört med Säck ($p < 0,01$) men inte jämfört med referensstationen. Även när det gäller bly så hade Bullandö signifikant ($p < 0,05$) högre halt än Säck men inte jämfört med referensstationen. För tenn fanns inga signifikanta skillnader mellan platserna.



Figur 7. I figuren visas innehållet i sediment av metaller som kan härledas till användning av båtbottnfärger.. Figurerna till vänster visar metallhalterna i µg/g torrsubstans och figurerna till höger visar då halterna dividerats med % organiskt material (=glödningsförlust). Sedimentproverna är tagna vid tre olika tillfällen under båtsäsongen 2006, vid fyra olika platser; referensstation i Klagsfjärden (R:1 och R:2), Säck naturhamn (S:I = Säck inre del, S:Y = Säck yttre del), Bullandö marina (B:I = Bullandö inre del, B:Y = Bullandö yttre del).

Metaller utan relation till användning av båtbottnfärger

I samtliga sediment mättes innehållet av järn, mangan och aluminium för att karakterisera sedimenten. Halterna visas i figur 8 nedan.



Figur 8. I figuren visas innehållet i sediment av metaller som inte kan härledas till användning av båtbottnfärg. Figurerna till vänster visar metallhalterna i samtliga stationer relaterat till innehållet av torrsubbstans. I figurerna till höger visas halterna då de relaterats till mängd organiskt material. Sedimentproverna är tagna vid tre olika tillfällen under båtsäsongen 2006 och vid fyra olika platser; referensstation i Klagsfjärden (R:1 och R:2), Säck naturhamn (S:I = Säck inre del, S:Y = Säck yttre del), Bullandö marina (B:I = Bullandö inre del, B:Y = Bullandö yttre del) och i Wasahamnen (W:N = norr om båttvätten, W:S = söder om båttvätten, W:R = utanför hamnen).

Inte heller för järn, mangan och aluminium kan någon säsongstrend urskiljas. Om alla värdena från samma station slås samman kan variansanalys utföras. Liksom tidigare ser bilden lite olika ut beroende på om man korrelerar metallinnehållet till torrsubstans eller till % organiskt material. Tydligast skillnad märks i proverna från naturhamnen Säck som hade ca 20 % innehåll av organiskt material. För både järn, mangan och aluminium är innehållet i Säcksedimenten signifikant lägre (ANOVA, $p < 0,001$) räknat på % organiskt material än de övriga stationerna. Räknar man istället på enhet torrsubstans så är referensstationen skild från de övriga med lägre halter (ANOVA, järn $p < 0,05$, mangan $p < 0,01$, aluminium $p < 0,001$). För dessa tre metaller avviker inte sedimenten från Wasahamnen alls på samma sätt som för de båtrelaterade metallerna.

6.2 Biologiska tester

Samtliga biologiska tester har utförts på våta färska sediment. Sedimenten ser mycket olika ut från plats till plats. Det innebär att när de två översta cm tas tillvara och används för att testas så kan de innehålla mycket olika mängd vatten. För Microtox har tester utförts både på prover från augusti och från oktober. För Ceramium och Nitocra har tester utförts på sediment från oktoberprovtagningen. De biologiska effektdata redovisas huvudsakligen som EC50-värden, vilket innebär den koncentration av sedimenten som medför en 50 %-ig hämning. För EC50-värden innebär att ju lägre siffra desto giftigare sediment. I graferna har vi därför valt att presentera data som inverterade EC-värden i form av toxiska enheter, (TU = Toxic Unit = $100/EC50$) vilket innebär att ju högre stapel desto giftigare sediment. Resultaten presenteras dels som g våtvikt/L och dels som g torrsubstans (TS)/L. Genom att presentera värdena i g våtvikt/L fås ett värde på det ytsediment som innefattar både fast material och vatten. För att i någon mån även kunna relatera till metalldata har de biologiska effektvärdena även omräknats till g TS/L. Samtliga EC50-värden med tillhörande 95 % konfidensintervall för de biologiska testerna är redovisade i tabeller i bilaga 2.

6.2.1 Microtoxtest med bakterien *Vibrio fischeri*

Två metoder har prövats med bakterietestet. Flest tester har utförts med Microtoxmetoden med bakterien *V. fischeri* där samtliga sediment från både augusti och oktoberprovtagningarna har testats med den modifierade standardmetoden (utan centrifugering) på färska sediment. Resultaten redovisas i tabell 5 och figur 9, samt i tabeller B2:1 och B2:2 i bilaga 2. Några sediment har även testats med att centrifugera sedimenten och testa på detta sediment där alltså inte vattenfasen finns med.

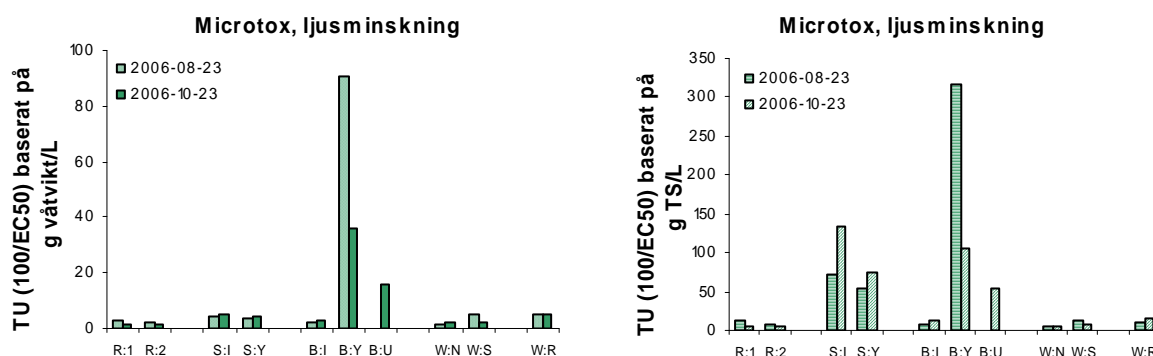
Ocentrifugerade sediment

I tabell 5 redovisas EC50 värden, dvs den koncentration som medför en 50 % minskning i ljusemission jämfört med kontrollen, tillsammans med korresponderande TU värden. Resultaten visar att sedimenten från Bullandö marina innehöll mest giftiga substanser gentemot bakterien *V. fischeri* både när giftigheten mäts per g våtvikt/L och som g TS/L (se figur). Den yttre stationen i Bullandö och sedimentet från uppsamlingsplatsen visar högst giftighet med TU på 36 och 91 respektive 16 (Tabell 5). Det senare sättet att redovisa på innebär att giftigheten hos sedimenten från Säck ökar avsevärt jämfört med om giftigheten benämns i våtvikt per L. Som framgår av både tabell 5 och figur 10 så är giftigheten hos Wasahamnens sediment oftast tom lägre än vid referensstationerna.

Tabell 5. EC50 - värden för tester med bakterien *Vibrio fischeri* vid provtagning i augusti och oktober. EC50-värdena är uttryckta i g våtvikt per liter. Testerna har gjorts enligt modifierad ISO-metod direkt på sediment utan att föregås av centrifugering.

Station	2006-08-23	2006-10-23	2006-08-23	2006-10-23
	EC50 g våtvikt/L	EC50 g våtvikt/L	(100/EC50) TU	(100/EC50) TU
Referensstation 1	33	82	3,1	1,2
Referensstation 2	42	72	2,4	1,4
Säck, inre	23	19	4,4	5,4
Säck, yttre	28	25	3,5	4,1
Bullandö, inre	55	33	1,8	3,1
Bullandö, yttre	1,1	2,8	91	36
Bullandö upptagningsplats		6,4		16
Wasahamnen, N om båttvätt	67	45	1,5	2,2
Wasahamnen, S om båttvätt	19	44	5,1	2,3
Wasahamnen, referens	20	20	4,9	4,9

Microtoxresultaten illustreras även i figur 10A som TU enheter baserade på EC50 värden i g våtvikt/L (tabell 5) och i figur 9B där TU är baserat på g torrsustans/L.



