Hållbart båtliv

Kontaminanter i marina sediment och båtlivets inverkan på den marina miljön i Värmdö kommun

Svensk Ekologikonsult AB

Rapport

Hållbart båtliv - Kontaminanter i marina sediment och båtlivets inverkan på den marina miljön i Värmdö kommun

2012-11-23

Framsida: *Bullandö marina, Värmdö kommun*.

Beställare
Värmdö Kommun
Bygg- och miljökontoret
134 81 Gustavsberg

Utförare
Svensk Ekologikonsult AB
www.svenskekologi.se
Org nr. 556840-5889

Untravägen 13
115 43 Stockholm

Svensk Ekologikonsult AB

Författare:

Fil Dr. Erik Mörk
073-9820115
erik@svenskekologi.se

Fil Dr. Gustaf Lilliesköld Sjöö
070-4822953
gustaf@svenskekologi.se

Sammanfattning

Miljögifter i marina system utgör ett betydande problem i många kustområden, varför det är viktigt att kartlägga deras utbredning samt utvärdera vilka konsekvenser de kan få i det marina ekosystemet. Värmdö kommun har en mycket intensiv båttrafik under sommarhalvåret, varför det är viktigt att undersöka till vilken grad spridning av kontaminanter kan härledas till båtlivet inom kommunen. Huvudsyftet med den aktuella studien var att kartlägga båtlivets påverkan på den marina miljön samt beskriva den generella kontamineringssituationen i de marina sedimenten.

Denna studie innefattade provtagning av sediment, markprover, insamling av nysedimenterat material samt provtagning av blåmusslor och blåstång. Sedimentprovtagning genomfördes vid 38 provtagningspunkter, och skiktades i 3 djupskikt (0-1 cm, 1-2 cm och 2-5 cm), medan 18 jordprover fördelades på 6 olika marinor/varv. Kemisk analys av proverna utfördes med avseende på 30 grundämnen, 3 tennföreningar samt glödförlust.

Av de 33 undersökta ämnena uppvisade endast tungmetallerna kadmium (Cd), koppar (Cu), kvicksilver (Hg), bly (Pb) och zink (Zn) samt de tennorganiska föreningarna TBT, DBT och MBT frekvent förhöjda halter i kommunen. Även andra ämnen förekom i förhöjda halter, men enbart vid ett fåtal specifika platser. De inre delarna av kommunen uppvisar generellt högre halter av kontaminanter än de yttre, liksom de norra delarna tycks vara tyngre belastade än de södra. Ett par platser inom kommunen uppvisar kontaminantnivåer som gör att de sticker ut från det generella mönstret. I den inre skärgården uppvisar särskilt Farstaviken, men även Torsbyfjärden, kraftigt förhöjda halter av ett större antal kontaminanter som troligtvis härrör från såväl urbana, industriella som båtlivsassocierade källor. I ytterskärgården återfinns höga halter av kontaminanter framförallt vid Sandhamn där båttrafiken är intensiv, särskilt under sommaren.

Förhöjda halter i de provtagna organismerna påvisar att kontaminanter sprids i ekosystemet. Detta upptag påvisar även en pågående belastning av framförallt koppar (Cu), zink (Zn) och TBT, vilket även bekräftas av relativt höga koncentrationer i de översta sedimentlagren. Skillnader i halter mellan sedimentdjup tyder på att belastning av koppar (Cu), zink (Zn), bly (Pb) och TBT minskat med tiden, men tillförs alltjämt i kvantiteter som orsakar förhöjda nivåer. Samma trend kan inte utläsas för kadmium (Cd) och kvicksilver (Hg) som fortfarande tycks tillföras i liknande nivåer som tidigare.

På land uppmättes höga halter av kontaminanter i områden som används som uppställningsplatser eller spolplatser för båtar. I dessa områden uppvisar framförallt koppar (Cu), zink (Zn) och TBT förhöjda halter. De ämnen som återkommande uppvisar förhöjda halter i Värmdös sediment tycks åtminstone till viss del härröra från båtlivet, där koppar (Cu), zink (Zn) och TBT uppvisar de starkaste sambanden. Men även tungmetallerna kadmium (Cd), bly (Pb) och kvicksilver (Hg) uppvisar mönster skulle kunna härledas till båtlivet.

English summary

Contaminants in marine systems are a significant problem in many coastal areas, and it is important to determine their distribution and evaluate potential impacts within the marine ecosystem. Boat traffic in the Värmdö area is intense, particularly during summer, and it is therefore important to investigate to what extent the spread of contaminants can be traced to the boating community. The main purpose of the current study was to identify impacts on the marine environment and describe the general contamination situation in the marine sediments.

This study involved sampling of both sediment and soil, as well as collection of recently deposited sediments and sampling of blue mussels and bladderwrack. Sediment sampling was conducted at 38 sampling stations, and sliced in three depth layers (0-1 cm, 1-2 cm and 2-5 cm), while 18 soil samples were distributed among 6 different marinas / shipyards. Chemical analysis of samples was conducted with respect to 30 elements and 3 organotin compounds.

Of the 33 investigated compounds, only the heavy metals cadmium (Cd), copper (Cu), mercury (Hg), lead (Pb) and zinc (Zn) as well as the organotin compounds TBT, DBT and MBT frequently displayed elevated levels. Other substances were present in high concentrations as well, but only at a few specific locations. The inner parts of the archipelago generally show higher levels of contaminants than the outer, and the northern parts seem to be subjected to higher contaminant loads than the southern. A couple of areas within the municipality exhibit contaminant levels that makes them stand out from the general pattern. In the inner archipelago especially Farstaviken, but also Torsbyfjärden, exhibits significantly elevated levels of a large number of contaminants that probably derive from a combination of urban, industrial as well as boating associated sources. In the outer archipelago, high levels of contaminants are found particularly in the vicinity of Sandhamn where boat traffic is intense, especially during the summer.

Elevated levels in the sampled organisms indicate that contaminants also spread within the ecosystem. These elevated levels also suggest an ongoing loading of copper (Cu), zinc (Zn) and TBT, which is confirmed by the relatively high concentrations in the upper sediment layers. Differences in levels between sediment depths indicate that loading of copper (Cu), zinc (Zn), lead (Pb) and TBT are declining over time, but are still released in quantities that cause elevated levels. This pattern is not true for cadmium (Cd) and mercury (Hg), as they still seem to be occurring at similar levels as before.

High levels of contaminants were found in soils from areas used for boat maintenance and storage, where particularly copper (Cu), zinc (Zn) and TBT displayed elevated concentrations. The contaminants that repeatedly exhibit elevated levels in Värmdö sediments seem to be at least partially attributed to boating, where copper (Cu), zinc (Zn) and TBT exhibits the strongest correlations. However, levels of the heavy metals cadmium (Cd), lead (Pb) and mercury (Hg) also appear to be, at least to an extent, deriving from boating.

Innehåll

Sammanfattning 4
English summary 5
Uppdraget 7
Introduktion 7
Båtbottenfärger 7
Andra källor till kontaminanter 8
Giftverkan av tungmetaller och TBT 9
Syfte 10
Material och metoder 11
Provtagning 12
Kemiska analyser 13
Dataanalys och resultattolkning 14
Kontamineringsindex 14
Statistisk analys 14
Normalisering av data 15
Jämförelser och klassificering av resultat 15
Resultat och diskussion 17
Jordprover 17
Sedimentprover 17
Generell kontamineringssituation i Värmdö kommun 19
Punktkällor 24
Gifternas spridning inom ekosystemet 25
Gamla synder eller nytillfört 27
Vad kan härledas till båtlivet? 29
Föreligger några risker för miljön inom kommunen? 32
Slutsatser 33
Referenser 34

Uppdraget

Värmdö kommun har initierat en utredning av båtlivets inverkan på den marina miljön. Svensk Ekologikonsult AB har på uppdrag av Bygg- och miljökontoret vid Värmdö kommun genomfört provtagningar av sediment, mark vid marinor och varv, samt marina organismer. Studien fokuserar på förekomst av metaller och toxiska tennorganiska föreningar (TBT, DBT och MBT). I uppdraget ingick även att utvärdera funna mönster samt eventuella associerade miljöeffekter. Uppdraget anknyter därmed till de två övergripande nationella miljökvalitetsmålen *"Giftfri miljö"* respektive "*Hav i balans samt levande kust och skärgård*".