Figur 9. Staplarna visar giftighet mot bakterien *Vibrio fischeri* hos sediment från olika stationer i Stockholms skärgård. Sedimentproverna är tagna vid två olika tillfällen under båtsäsongen 2006 och vid fyra olika platser; referensstation i Klagsfjärden (R:1 och R:2), Säck naturhamn (S:I = Säck inre del, S:Y = Säck yttre del), Bullandö marina (B:I = Bullandö inre del, B:Y = Bullandö yttre del), i Wasahamnen (W:B = båttvädden i Wasahamnen och i W:M = inne i marinan). I figur A visas EC50 värden omvandlade till Toxic unit (TU) baserat på g våtvikt/L och i figur B baserat på mängd torrsustans (TS) per L.

Centrifugerade sediment

I denna metod tas en obestämd mängd sediment och centrifugeras. Från detta vägs sedan in en bestämd mängd. Detta innebär att det inte går att jämföra resultaten mellan de två

metoderna eftersom de inte kan uttryckas i samma enhet. De tre sediment som testades rankade dock sedimenten på samma sätt som den ovanstående metoden.

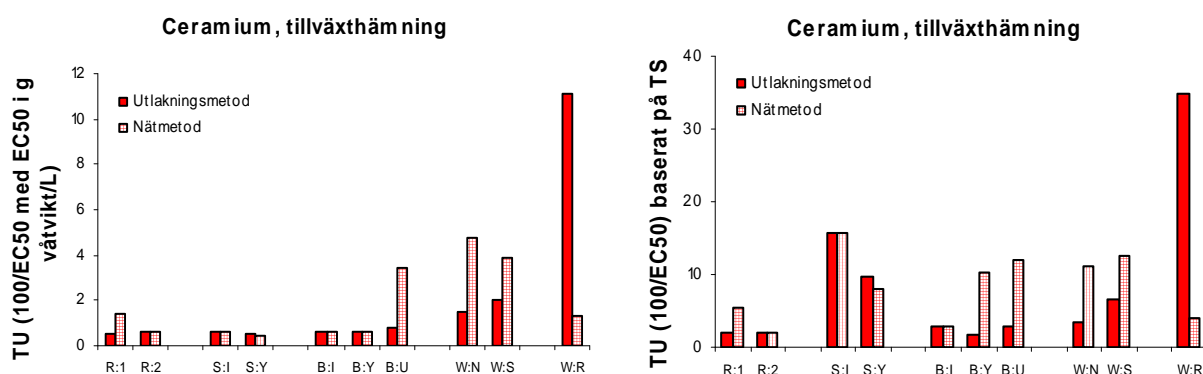
6.2.2 Tillväxthämning med algen *Ceramium tenuicorne*

Resultaten för tillväxthämning med rödalgen *C. tenuicorne* redovisas i tabell 6 och i figur 10, samt i bilaga 2 i tabellerna B2:3 och B2:4 där samtliga EC50 värden med tillhörande 95 % konfidensintervall visas. Liksom för Microtox redovisas resultaten dels som effektvärde per g våtvikt och dels relaterat till torrsubstans (g TS/L).

Tabell 6. EC50 - värden för tillväxthämning med makroalgen *Ceramium tenuicorne*. I de två första kolumnerna i tabellen visas EC50 värden då två olika metoder har använts. I de två sista kolumnerna visas de korresponderande TU värdena. För samtliga stationer har proverna tagit i slutet av oktober (23 eller 24).

Station	Utlakningsmetod EC50 g våtvikt/L	Nätmetod EC50 g våtvikt/L	Utlakningsmetod (100/EC50) TU	Nätmetod (100/EC50) TU
Referensstation 1	203	72	0,49	1,39
Referensstation 1	158	> 160	0,63	0,63
Säck, inre	> 160	> 160	< 0,63	< 0,63
Säck, yttre	187	225	0,53	0,44
Bullandö, inre	> 160	> 160	< 0,63	< 0,63
Bullandö, yttre	174	10	0,57	0,63
Bullandö, upptagningsplats	127	29	0,79	3,45
Wasahamnen, N om båttvätt	68	21	1,47	4,76
Wasahamnen, S om båttvätt	49	26	2,04	3,85
Wasahamnen, referens	9	77	11,1	1,30

Liksom för Microtoxtestet med bakterien *V. fisheri* har EC50-värdena för tillväxthämning med rödalgen *C. tenuicorne* omräknats till TU enheter (100/EC50) vilket medför högre staplar ju högre giftighet. Detta framgår av figur 10 nedan för de båda metoderna.



Figur 10. Staplarna visar giftighet mot den röda makroalgen *Ceramium tenuicorne* hos sediment från olika stationer i Stockholms skärgård. Två olika metoder har testats, en där sedimentet har utlakats med vatten och vattenfasen har testats (utlakningsmetod) och en där alger ligger ovanpå ett nät strax ovanför sedimentet (nätmetod). Sedimentproverna är tagna i slutet av oktober 2006 och vid fyra olika platser; referensstation i Klagsfjärden (R:1 och R:2), Säck naturhamn (S:I = Säck inre del, S:Y = Säck yttre del), Bullandö marina (B:I = Bullandö inre del, B:Y = Bullandö yttre del) och i Wasahamnen (W:B = båttvätten i Wasahamnen). I figuren till vänster visas Toxic Unit baserat på g våtvikt/L och i figuren till höger, baserat på mängd torrsubstans (TS)/L.

De två metoderna visar god överensstämmelse för uppmätta giftigheter i sediment från referensstation 2, Säck och Bullandö inre och yttre station. För upptagningsplatsen i Bullandö liksom för sedimenten norr och söder om båttvätten visade nätmetoden på högre giftighet än vad utlakningsmetoden visade. Däremot så vid referensstationen i Wasahamnen var det utlakningsmetoden som visade på högst giftighet. Wasahamnen innehöll mest toxiska substanser mot tillväxt hos *Ceramium* enligt båda metoderna och uppmätt i g våtvikt/L. Om giftigheten istället relateras till g TS/L så innebär det betydligt ökad giftighet för sedimenten från Säck.

6.2.3 Letalitet och larvutveckling hos kräftdjuret *Nitocra spinipes*

Nitocra letalitetstest på intakta sediment

Dödligheten hos *N. spinipes* var låg hos samtliga testade sediment. En viss dödlighet noterades i några av de högsta koncentrationerna, men eftersom även syrehalten hade sjunkit drastiskt i dessa koncentrationer (under 60 % mättnad) så kan dessa resultat inte användas.

Nitocra letalitetstest på vatten utlakat från sediment

Även med denna metod var dödligheten låg hos samtliga testade sediment.

Nitocra larvutvecklingstest på intakta sediment

Resultaten för larvutvecklingstest med *N. spinipes* visas i figur 11 och i tabell 7. Testet utfördes på vardera ett sediment från varje station taget i slutet av oktober. I testet följs utvecklingen från nyfödda larver (nauplier) tills att de uppnår första copepoditstadiet i kontrollen. Då avbryts försöket och antal nauplier och copepoditer i varje testkoncentration räknas och jämförs med antalet i kontrollen. Antalet döda djur anges också. Resultaten visas i figur 11 för test på sediment från referenslokalen, naturhamnen Säck, Bullandö marina och Wasahamnen. Djuren lever normalt i sediment och trivs inte lika bra om de

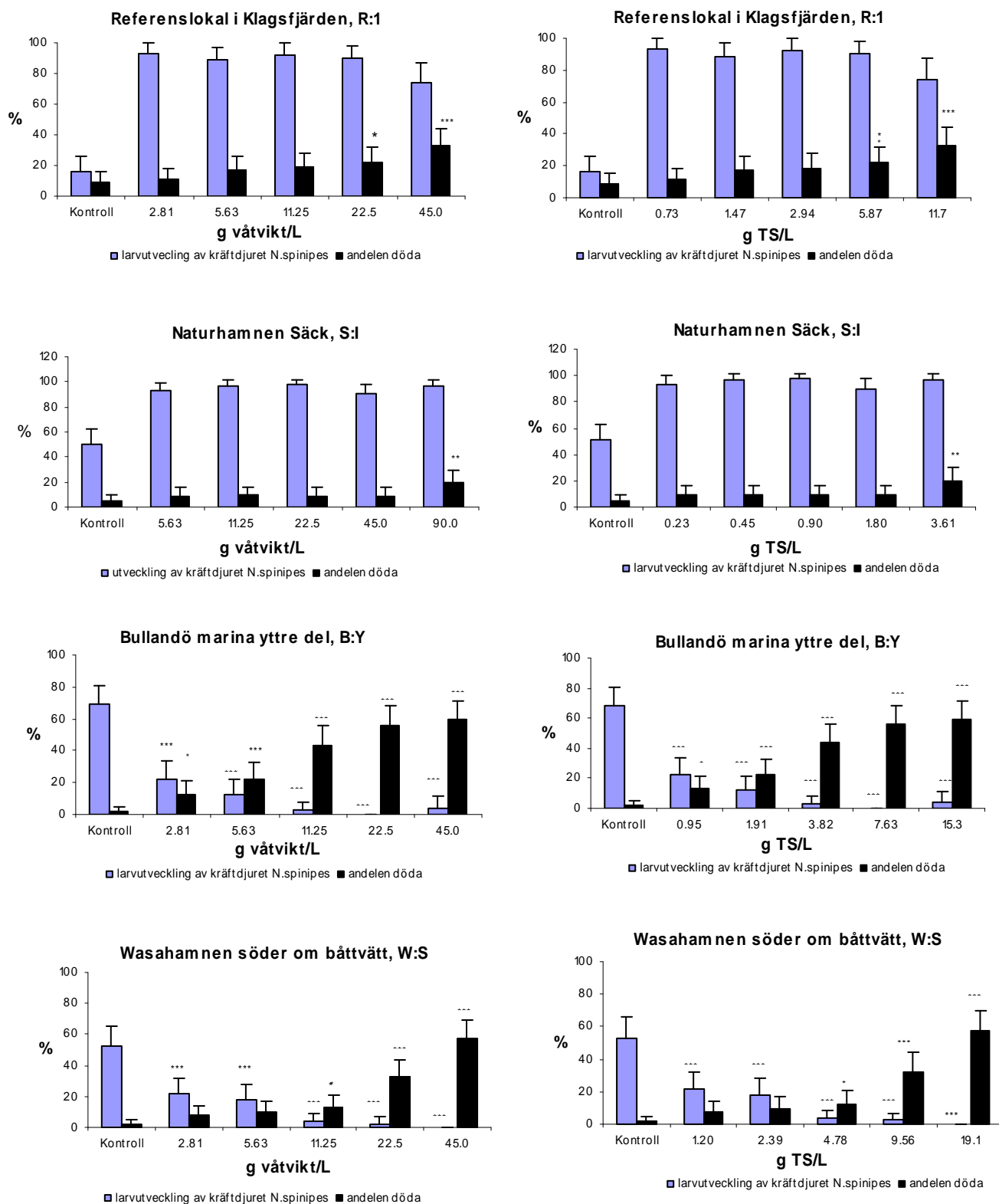
inte har substrat att röra sig i. Detta syns i första experimentet med sediment från referenslokalen där kontroldjuren hade fått gå i rent vatten. Larvutvecklingen var här betydligt långsammare än där det fanns sediment. För att djuren i kontrollen skulle trivas bättre tillsattes kiselkristaller (100 mg till 5 ml). Detta påskyndade larvutvecklingen betydligt vilket framgår av resultaten för kontrollerna till sedimenten från de övriga stationerna.

Av de fyra sedimenten var Säck minst giftigt med ingen dödlighet och endast en liten påverkan i den högsta koncentrationen (90 g våtvikt/L). Referenssedimentet uppvisade en tendens till ökad dödlighet i den högsta testade koncentrationen (45 g våtvikt/L) men denna var inte signifikant. Däremot fanns det signifikanta skillnader i larvutvecklingshastighet för de båda högsta koncentrationerna.

Sedimenten från Bullandö marina och från Wasahamnen visade mycket lika respons. För båda sedimenten var det signifikanta skillnader när det gäller larvutvecklingshastighet redan vid den lägsta testade koncentrationen (2,81 g våtvikt/L). När det gällde dödlighet hos larverna var även denna signifikant påverkad redan från den lägsta testkoncentrationen när det gäller sedimentet från Bullandö. I Wasahammens sediment påverkades dödligheten hos larverna först i test koncentrationer från 11,25 g våtvikt/L.

Tabell 7. Tabellen visar LOEC-värden LOEC för dödlighet och larvutveckling med *Nitocra spinipes*. (LOEC = lägsta koncentration som medför effekt). * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$.

Station	datum	LOEC g	LOEC g	LOEC g	LOEC g	LOEC g	LOEC g
		våtvikt/L	våtvikt/L	våtvikt/L	TS/L	TS/L	TS/L
		dödlighet	dödlighet	LDR	dödlighet	dödlighet	LDR
		*	**	***	*	**	***
Referensstation 1	2006-10-23	23			5,9		
Säck, inre	2006-10-23		90			3,6	
Bullandö, yttre	2006-10-23	2,8		2,8	1,0		1,0
Wasahamnen, S om båttvätt	2006-10-23	11		2,8	4,8		1,2
Wasahamnen, S om båttvätt, vattenfas	2006-10-23	11			4,8		

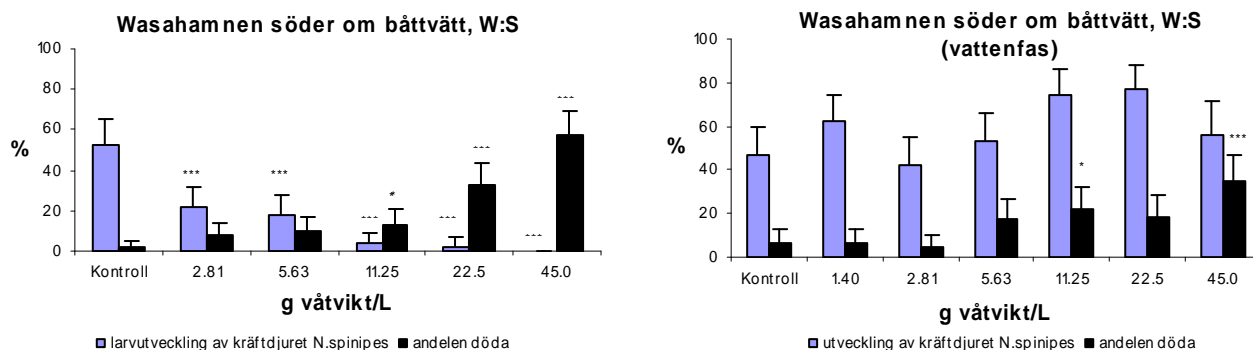


Figur 11

Figurerna till vänster visar larvutveckling (ljusa staplar) hos kräftdjuret *Nitocra spinipes* i sediment, i g våtvikt/L, från olika stationer i Stockholms skärgård provtagna i slutet av oktober 2006. Figurerna till höger visar motsvarande men uttryckt i g TS/L. De svarta staplarna visar andelen döda djur i respektive koncentration. Notera att x-skalan blir olika i de olika figurerna eftersom koncentrationerna har omräknats till mängd torrsbstans per liter. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$

Nitocra, larvutvecklingstest på vatten utlakat från sediment

Från sedimentet från Wasahamnen gjordes ett parallellt test med larvutveckling där istället för att testa i sedimentet endast vatten som utlakats över natt användes som testmedium. I figur 12 visas resultaten från de båda testen utförda på samma sediment.



Figur 12

Figuren visar larvutveckling (ljusa staplar) hos kräftdjuret *Nitocra spinipes* i vatten utlakat från sediment från Wasahamnen provtaget i slutet av oktober 2006. De svarta staplarna visar andelen döda djur i respektive koncentration. I den högra figuren visas då djuren exponerats direkt i sedimentet och i den vänstra figuren visas då testet har utförts på vatten som har lakats ut under 12 timmar från sedimentet.