Introduktion

Människan har under lång tid haft stor inverkan på den marina miljön genom otaliga aktiviteter, på både lokal och global skala (Vitousek m.fl. 1997). En av de aktiviteter som har stor inverkan är sjöfarten, som påverkar miljön genom såväl utsläpp och fysisk störning som spridning av miljögifter genom båtbottenfärger (t.ex. Talley 2003). En ofta förbisedd del av problemet är fritidsbåtar, som var för sig har en mycket liten påverkan men sammanlagt kan utgöra ett stort problem. Effekterna av fritidsbåtar har oftast en lokal påverkan och varierar stort mellan områden då båtlivet och dess miljöpåverkan koncentreras relativt liten yta.

Båtbottenfärger

Båtbottenfärger med aktiva substanser har länge använts inom sjöfarten med syfte att skydda båtarnas skrov från kemisk degradering och påväxt av marina organismer (KEMI 2006, Almeida m.fl. 2007, Eklund och Eklund 2011). Även om den aktiva substansen varierat har den nästan alltid utgjorts av tungmetaller eller kemiska föreningar baserade på dessa. Exempel på tungmetaller som använts genom åren är arsenik (As), koppar (Cu), kvicksilver (Hg), bly (Pb), zink (Zn) eller tenn (Sn) (i form av tributyltenn, TBT) (Almeida m.fl. 2007). På senare år har framförallt Cu och Zn använts som huvudsakliga substanser, var för sig eller tillsammans i färgerna. Kadmium (Cd) och krom (Cr) har även de använts, men huvudsakligen för deras antikorrosiva egenskaper (Johnsen and Engøy, 2000). Vinningen med att använda färger som motverkar påväxt är stor då det visats att ett omålat fartyg kan förbruka 40% mer bränsle till följd av ökat motstånd från påväxten på skrovet (Omae 2003). Tennorganiska föreningar upptäcktes på 1850-talet och har använts inom båtlivet i stor skala sedan 1960-talet, då de effektivt motverkar påväxt och bryts ned långsamt i havsvatten (Omae 2003). Den mest frekvent använda formen av dessa föreningar är TBT, som var så pass effektiv att dessa bottenfärger dominerade under flera decennier. Dess användning uppvisade dock vidspridd giftverkan i marina ekosystem, varpå det förbjöds för användning på småbåtar (<25 m) inom EU 1989 (Direktiv 89/677/EEC) och på större fartyg 1993 (Cato m.fl. 2007). Från 2008 innefattar förbudet även oceangående fartyg.

Lagstiftningen kring vilka aktiva substanser som tillåtits i båtbottenfärger har förändrats i Sverige under åren. Även om Cu och Zn dominerat användningen under senare år har tillåtna former och koncentrationer växlat mellan och inom geografiska regioner över tiden. Så sent som 2012 tillåts Cu igen i Östersjön efter att varit förbjudet i drygt 10 år, medan istället Zn förbjuds. Det kan därför förväntas att båda dessa används i skrivande stund.

För att en båtbottenfärg skall ha en effektiv gifterkan mot påväxtorganismer måste den hela tiden frigöra den verksamma substansen i en tillräckligt hög koncentration (Johnsen and Engøy, 2000). Detta innebär att den aktiva substansen sprids i vattenmassan, varpå den även kan påverka det marina ekosystemets olika delar. Denna typ av ämnen har ofta en hög organisk affinitet och återfinns därför ofta i marina organismer (Fent 1996, SOU 2000), samt i bottensediment där de beroende på bottenförhållanden kan ackumulera över tid. Dessa ämnen har tidigare visats bilda gradienter med avtagande halter med ökat avstånd från spridningskällor, såsom marinor (t.ex. Eklund m.fl. 2008).

Förutom de aktiva substanserna som är avsedda att motverka påväxt av marina organismer förekommer även en rad andra ämnen i färgerna, så som t.ex. Ag, Cd, Cr, Ni, Pb och Sn (t.ex. Singh och Turner 2009, Turner 2010). Dessa ämnen har antingen andra funktioner (t.ex. stabiliserande eller antikorrosiva) eller förekommer som biprodukter. Det har även tidigare visats att koncentrationer av t.ex. Cd, Cu, Pb och Zn ofta är förhöjda i jordar som förorenats av båtbottenfärger (Turner m.fl. 2009, Eklund och Eklund 2011). Detta tyder på att även Cd och Pb förekommer i färgerna trots att de inte utgör aktiva substanser.

Andra källor till kontaminanter

Marina kustområden i anslutning till urbana miljöer är ofta tydligt belastade av en stor mängd kontaminanter som direkt kan härledas en stor mängd olika antropogena aktiviteter (WSP 2010). Naturvårdsverket har i sina bedömningsgrunder för kust och hav tagit upp 9 st. metaller, som ofta förekommer som kontaminanter i marina miljöer. Dessa metaller har olika användningsområden som komponenter i olika produkter, och används både allmänt och i vissa fall specifikt i produkter avsedda för marint bruk (Tabell 1).

Det kan vara svårt att urskilja inverkan från en specifik källa i denna typ av område, då mindre källors (såsom småbåtsliv) tillskott drunknar i den stora bakgrundsbelastningen i sådana områden. Intensiv båttrafik sammanfaller ofta med närhet till större tätorter eller industriella områden vilket gör att det är svårt att skilja urbana föroreningar från de som tillförts till följd av båtlivet. Både Hg och Pb är exempel på föroreningar som ofta är förhöjda i områden som är exponerade för urbana föroreningar (SOU 2000, Wang m.fl. 2004), men kan även bildas t.ex. vid förbränning av bensin och diesel varför de även släpps ut i samband med båttrafik (Pacyna och Pacyna 2001, Won m.fl. 2007).

Tabell 1. *Användningsområden för vanligt förekommande kontaminanter i marina miljöer (SOU 2000, Naturskyddsföreningen 2009). De redovisade ämnena ges särskild vikt i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för Kust och Hav (Naturvårdsverket 1999:1), dessutom inkluderas Sn, TBT, DBT och MBT i tabellen.*

Ämne	Allmänna källor	Marin användning
As	Urlakning vid borrborrning, träskyddsmedel	*Uppgift saknas*
Cd	Batterier, gödsel, bromsbelägg	*Uppgift saknas*
Co	Färgämnen, keramikglasyr, batterier, snabbstål	*Uppgift saknas*
Cr	Rostfritt stål, träskyddsmedel, läderprodukter	*Uppgift saknas*
Cu	Metallindustri, förbränning, korrosion av tak och vattenledningar, bromsbelägg, elektronik, bekämpningsmedel	Båtbottenfärger
Hg	Kloralkaliindustri, amalgam, batterier	*Uppgift saknas*
Ni	Rostfritt stål, legeringar, batterier, katalysatorer	*Uppgift saknas*
Pb	Ackumulatorer, batterier, elektronik, glas, vikter, färger, keramik	Bottenfärger, fiskesänken
Sn	Elektronik, korrosionsskydd	*Uppgift saknas*
Zn	Korrosionsskydd, mässingsprodukter, bildäck, färger, offeranoder, fodertillsats	Bottenfärger, offeranoder
TBT	Bekämpningsmedel	Båtbottenfärger
DBT	Stabilisator i PVC-plast	Nedbrytningsprodukt till TBT
MBT	Stabilisator i PVC-plast	Nedbrytningsprodukt till TBT

Spridningsmekanismer för olika ämnen varierar, och kan ibland spridas mycket långt från källan. Ämnen som sprids via atmosfärisk deposition eller binder till partiklar i vattenmassan kan transporteras långa sträckor och medföra mätbara belastningar i områden där dessa ämnen inte annars förväntas. Sådana ämnen inkluderar ett flertal tungmetaller och även tennföreningar (Maguire m.fl. 1982, Steinnes m.fl. 1997). Ämnen som sprids via dessa mekanismer tillförs med relativt jämn belastning över större områden. Detta innebär i sin tur att ämnen som tillförs med den här typen av spridningsmekanismer inte kan förväntas uppvisa lika tydliga lokala mönster som ämnen som sprids från lokala källor.