Då *Nitocra* larverna utsattes för endast vattenfasen var gifteffekten väsentligt mindre än då djuren hade exponerats för sedimentet. Först vid koncentrationen 11,25 g vattenvikt/L blev det en signifikant ($p < 0,05$) ökning i dödlighet och vid 45 g vattenvikt/L så var denna effekt ytterligare förstärkt ($p < 0,001$),

7 Diskussion

Kemiska analyser

Både salthalt och temperatur särskilt i de inre delarna styrs av Mälarens utflöde. De lägre temperaturvärdena under sommarmånaderna som vi har uppmätt i Wasahamnen stämmer överens med hur det brukar se ut (Stockholm Vatten 2005). Att temperaturen är högst i Säck och Bullandö förklaras av deras läge som skyddade vikar med lägre vattenomsättning än referensstationen i Klagsfjärden.

När det gäller närsaltshalter och halter av samtliga metaller som har använts i båtbottnfärger är halterna betydligt högre i sediment från Wasahamnen än i något av sedimenten från de andra stationerna.

För Wasahamnen gäller stor till mycket stor avvikelse enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för både totalkväve och totalfosfor. Detta är att förvänta då hamnen omges av stora ytor hårdgjord mark där regnvattnet för med sig mycket näring och stämmer väl överens med hur det har sett ut de senaste åren (Stockholm Vatten 2005). När det gäller Bullandö och Säck och kväve är avvikelsen liten medan för referensstationen är avvikelsen tydlig. De förhållandevis högre halterna av kväve vid referensstationen har också uppmäts i samband med recipientundersökningar som utförts av Stockholm Vatten (2005) med halter på > 250 mg/L. Området påverkas troligen av utgående strömmar från inre delar av Stockholm som för med sig kväve. Detsamma gäller förmodligen för fosforhalterna på referensstationen. Vatten från Bullandö och Säck klassas som 3 för fosfor

vilket innebär tydlig avvikelse. De relativt höga halterna av kväve och fosfor i hamnområden som Säck och Bullandö kan vara förståeligt eftersom här vistas en mängd båtar och det kommer troligtvis också en hel del utsläpp från land. Tidigare undersökningar av totalkväve i Bullandö (Wängberg 1995) visar på liknande halter som uppmätts i denna undersökning.

Särskilt i Bullandö är fosforhalterna förhållandevis betydligt högre jämfört med kväve. Eventuellt kan dessa högre fosforvärden hänga samman med en större användning av fosforinnehållande tvättmedel som släpps ut från båtar eller stugor med eget avlopp i området.

Ingen tydlig trend för säsongsskillnader kunde urskiljas för metallhalter i sediment. Samtliga metaller som kan härröra från båtbottnfärger, är betydligt förhöjda i sedimenten i Wasahamnen, både när man räknar på torrviktsbasis och när man tar hänsyn till mängden organiskt material. För koppar, zink och tenn var halterna nästan dubbelt så höga vid första provtagningstillfället i juli när man räknar halter i per g torrsbstans. Dessa halter är i nivå med vad som uppmätts i ytsediment från Strömmen i centrala Stockholm från maj-juni under 2002 som visar 300 µg koppar/g TS, 620 µg zink/g TS och 300 µg bly/g TS (Stenbeck et al. 2003).

När halterna viktas mot mängden organiskt material blir värdena mer jämna mellan provtagningstillfällena (Bilaga 1 tabell B1:2). För zink och bly ses då istället en tendens till högre värden vid det sista provtagningstillfället i anslutning till båttvätten. Om dessa värden kommer från användning av båttvätten går inte att säga eftersom detta är halter från ett enskilt provtillfälle. Om man jämför de tre stationerna inom Wasahamnen, alltså referensstationen strax utanför marinan och söder respektive norr om båttvätten, så kan inte någon signifikant skillnad upptäckas mellan grupperna. Detta innebär att det inte går att särskilja ett eventuellt påslag från tvätt av båtar som har haft båtbottnfärger innehållande någon av dessa fyra metaller. Båttvätten ligger på en plats som sedan flera hundra år har använts som hamn för marinens båtar och där alla möjliga olika bekämpningsmedel har använts i båtbottnfärgerna. Trots att vi endast har analyserat och testat på ytsedimentet så verkar det ske en hel del omblandning av sedimenten, vilket märks av de olika mängderna av organiskt material mellan de olika provtagningstillfällena. Det är därför inte konstigt att föroreningsgraden hos sedimentet är hög och att det därför inte går att särskilja något extra påslag från båttvättens verksamhet.

Påslag i sedimenten av de båtrelaterade metallerna kan påvisas både i naturhamnen Säck och i Bullandö marina jämfört med referensstationen. Räknat på torrviktsbasis har sedimenten i Säck mycket förhöjda värden av alla fyra metaller, medan för Bullandö är endast zink signifikant förhöjt jämfört med referensstationen. Naturhamnen Säck är en mycket skyddad vik och har använts i decennier av båtfolket. Förmodligen är vattenomsättningen långsam i viken och det mesta av vad som släpps ut, hamnar på botten. Samtliga sediment som provtogs i Säck var svarta, och luktade svavelväte vilket kan medföra en skenanrikning av koppar och andra metaller. Svavelvätelukten innebär att sedimenten var syrefria (anoxiska) och att metallerna därför troligen var bundna i form av sulfider. Vid tillsatt av syre kan dessa fastbundna metaller dock frigöras och åter utöva toxisk verkan. Sedimenten i Säck innehöll mycket mer organiskt material än både referensstationen och Bullandösedimenten vilket medför skenbart högre halter. Metaller adsorberas till organiskt material och blir oftast därmed mindre tillgängliga. Då organiskt material vägs in framgår istället att sedimenten i Bullandö marina har signifikant förhöjda halter av både koppar, zink och bly, men inte tenn, jämfört med naturhamnen Säck. Med samma resonemang som ovan, gällande metallhalter i vatten och antalet nätter som båtar

vistas i en hemmahamn jämfört med vad som kan förekomma i en naturhamn, så stämmer det väl att de högre halterna per mängd organiskt material finns i Bullandö marina. Som jämförelsedata för Bullandö marina kan nämnas att i en undersökning av Öhrn (1995) uppmättes i 1993 mellan 51 och 84 μg koppar per g TS i ytsedimentet vilket är något högre än de uppmätta halterna för 2006. I undersökningen utförd av SLU under 2004 (Kemi 2006) uppmättes halter i Bullandö av koppar på 21, 37 och 18 μg koppar/g TS i april, juli respektive november, och för Zink uppmättes vid samma tillfälle halter på 35, 60 och 45 μg Zn /g TS. Motsvarande för Säck var för koppar 63, 68 och 65 μg /g TS och för zink 131, 283 och 177 $\mu\text{g/g}$ TS. Värdena för 2006 ligger alltså en aning högre än vid undersökningen från 2004.

En jämförelse med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för metaller i sediment medför att sedimenten i Wasahamnen klassas som trolig till stor påverkan för samtliga fyra metaller. De övriga tre stationerna klassas endast som att ha ingen eller liten påverkan av punktkälla för både koppar, zink, bly och tenn.