Giftverkan av tungmetaller och TBT

Tungmetaller definieras som de metaller vars vikt överstiger 5 g per cm3. Även om ett stort antal grundämnen räknas till denna grupp brukar framförallt bly (Pb), kadmium (Cd), kobolt (Co), koppar (Cu), krom (Cr), kvicksilver (Hg), nickel (Ni), tenn (Sn) och zink (Zn) figurera i miljösammanhang. Förutom dessa brukar arsenik (As) räknas till tungmetallerna, trots att detta är en halvmetall (Naturvårdsverket 2008). Även om en specifik tungmetalls kemiska form påverkar dess toxiska egenskaper kan den ändra förekomstform efter rådande fysiokemiska förhållanden (t.ex. pH och syreförhållanden) i dess omgivning. Med anledning av detta bör metallens totala förekomst beaktas vid riskbedömning och inte bara vilken förening den ingår i för tillfället (SOU 2000). Tungmetaller kan ge upphov till en rad negativa effekter hos både växter och djur då de påverkar bl.a. immunförsvar, njurfunktion, blodomloppet, nervsystemet, och kan orsaka hormonstörningar. Tungmetaller ersätter

också i vissa fall essentiella metaller i biologiska processer och skapar därmed brist av dessa samt hämmar funktionen hos vissa enzymer (se sammanställning av SOU 2000).

EU har i sitt arbete med riskbedömning för existerande ämnen av tagit fram ett antal listor över prioriterade ämnen där tungmetallerna Cd, Cr, Ni och Zn återfinns, tillsammans med TBT (SOU 2000, Direktiv 2008/105/EG). Dessa ämnen anses särskilt prioriterade p.g.a. deras höga toxicitet i akvatiska system.

Även om tungmetallernas skadliga effekter är väldokumenterade är det svårt att härleda deras förekomst i sedimentet till mätbara effekter hos akvatiska organismer då denna typ av studier är ovanliga i östersjöområdet. Med anledning av detta är inte heller Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för marina sediment baserade på vid vilka koncentrationer faktiska effekter uppkommer utan på storleken på avvikelsen från jämförvärden för opåverkade sediment (Naturvårdsverket 1999:1).

TBT har en akut toxicitet vid höga koncentrationer men kan framkalla hormonella störningar hos många akvatiska organismer, redan vid mycket låga nivåer. Det är dock mindre känt vilka effekter som förekommer hos ryggradsdjur trots att förhöjda halter uppmätts i t.ex. marina däggdjur (Cato m.fl. 2007). TBT:s toxicitet påverkas dock av omvärdsfaktorer såsom salinitet, vilket medför att TBT är mer toxiskt i områden med relativt låg salthalt (Dubey och Roy 2003), såsom Östersjön. Till skillnad mot tungmetaller bryts TBT med tiden ned till de generellt mindre toxiska nedbrytningsprodukterna DBT och MBT, varefter det slutligen bryts ned till metalliskt tenn (Sn). Nedbrytningen sker framförallt genom mikrobiella processer, varpå nedbrytningshastigheten är betydligt högre i vattenmassan än i sedimentet. Då hastigheten påverkas av en rad omvärdsfaktorer (såsom pH, temperatur, ljus mm.) varierar nedbrytningstiden även mellan olika miljöer (Dubey och Roy 2003). Nedbrytningshastigheten för TBT varierar därmed kraftigt, med halveringstiden från 10-20 dagar i vatten till 2-90 år i sediment (Dubey och Roy 2003, Viglino m.fl. 2004).

Syfte

Då kontaminanter i marina system utgör ett betydande miljöproblam i många kustområden är det viktigt att kartlägga deras utbredning samt utvärdera vilka konsekvenser de kan få i det marina ekosystemet. Värmdö kommun har en mycket intensiv båttrafik under sommarhalvåret, varför det är angeläget att undersöka till vilken grad spridning av kontaminanter kan härledas till båtlivet inom kommunen.

Huvudsyftet med den aktuella studien var att kartlägga båtlivets påverkan på den marina miljön samt beskriva den generella kontamineringssituationen i Värmdö kommuns marina sediment. Studien syftar även till att belysa källor till kontaminanter och deras lokala spridningsmönster. Vidare undersöks kontaminanternas spridning i ekosystemet, samt temporal variation av belastning. Den sammanställda informationen används härefter för att utvärdera eventuella risker associerade med uppmätta kontaminanthalter.