De uppmätta metallhalterna i Stockholms skärgård och intill båttvätten i Wasahamnen kan jämföras med data från Trosa hamn där halter i sedimenten uppmättes framför respektive bakom en båttvätt år 2005 och 2006. År 2005 var båttvätten inte försedd med en uppsamlingsanordning vilket resulterade i starkt förhöjda halter av både koppar (maxvärde på 1039 μg koppar/g TS) och zink (maxvärde 2966 μg zink/g TS) med antalet tvättade båtar (Eklund et al 2005). När båttvätten året därpå var placerad på ett annat ställe och försedd med en uppsamlingsanordning uppmättes ett betydligt minskat påslag i ytsedimenten runt båttvätten med maxhalter av koppar på 66 $\mu\text{g/g}$ TS och av zink på 220 $\mu\text{g/g}$ TS (Eklund et al. 2006). De höga halterna år 2005 visar hur mycket av de giftiga metallerna koppar och zink som släpps ut från båtfärger. Värdena från 2006 visar att när en uppsamlingsanordning används kan det mesta samlas upp och tas om hand. Om inte en båttvätt används så sprids samma mängd istället diffust omkring i hela den kustnära zonen, vilket kommer att resultera i ständigt ökande halter. Även flera av de nya fysikaliskt verkande färgerna har visat sig att läcka substanser som är giftiga mot icke målorganismer som är vanliga i Östersjön (Karlsson och Eklund 2005). Av denna anledning går det inte att rekommendera dessa färger rakt av. Vilka av de nya färger som läcker mest giftiga substanser framgår av tabeller i en artikel av Karlsson et al. (2006) där tio av de vanligaste färgerna på marknaden rankas.

Den optimala användningen av en båttvätt erhålls då man som båtägare avstår från att använda färger som baseras på läckage av substanser och istället målar sin båt med en hård färg som håller bra för mekanisk borttagning av påväxtorganismer. Eftersom många båtägare fortfarande har flera lager av gammal färg kvar på sina båtar så kommer det under en övergångsperiod att behövas att båttvättar är försedda med uppsamlingsanordningar där de borttvättade giftiga färgresterna kan tas omhand. När användningen av giftläckande färger förhoppningsvis försvinner så bör det inte behövas någon uppsamlingsduk längre.

Biologiska tester

Idag finns det inga testmetoder eller teststrategier som är direkt utarbetade för att testa giftigheten hos sediment med organismer som är relevanta för Östersjön. Tyngdpunkten har varit att utveckla ny metodik med syfte att kunna användas för att bedöma och ranka olika typer av sediment med avseende på giftighet. Två olika sätt att testa har prövats för varje testorganism. Vår ambition har varit att testa så färska sediment som möjligt, eftersom det har visat sig att sedimentens giftighet minskar med ökad lagringstid (Dave och Nilsson (1994). Vi har i första hand testat på intakta sediment med samtliga metoder.

Detta är som regel mer tidsödande än att testa i en vattenfas. För att jämföra om testning av utlakat vatten skulle kunna ersätta tes med intakta sediment har vi även utfört tester på utlakat vatten. Dessa två metoder användes på tillväxthämningstestet med *C. tenuicorne* och de båda testen med kräftdjuret *N. spinipes*.

För bakteriemetoden testades dels det intakta sedimentet och dels efter centrifugering. Den sist nämnda metoden innebär att porvattnet kastas bort och att det endast är sedimentets giftighet som mäts. Därför mäts olika saker med de båda tillväxagångsätten. I denna studie rankade de båda metoderna giftigheten hos sedimenten på ett i stort likartat sätt, vilket skulle tyda på att det som var giftigt för bakterierna fanns i sedimentet. För ett annat sediment kan förmodligen mer giftiga substanser finnas i vattenfasen och giftigheten skulle då kunna bli annorlunda. Bakteritestet visade sig ha hög känslighet och gav en tydlig indikation om giftigheten hos de olika sedimenten. Tidsmässigt tar det bara 1 - 2 dagar att testa fyra sediment vilket gör testet intressant för fortsatta undersökningar.

Med Ceramium tillväxthämningstest provades att exponera algerna för sedimentet under hela testperioden där algerna lades på ett nät strax ovanför sedimentet. I den andra metoden testades endast läckagevattnet från motsvarande sediment. En jämförelse av metoderna visar att algerna i kontrollerna för läckagemetoden växte nästan dubbelt så snabbt som kontrollalgerna till läckagemetoden. Om det beror på att ljuset blir för dåligt i exponeringsburkarna eller om det är något annat har vi inte något svar på. Trots detta så rankade de båda metoderna giftigheten hos sedimenten likartat utom för sedimenten i Wasahamnen och från sedimentet vid upptagningsplatsen på Bullandö. Nätmetoden gav i de flesta fall lika eller högre toxicitet än utlakningsmetoden. Detta är egentligen att förvänta eftersom algerna i nätmetoden utsätts för en konstant exponering av sedimentet. I utlakningsmetoden är det endast det vatten som lakas ut under 12 timmar som testas. Giftigheten blev trots denna förhållandevis korta utlakning hög, vilket tyder på att de flesta giftiga substanser lakas ut snabbt från sediment. Det är däremot svårare att förklara varför det utlakade vattnet från sedimentet som var taget strax utanför Wasahamnen påvisade den högsta giftigheten.

Trots att det är enklare att testa läckagevattnet så anser vi att nätmetoden är det mest riktiga sättet att testa med, då algerna faktiskt exponeras under en vecka för ett intakt sediment. Algen var inte lika känslig som bakterien för något av sedimenten. Den visade dock ett något annat gensvar än vad bakterien gjorde då den rankade Wasasedimentet som mest giftigt medan bakteritestet rankade Wasahamnens sediment som det minst giftiga. Detta antyder att de två organismerna reagerar på olika saker i sedimenten.

Dödighetstestet med *N. spinipes* var inte tillräckligt känsligt för att kunna detektera någon skillnad i giftighet mellan de olika sedimenten. Testproceduren var en modifierad version av ISO-standarden (ISO 2005) för bestämning av toxicitet för marina sediment med vilka vi ville pröva *N. spinipes* lämplighet som testorganism. Enligt standarden ska testet utföras med en amphipod och under 10 dagar. Det är möjligt att om testet med *N. spinipes* hade fått pågå under längre tid att någon effekt hade kunnat ses. I detta test används vuxna djur och de är ofta inte lika känsliga som unga stadier. Så visade sig fallet vara även nu, då larvutvecklingstestet gav utslag vid låga mängder av sediment. Resultaten visar tydligt att varken referenssedimentet eller sedimentet från naturhamnen var särskilt giftiga mot djuren. Däremot så innebar både sedimentet från Bullandö och från Wasahamnen ungefär lika hög giftighet. För båda sedimenten syntes effekter vid den lägsta testade koncentrationen som var knappt 3 g våtvikt/L och som för båda sedimenten motsvarar ca 1 g TS/L. Fast metoden är mycket tidsödande så gör den höga känsligheten att den är att rekommendera,

vid fortsatta underökningar av sediment. *N. spinipes* lever normalt i sediment i Östersjön och har därför hög relevans skärgården i Stockholmsområdet.

Exponering av larver för läckagevatten från sediment gav inte alls samma effekt som exponering för det intakta sedimentet (se figur 13). Det är inte så konstigt eftersom djuren lever i sedimentet och exponeras under flera dagar för detta.

När effekterna räknas om till g TS/L så visar både Microtoxtestet och Ceramiumtestet att sedimentet från Säck var betydligt giftigare. Detta sediment innehöll mycket vatten och var väldigt fluffigt. Sedimentet från Säck var även svart och luktade svavelväte. En del av giftigheten kan bero på svavelväte som är giftigt mot alla organismer. Att det har bildats så mycket svavelväte är förmodligen till dels beroende på att mycket organiskt material ansamlats på botten och att vattenutbytet är dåligt i naturhamnen. Tillförseln av organiskt material kan komma från många av de båtar som utnyttjar Säck som tillfällig hamn. För larvutvecklingstestet blev inte skillnaden så stor eftersom sedimenten som uppvisade giftighet (Bullandö och Wasahamnen) också hade liknande innehåll av vatten, vilket medförde att giftighet baserat på g TS/L också blev ganska lika.