Material och metoder

Inför provtagningen delades skärgården in i tre områden; inner-, mellan- och ytter-skärgård (se karta 1). Indelningen gjordes baserat på de olika områdenas vattenomsättningsklasser (Naturvårdsverket 1999:1). Enligt denna indelning är vattenomsättningstiden i innerskärgården långsammast (>40 dygn) och vattenomsättningen i ytterskärgården snabbast (1-9 dygn). De 3 skärgårdsområdena skiljer sig också i andra aspekter såsom trafikbelastning (båttrafik) och vattenvolym, där innerskärgården har den högsta trafikbelastningen och den minsta vattenvolymen medan förhållandena i ytterskärgården är motsatta. Mellanskärgården utgör i samtliga fall ett mellanting mellan de inre och de yttre delarna.

Karta 1: *Provtagningspunkter för sediment (1-42), jordprover, utsättningsplatser för sedimentfällor (S), insamlingsplatser för* Mytilus *(M) och* Fucus *(F). Värmdö skärgård delades in i tre olika områden; inner-, mellan- och ytterskärgård, där innerskärgården är belägen i väster och ytterskärgården i öster.*

Provtagning

Samtliga provers lokalisering redovisas i karta 1, medan exakta koordinater för enskilda provpunkter återfinns i bilaga 1.

Sedimentprover

Sedimentprovtagningen genomfördes under perioden 2012-07-18 t.o.m. 2012-07-28. Provtagningspunkter valdes selektivt för att representera platser med olika antropogen påverkan inom kommunens olika delar.

Sedimentproverna togs med rörlodsprovtagare från båt vid 38 provtagningspunkter, och skiktades i 3 djupskikt (0-1 cm, 1-2 cm och 2-5 cm). De djupare skikten representerar tillförsel av kontaminanter längre tillbaka i tiden, medan skikten närmast ytan påvisar mer nutida belastning. Initialt valdes 42 provtagningspunkter för sediment (se bilaga 1 för exakta koordinater). Bottenströmmar omöjliggjorde dock provtagning av punkterna 35, 36, 38 och 39, varför de fick strykas. Proverna ersattes istället med utökad provtagning av biologiska parametrar.

Då syftet med sedimentprovtagningarna har varit att ge en så heltäckande bild som möjligt över kontamineringssituationen har sediment vid olika djup (4,4–43 m) och karaktär provtagits. Djup, lutning, syreförhållanden, vattenomsättning och strömförhållanden påverkar tillsammans sedimentets karaktär vilket innebär att olika prover innehåller olika mängd organiskt material. Provtagningspunkternas strömförhållanden och relativa närhet till djupare områden påverkar också huruvida botten fungerar som transport- eller ackumulationsbotten. En transportbotten kan generellt förväntas ha lägre kontaminant-koncentrationer än en ackumulationsbotten då endast en mindre del av sedimentbelastningen blir kvar på längre sikt. Det är viktigt att beakta ovan nämnda egenskaper när resultaten utvärderas.

Jordprover

Inom ramen för studien togs totalt 18 jordprover den 25:e juli 2012. Dessa prover fördelades på 6 olika marinor/varv (karta 1), där togs 3 samlingsprover genom grävning vid varje utvald plats. Varje prov utgörs av ett samlingsprov av 3 delprover (10 cm djupa), varav 2 tagits inom marinans område (vid uppställnings och spolplatser) och ett utanför området (för att användas som referens för platsen). Bland de provtagna marinorna finns Kolvikens marina (provtagningspunkt M4, bilaga 1, vid sedimentprovpunkt 22, karta 1), som anlades 2004, d.v.s. 15 år efter att TBT-förbudet för småbåtar trädde i kraft. Halter från denna marina är extra intressanta då de visar halter av kontaminanter som uppstått efter förbudets införande och under relativt kort tid.

Biologisk provtagning

Sedimentfällor

Provtagning av nysedimenterat material genomfördes i sedimentfällor som varit utplacerade under perioden 2012-07-09 t.o.m. 2012-09-24. Fällorna placerades ut i 4 olika områden (se karta 1) för att undersöka mängden kontaminanter som finns tillgängligt för organismer i vattenmassan. Inom varje område placerades 2 sedimentfällor ut på ett djup mellan 10-14m. För att uppnå en tillräcklig provmängd för samtliga analyser av det insamlade materialet slogs sedan proverna från de 2 fällorna samman och analyserades som ett prov.