Av de olika testorganismerna som använts så visade Ceramium och Nitocra larvutvecklingstest att Wasahamnen och Bullandösedimenten var mest giftiga. Bakteritestet visade att Bullandösedimenten i de yttre delarna var mest giftiga. Skillnaderna kan bero på att olika organismer är känsliga för olika substanser. En trolig källa till giftigheten är koppar, zink, bly och tenn vilka alla har visat sig vara giftiga mot levande organismer. Alla dessa metaller uppmättes i höga halter i Wasahamnens sediment och även i Bullandö sediment var halterna förhöjda. Det är troligt att de åtminstone till någon del är anledning till den påvisade giftigheten mot organismerna. Sediment är mycket komplexa och metaller och andra giftiga föreningar sitter olika hårt bundna till organiskt material. Den del av substanser som påverkar levande organismer kan bara mätas genom att testa med levande organismer. Av denna anledning är det värdefullt att alltid testa med ett batteri av organismer som gärna ska representera olika trofnivåer. För fortsatta undersökningar rekommenderas ett testbatteri med åtminstone bakteritestet och larvutvecklingstest med *N. spinipes*.

De förhöjda halterna av koppar och zink i sedimenten i naturhamnen Säck och Bullandö marina påvisar att dessa metaller släpps ut i vattnet från omgivningen och hamnar i sedimenten. Den troligaste källan är fritidsbåtarna. Detta innebär att användning av båtbottnfärger som läcker koppar och zink medför en spridning runt om i de kustnära ekosystemen. Genom att övergå till ett annat sätt att hålla sin båt fri från påväxtorganismer kan denna diffusa spridning upphöra i Stockholms skärgård. Ett bra alternativ är att måla sin båt med en hård färg och tvätta den mekaniskt i en båttvätt några gånger per säsong.

8 Slutsatser

- Vattnet i Wasahamnen innehöll mycket höga närsaltshalter.
- Vattnet i Bullandö innehöll höga fosforhalter men ej motsvarande höga kvävehalter
- Sedimenten i Wasahamnen innehöll mycket höga halter av koppar, zink, bly och tenn.

- Sedimenten i naturhamnen Säck, Bullandö marina och referensstationen hade ingen eller ringa påslag av koppar, zink, bly och tenn jämfört med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för egentliga Östersjön.
- Det går inte att särskilja något extra påslag av metaller i sedimenten genom användningen av båttvätten i Wasahamnen jämfört med referensstationen i hamnen.
- Sediment från Wasahamnen, Bullandö marina och naturhamnen Säck medförde gifteffekter mot flertalet av de använda testorganismerna.
- Det är troligt att de höga metallhalterna av koppar, zink, bly och tenn har bidragit till de toxiska effekterna i Wasahamnen och att förhöjda halter av koppar, zink och bly bidragit till gifteffekterna i sedimentet från Bullandö marina. För Säck bidrar förmodligen även de syrefria förhållande till gifteffekten.
- Alla tre utvecklade testmetoder visade sig användbara för att kunna rangordna sedimentens giftighet.
- En ökad användning av båttvätt bör minska spridning av metaller från fritidsbåtsektorn till Stockholms skärgård.

Erkännande

Stort tack till Göran Lithner vid ITM, som har bidragit med värdefulla synpunkter under hela arbetets gång.

9 Referenser

- Andersson, S., Kautsky, L. 1996. Copper effects on reproductive stages of Baltic Sea *Fucus vesiculosus*. Mar. Biol. 125, 171-176.
- Bruno, E., Eklund, B. (2003). Two new growth inhibition tests with the filamentous algae *Ceramium strictum* and *C. tenuicorne* (Rhodophyta). Environmental Pollution, 125, 287-293.
- Dave, G., Nilsson, E. 1994. Sediment toxicity in the Kattegat and Skagerak. Journal of Aquatic Ecosystem Health, 3, 193-206.
- Eklund, B. 2004. Growth inhibition test with the marine and brackish water macroalga *Ceramium tenuicorne*. ITM report no. 131. ISSN 1103-341; ISRN SU-ITM-R-123-SE
- Eklund, B. (2005). Development of growth inhibition test with the marine and brackish water red alga *Ceramium tenuicorne*. Marine Pollution Bulletin, 50, 921 - 930.
- Eklund, B., Holm, J., Ek, J. 2005. Analys av metaller och närsalter i anslutning till båttvätt i Trosa hamn. Rapport till Trosa kommun 2005-11-30.
- Eklund, B., Holm, J., Ek, J. 2006. Analys av metaller i anslutning till båttvätt i Trosa hamn. Rapport till Trosa kommun och till Naturvårdsverket 2006-12-18.
- Elzvik, A och Hanze K. 1992. Ecotoxicological evaluation of copper in antifouling paints, copper, cuprous oxid, cuprous thiocyanate. –KemI 92/237
- International standard (ISO) 2005. Water quality – determination of the inhibitory effect of water samples on the light emission of *Vibrio fischeri* (luminescent bacteria test). Part 3: Method using freeze dried bacteria.
- International standard (ISO) 2005. Water quality – Determination of acute toxicity of marine or estuarine sediment to amphipods. ISO 16712.
- Karlsson, J., Eklund, B. 2004. New biocide-free antifouling paints are toxic. Marine Pollution Bulletin, 49, 456-464.
- Karlsson, J., M. Breitholtz and B. Eklund. (2006) A Practical Ranking System to Compare Toxicity of Anti-fouling Paints. Marine Pollution, 52, 1661-1667.
- Kemikalieinspektionen 1993. Debourg, C., Johnson, A., Lye, C., Törnquist, L och Unger, C. Antifouling products- Pleasure boats, commercial vessels, nets, fish cages and other underwater equipment. KemI Report 2/93.

- Kemikalieinspektionen 1998. Eriksson, U., Lindgren, P., Olsson B och Unger, C. 1998-12-18. Antifoulingprodukter, fritidsbåtar. - Kemi PM-beslut.
- KEMI 2006. Kemiska ämnen i båtottenfärger – en undersökning av koppar, zink och Irgarol 1051 runt Bullandö marina 2004. En rapport från Kemikalieinspektionen Nr 2/06.
- Samuelsson, P-O. 2006. Miljöanpassat båtupptag – Reningsanläggning för alla hamnstorlekar. Projekt rapport inom Miljösamverkan Västra Götaland, februari 2007.
- Sternbeck, J., Brorström-Lundén, E., Remberger, M., Kaj, L., Palm, A., Junedahl, E., Cato, I. 2003. WFD Priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region. IVL report B 1538, 82 pp.
- Svensk standard (SIS). 1991. Bestämning av akut dödlighet av kemikalier och avloppsvatten mot *Nitocra spinipes* Boeck - Statiskt test. Swedish Standard SS 02 81 06. Stockholm, Sweden.
- Statistiska centralbyrån, 2005. Båtlivsundersökningen 2004 – en undersökning om svenska fritidsbåtar och hur de används. Undersökning utförd av Statistiska centralbyrån på uppdrag av sjöfartsverket. www.sjofartsverket.se
- Vindimian É. REGTOX-EV6.xls. Regtox 6.3 software program. xls (<http://eric.vindimian.9online.fr>).
- Wängberg, S-Å., Alexandersson, S., Hellgren, M. 1995. Båtottenfärgernas bidrag till kopparförekomsten i den akvatiska miljön. Uppföljning av Kemi's beslut om båtottenfärger, med hjälp av en PICT-undersökning på mikroalgsamhällen. Delprojekt 1 och 2. Rapport från projektet.
- Öhrn, T. 1995. Båtottenfärger och den akvatiska miljön: undersökningar vid en småbåtshamn i Mälaren och en i Stockholms skärgård 1993. Kemikalieinspektionen PM 1995:8, 40 sidor.

Bilaga 1

Kemiska resultat

Tabell B1:1

Halter av metaller i de två översta cm av sedimentprover tagna på olika provtagningsplatser i Stockholms skärgård vid tre olika tillfällen under båtsäsongen 2006. Halter är uttryckt i viktenhet per g torrsubstans.

Kopparhalter i sediment	Provkod	2006-07-(11-12) µg/g torrsubstans	2006-08-(22-23) µg/g torrsubstans	2006-10-(23-24) µg/g torrsubstans
Station				
Referens, 1	R:1	11,8	33,9	24,3
Referens, 2	R:2	4,7	29,3	23,6
Säck, inre	S:I	57,3	54,3	59,2
Säck, yttre	S:Y	63,3	48,1	56,2
Bullandö, inre	B:I	47,5	35,5	36,9
Bullandö, yttre	B:Y	21,9	45,7	47,2
Bullandö, upptagningsplats	B:U			60,6
Wasahamnen, N om båttvätt	W:N	357	152	164
Wasahamnen, S om båttvätt	W:S	428	178	153
Wasahamnen, ref	W:R	288	139	115

Zinkhalter i sediment	Provkod	2006-07-(11-12) µg/g torrsubstans	2006-08-(22-23) µg/g torrsubstans	2006-10-(23-24) µg/g torrsubstans
Station				
Referens, 1	R:1	44,4	95,6	84,6
Referens, 2	R:2	39,2	84,8	73,0
Säck, inre	S:I	262	248	258
Säck, yttre	S:Y	237	225	252
Bullandö, inre	B:I	125	111	111
Bullandö, yttre	B:Y	65	131	128
Bullandö, upptagningsplats	B:U			151
Wasahamnen, N om båttvätt	W:N	937	271	539
Wasahamnen, S om båttvätt	W:S	1044	507	250
Wasahamnen, ref	W:R	539	274	349

Blyhalter i sediment	Provkod	2006-07-(11-12) µg/g torrsubstans	2006-08-(22-23) µg/g torrsubstans	2006-10-(23-24) µg/g torrsubstans
Station				
Referens, 1	R:1	10,6	21,6	13,4

Referens, 2	R:2	3,8	16,3	14,3
Säck, inre	S:I	42,7	41,3	39,2
Säck, yttre	S:Y	46,3	37,1	42,8
Bullandö, inre	B:I	21,0	15,6	14,1
Bullandö, yttre	B:Y	10,5	20,9	20,6
Bullandö, upptagningsplats	B:U			17,9
Wasahamnen, N om båttvätt	W:N	408	292	1789
Wasahamnen, S om båttvätt	W:S	978	568	183
Wasahamnen, ref	W:R	351	256	720

Tennhalter i sediment	Provkod	2006-07-(11-12) µg/g torrs substans	2006-08-(22-23) µg/g torrs substans	2006-10-(23-24) µg/g torrs substans
Station				
Referens, 1	R:1	1,03	2,10	1,45
Referens, 2	R:2	0,43	2,29	6,26
Säck, inre	S:I	5,63	4,84	4,41
Säck, yttre	S:Y	7,67	4,40	5,53
Bullandö, inre	B:I	2,22	1,62	1,64
Bullandö, yttre	B:Y	1,16	2,20	2,11
Bullandö, upptagningsplats	B:U			2,53
Wasahamnen, N om båttvätt	W:N	29,5	14,9	10,6
Wasahamnen, S om båttvätt	W:S	47,4	17,5	11,4
Wasahamnen, ref	W:R	25,8	9,8	12,8

Järnhalter i sediment	Provkod	2006-07-(11-12) mg/g torrs substans	2006-08-(22-23) mg/g torrs substans	2006-10-(23-24) mg/g torrs substans
Station				
Referens, 1	R:1	7,9	25,3	17,1
Referens, 2	R:2	12,4	22,4	20,1
Säck, inre	S:I	33,1	31,6	31,1
Säck, yttre	S:Y	32,1	29,6	33,4
Bullandö, inre	B:I	37,2	27,4	24,7
Bullandö, yttre	B:Y	20,2	34,2	40,8
Bullandö, upptagningsplats	B:U			29,1
Wasahamnen, N om båttvätt	W:N	55,4	24,9	17,4
Wasahamnen, S om båttvätt	W:S	35,4	24,7	27,6
Wasahamnen, ref	W:R	42,7	20,8	21,8

Manganhalter i sediment	Provkod	2006-07-(11-12) µg/g torrsubstans	2006-08-(22-23) µg/g torrsubstans	2006-10-(23-24) µg/g torrsubstans
Station				
Referens, 1	R:1	130	229	194
Referens, 2	R:2	131	208	208
Säck, inre	S:I	280	292	288
Säck, yttre	S:Y	325	280	310
Bullandö, inre	B:I	495	283	289
Bullandö, yttre	B:Y	225	473	474
Bullandö, upptagningsplats	B:U			381
Wasahamnen, N om båttvätt	W:N	476	266	176
Wasahamnen, S om båttvätt	W:S	295	243	254
Wasahamnen, ref	W:R	416	183	236

Aluminiumhalter i sediment	Provkod	2006-07-(11-12) mg/L	2006-08-(22-23) mg/L	2006-10-(23-24) mg/L
Station				
Referens, 1	R:1	6,3	16,4	13,5
Referens, 2	R:2	6,1	15,3	13,3
Säck, inre	S:I	23,3	24,4	24,1
Säck, yttre	S:Y	26,1	23,1	25,3
Bullandö, inre	B:I	29,5	19,0	18,4
Bullandö, yttre	B:Y	14,4	29,6	27,6
Bullandö, upptagningsplats	B:U			23,7
Wasahamnen, N om båttvätt	W:N	25,2	14,8	9,8
Wasahamnen, S om båttvätt	W:S	16,4	13,0	13,5
Wasahamnen, ref	W:R	22,4	9,3	13,2

Tabell B1:2

Halter av olika metaller i de två översta cm av sedimentprover tagna på olika provtagningsplatser i Stockholms skärgård vid tre olika tillfällen under båtsäsongen 2006. Till skillnad mot värdena i tabell 2 är dessa värden relaterade till mängd organisk substans i de olika sedimenten. TS = torrsubstans och GF = glödningsförlust (organiskt material).

Kopparhalter i sediment Station	Provkod	2006-07-(11-12) µg/g TS /% GF	2006-08-(22-23) µg/g TS /% GF	2006-10-(23-24) µg/g TS /% GF
Referens, 1	R:1	1,4	3,8	3,2
Referens, 2	R:2	2,9	3,7	3,3
Säck, inre	S:I	2,4	2,5	2,4
Säck, yttre	S:Y	2,9	2,1	2,9
Bullandö, inre	B:I	7,3	4,1	4,8
Bullandö, yttre	B:Y	4,7	6,3	7,5
Bullandö, upptagningsplats	B:U			8,8
Wasahamnen, N om båttvätt	W:N	25	21	34,6
Wasahamnen, S om båttvätt	W:S	37	24	14,8
Wasahamnen, ref	W:R	19	38	23

Zinkhalter i sediment Station	Provkod	2006-07-(11-12) µg/g TS /% GF	2006-08-(22-23) µg/g TS /% GF	2006-10-(23-24) µg/g TS /% GF
Referens, 1	R:1	5,3	10,7	11,0
Referens, 2	R:2	24,2	10,8	10,2
Säck, inre	S:I	10,9	11,4	10,3
Säck, yttre	S:Y	10,7	10,0	12,9
Bullandö, inre	B:I	13,9	18,1	20,4
Bullandö, yttre	B:Y	12,8	14,6	22,1
Bullandö, upptagningsplats	B:U			22
Wasahamnen, N om båttvätt	W:N	91	68	176
Wasahamnen, S om båttvätt	W:S	76	71	114
Wasahamnen, ref	W:R	65	38	24

Blyhalter i sediment Station	Provkod	2006-07-(11-12) µg/g TS /% GF	2006-08-(22-23) µg/g TS /% GF	2006-10-(23-24) µg/g TS /% GF
Referens, 1	R:1	1,3	2,4	1,8
Referens, 2	R:2	2,3	2,1	2,0
Säck, inre	S:I	1,8	1,9	1,6

Säck, yttre	S:Y	2,1	1,7	2,2
Bullandö, inre	B:I	2,3	2,9	3,3
Bullandö, yttre	B:Y	1,8	1,9	2,6
Bullandö, upptagningsplats	B:U			2,6
Wasahamnen, N om båttvätt	W:N	85	77	189
Wasahamnen, S om båttvätt	W:S	71	147	378
Wasahamnen, ref	W:R	28	40	18