Blåstång

Blåstång (*Fucus vesiculosus*) provtogs från totalt 8 platser, uppdelade på 4 olika områden i olika delar av Värmdös skärgård (se karta 1). Vid varje plats samlades 5 plantor och årsskotten provtogs till ett samlingsprov fån platsen. Då blåstången saknar vaskulärsystem kan den inte transportera mineraler eller näringsämnen mellan plantans olika delar, varför dessa analyser visar det senaste årets upptag av kontaminanter. Provtagning av blåstång utfördes 2012-09-24.

Blåmusslor

Även blåmusslor (*Mytilus edulis*) provtogs från totalt 8 platser, uppdelade på 4 olika områden i olika delar av Värmdös skärgård (se karta 1). Provtagning genomfördes 2012-07-27 t.o.m. 2012-07-28, på ca 1 meters djup och med en storleksvariation av musslor mellan 2-3 cm (enligt metodbeskrivning Naturvårdsverket 2009:1). Då musslornas storlek skiljer sig mellan lokaler (beroende på tillväxtförutsättningar) varierade antalet insamlade musslor för att uppnå tillräcklig organisk massa för att kunna genomföra kemiska analyser. För att bestämma blåmusslors exakta ålder krävs kännedom om både storlek och lokala tillväxtförutsättningar, i form av födotillgång och vattenomsättning. De analyserade musslorna ligger troligen i åldersintervallet 2-3 år.

Kemiska analyser

Kemisk analys av proverna utfördes med avseende på 30 grundämnen, 3 tennföreningar samt glödförlust. De analyserade grundämnena var kisel (Si), aluminium (Al), kalcium (Ca), järn (Fe), kalium (K), magnesium (Mg), mangan (Mn), natrium (Na), fosfor (P), titan (Ti), arsenik (As), barium (Ba), beryll (Be), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), koppar (Cu), kvicksilver (Hg), niob (Nb), nickel (Ni), bly (Pb), svavel (S), skandium (Sc), strontium (Sr), vanadin (V), volfram (W), yttrium (Y), zink (Zn), zirkon (Zr), och tenn (Sn). De analyserade tennföreningarna var tributyltenn (TBT), dibutyltenn DBT och monobutyltenn (MBT). Samtliga kemiska analyser utfördes av ett för den här typen av prover ackrediterat laboratorium (ALS Scandinavia AB), och har genomförts enligt standardiserade metoder för de olika analystyperna. De rapporterade värdena för vartdera ämnet anges enligt total mängd/ kg torrsubstans (totalanalys).

Dataanalys och resultattolkning

Förekomst av samtliga ämnen analyserades först översiktligt för att upptäcka generella mönster och förhöjda halter. De ämnen som förekom i förhöjda koncentrationer, eller uppvisade förekomstmönster som tyder på inverkan av mänskliga aktiviteter, analyserades sedan mer djupgående. Dessa vidare analyser fokuserar på skillnader mellan kommunens olika delar, utsläpp från punktkällor, ämnes spridning i ekosystemet, förhållandet mellan äldre och nutida kontaminering samt vilka kontaminanter som kan härledas till båtlivet.

Kontamineringsindex

För att ge en översiktlig bild av det komplexa mönster som återfinns vid provtagningslokaler med förhöjda halter av ett antal olika kontaminanter togs ett kontamineringsindex fram. Detta index bygger i grunden på avvikelsetabellerna i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999:1), där varje avvikelsekategori rankats enligt en 3-gradig skala; 1 = Tydlig avvikelse, 2 = Stor avvikelse och 3 = Mycket stor avvikelse. En totalsumma beräknades sedan för varje enskilt sedimentlager vid de olika provpunkterna genom att summera rankingvärdet för de förekommande kontaminanterna. De ämnen som inte finns med i avvikelsetabellerna tillskrevs värdet 1 om de överskred de högsta uppmätta koncentrationerna i förindustriella sediment. Ett medelvärde för varje provtagningspunkt beräknades sedan utifrån delsummorna för varje sedimentlager och resultatet översattes till färgkodade symboler av olika storlek, vilka presenteras i karta 3.