Tennhalter i sediment	Provkod	2006-07-(11-12) µg/g TS /% GF	2006-08-(22-23) µg/g TS /% GF	2006-10-(23-24) µg/g TS /% GF
Station				
Referens, 1	R:1	0,12	0,23	0,19
Referens, 2	R:2	0,26	0,29	0,87
Säck, inre	S:I	0,23	0,22	0,18
Säck, yttre	S:Y	0,35	0,20	0,28
Bullandö, inre	B:I	0,25	0,30	0,34
Bullandö, yttre	B:Y	0,19	0,22	0,37
Bullandö, upptagningsplats	B:U			2,5
Wasahamnen, N om båttvätt	W:N	4,1	2,4	4,7
Wasahamnen, S om båttvätt	W:S	2,7	2,6	2,2
Wasahamnen, ref	W:R	2,1	2,1	1,1

Järnhalter i sediment	Provkod	2006-07-(11-12) mg/g TS /% GF	2006-08-(22-23) mg/g TS /% GF	2006-10-(23-24) mg/g TS /% GF
Station				
Referens, 1	R:1	0,9	2,8	2,2
Referens, 2	R:2	7,6	2,9	2,8
Säck, inre	S:I	1,4	1,4	1,2
Säck, yttre	S:Y	1,4	1,3	1,7
Bullandö, inre	B:I	4,3	4,7	6,5
Bullandö, yttre	B:Y	3,1	3,2	4,2
Bullandö, upptagningsplats	B:U			4,2
Wasahamnen, N om båttvätt	W:N	3,1	3,3	5,0
Wasahamnen, S om båttvätt	W:S	5,8	4,5	3,7
Wasahamnen, ref	W:R	3,9	3,4	2,7

Manganhalter i sediment	Provkod	2006-07-(11-12) µg/g TS /% GF	2006-08-(22-23) µg/g TS /% GF	2006-10-(23-24) µg/g TS /% GF
Station				
Referens, 1	R:1	16	26	25
Referens, 2	R:2	81	27	29
Säck, inre	S:I	12	13	12
Säck, yttre	S:Y	15	13	16
Bullandö, inre	B:I	49	65	76
Bullandö, yttre	B:Y	32	38	56
Bullandö, upptagningsplats	B:U			56
Wasahamnen, N om båttvätt	W:N	26	33	37
Wasahamnen, S om båttvätt	W:S	51	48	37
Wasahamnen, ref	W:R	33	37	25

Aluminiumhalter i sediment	Provkod	2006-07-(11-12) mg/g TS /% GF	2006-08-(22-23) mg/g TS /% GF	2006-10-(23-24) mg/g TS /% GF
Station				
Referens, 1	R:1	0,8	1,8	1,8
Referens, 2	R:2	3,8	2,0	1,9
Säck, inre	S:I	1,0	1,1	1,0
Säck, yttre	S:Y	1,2	1,0	1,3
Bullandö, inre	B:I	3,1	4,1	4,4
Bullandö, yttre	B:Y	2,2	2,4	3,5
Bullandö, upptagningsplats	B:U			3,5
Wasahamnen, N om båttvätt	W:N	1,4	1,8	2,0
Wasahamnen, S om båttvätt	W:S	2,6	2,7	2,1
Wasahamnen, ref	W:R	1,8	2,0	1,3

Bilaga 2 - Biologiska resultat

Tabell B2:1

EC50 värden för ljushämning hos bakterien *Vibrio fischeri* då test har utförts på sediment från olika hamnar i Stockholms skärgård i augusti och oktober under 2006. EC50 har baserats på effekter i sediment från de två översta cm tillsammans med ingående vatten.

I tabellen visas EC50 värden med tillhörande 95 % konfidensintervall från två olika provtagningstillfällen.

Station	2006-08-23	Konf. intervall	2006-10-23	Konf. intervall
	EC50 g våtvikt/L	95%	EC50 g våtvikt/L	95%
Referensstation 1	33	21 - 50	82	49 - 137
Referensstation 2	42	24 - 73	72	41 - 136
Säck, inre	23	19 - 27	19	11 - 33
Säck, yttre	28	25 - 33	25	21 - 28
Bullandö, inre	55	37 - 82	33	23 - 46
Bullandö, yttre	1,1	0,8 - 1,6	2,8	2,1 - 3,7
Bullandö upptagningsplats			6,4	6 - 7
Wasahamnen, N om båttvätt	67	40 - 113	45	29 - 68
Wasahamnen, S om båttvätt	19	8,4 - 45	44	30 - 64
Wasahamnen, referens	20	13 - 31	20	12 - 33

Tabell B2:2

EC50 värden då *Microtox* test med bakterien *Vibrio fischeri* har utförts på sediment från olika hamnar i Stockholms skärgård under säsongen 2006. I denna tabell har EC50 baserats på effekter relaterade till torrsubstansen (TS) i sedimenten. I tabellen visas EC50 värden med tillhörande 95 % konfidensintervall från två olika provtagningstillfällen.

Station	2006-08-23	Konf. intervall	2006-10-23	Konf. intervall
	EC50 g TS/L	95%	EC50 g TS/L	95%
Referensstation 1	8	6-12	22	12-33
Referensstation 2	12	6-18	21	10-33
Säck, inre	1	5-7	1	3-8
Säck, yttre	2	6-8	1	5-7
Bullandö, inre	13	9-20	7	6-11
Bullandö, yttre	0,3	0,2-0,4	1	0,5-1
Bullandö upptagningsplats			2	1-2
Wasahamnen, N om båttvätt	22	10-32	19	7-17
Wasahamnen, S om båttvätt	8	2-11	14	7-16
Wasahamnen, referens	10	3-8	7	3-8

Tabell B2:3

EC50 värden för tillväxthämning med rödalgen *Ceramium tenuicorne* då test har utförts på sediment från olika hamnar i Stockholms skärgård 2006-10-23-24. EC50 har baserats på effekter i sediment från de två översta cm tillsammans med ingående vatten.

I tabellen visas EC50 värden med tillhörande 95 % konfidensintervall då två olika metoder har använts .

Station	Utlaknings- metod EC50 g våtvikt/L	Utlakn.metod Konf.intervall 95 %	Nätmetod EC50 g våtvikt/L	Nätmetod Konf.intervall 95 %
Referensstation 1	203	167 - 306	72	17 - 249
Referensstation 1	158	124 - 243	> 160	
Säck, inre	> 160		> 160	
Säck, yttre	187		225	
Bullandö, inre	> 160		> 160	
Bullandö, yttre	174		> 160	
Bullandö, upptagningsplats	127	85 - 168	29	14 - 40
Wasahamnen, N om båttvätt	68	43 - 103	21	5 - 65
Wasahamnen, S om båttvätt	49	16 - 115	26	6 - 96
Wasahamnen, referens	9	15 - 18	77	55 - 95

Tabell B2:4

EC50 värden för tillväxthämning med rödalgen *Ceramium tenuicorne* då test har utförts på sediment från olika hamnar i Stockholms skärgård 2006-10-23-24. I denna tabell har EC50 baserats på effekter relaterade till torrsubstansen (TS) i sedimenten. I tabellen visas EC50 värden med tillhörande 95 % konfidensintervall då två olika metoder har använts.

Station	Utlaknings- metod EC50 g TS/L	Utlakn.metod Konf.intervall 95 %	Nätmetod EC50 g TS/L	Nätmetod Konf.intervall 95 %
Referensstation 1	53	44 - 80	19	4,4 - 65
Referensstation 2	47	37 - 72	> 47	
Säck, inre	> 6,4		> 6,4	
Säck, yttre	10		13	
Bullandö, inre	> 36		> 36	
Bullandö, yttre	59		54	
Bullandö, upptagningsplats	36	24 - 48	8,3	4 - 11
Wasahamnen, N om båttvätt	29	18 - 44	8,9	2,1 - 28
Wasahamnen, S om båttvätt	15	4,9 - 35	8	1,9 - 30
Wasahamnen, referens	2,9	1,6 - 5,8	25	18 - 30