TBT presenteras separat, baserat på ett liknande index. Även detta index bygger på ett medelvärde för de olika sedimentlagren där rankingsystemet baserades på den norska skalan för TBT i sediment (Naturvårdsverket 2009:2); 1 = Moderat, 2 = Dåligt, 3 = Mycket dåligt. För att illustrera den särställda situationen i Farstaviken lades även kategori 4 till, vilket motsvarar >10 ggr värdet för Mycket dålig status. Resultatet av rankingen översattes sedan till färgkodade symboler av olika storlek, vilka presenteras i karta 4.

Statistisk analys

För upptäcka skillnader mellan grupper användes först en- eller tvåvägs-ANOVA. Härefter genomfördes post-hoc tester (Tukey's HSD test, nedan betecknat endast HSD) för att närmare identifiera vari funna skillnader ligger. Förutsättningarna för att kunna genomföra ANOVA testades genom att normalfördelning för de ingående variablerna kontrollerades, variansernas homogenitet testades med Cochrans C-test, samt avsaknad av korrelation mellan medelvärden och varianser kontrollerades. I de fall där data inte uppfyllde kraven för ANOVA har data transformerats. Om data fortfarande inte uppfyller kraven för ANOVA efter transformering genomfördes icke-parametriska analyser (Kruskal-Wallis ANOVA följt av Mann-Whitney U test, nedan betecknat endast MWU). För att undersöka hur halter av olika kontaminanter samvarierar har regressionsanalyser utförts. Förutsättningarna för regressionen testas genom att variablerna kontrolleras för normalfördelning och datasetet söks igenom efter extremer som kan ge ett oproportionerligt starkt bidrag till R-värdet.

De för Värmdö extremt kontaminerade provstationerna i Farstaviken undantogs i samtliga statistiska analyser och analyserades separat. Anledningen är att halterna av kontaminanter konsekvent är flera magnituder större än i övriga kommunen, vilket medför att de skapar stor variation i materialet och därmed döljer annars statistiskt urskiljbara mönster. Dessutom finns det anledning att tro att en stor del av föroreningarna har industriellt/urbant ursprung vilket därmed skulle göra det mycket svårt att utvärdera båtlivets påverkan inom kommunen. Farstavikens kontamineringssituation hanteras därför i ett separat kapitel, men finns även med i de översiktliga jämförelserna för att ställa det i relation till övriga kommunen.

Normalisering av data

I denna rapport har kontaminant-koncentrationer inte normaliserats mot berggrundens komposition utan jämförs istället mot halter i förindustriella sediment. Detta för att data då kan utvärderas mot Naturvårdsverkets avvikelsetabeller (Naturvårdsverket 1999:1) samt jämföras SGU:s värden (Sveriges Geologiska Undersökning) från nationella övervakningen av sediment, samt de flesta andra rapporter inom ämnet.

Inte heller jordproverna normaliserades mot berggrunden vilket möjliggör klassificering enligt Naturvårdsverkets avvikelsetabeller (Naturvårdsverket 1999:2), vilka tar hänsyn till vid vilka koncentrationer markbiologiska effekter kan förväntas.

Jämförelser och klassificering av resultat

Sediment

För att klassificera föroreningsnivåerna för metaller i sedimentproverna användes Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för kust och hav (Naturvårdsverket 1999:1). Denna skala är 5-gradig och baseras på det uppmätta värdets avvikelse från jämförvärden för förindustriella sediment. Denna skala är inte direkt kopplad till effektkoncentrationer utan är enbart baserad på avvikelsens storlek.

För att utvärdera de funna TBT nivåerna användes den 5-gradiga norska skalan, då en svensk skala ännu saknas (Naturvårdsverket 2009:2) och den norska är frekvent använd vid bedömning av TBT. Norge har utvecklat 2 skalor, en effektbaserad och en som är avsedd för förvaltning (tabell 2). Förvaltningsskalan har betydligt högre gränsvärden, då den effektbaserade skalan inte anses vara praktiskt användbar vid fältmätningar. I denna rapport tillämpas därför den förvaltningsmässiga skalan då denna är mycket lik den svenska skala som just nu är under framtagande (SGU, muntlig referens).

Tabell2: *Den norska skalans olika nivåer, hämtad ur Naturvårdsverket 2009:2.*

µg TBT/kg TS	Nivå I	Nivå II	Nivå III	Nivå IV	Nivå V
	Bakgrund	God	Moderat	Dåligt	Mycket dåligt
Effektbaserat	<0,0001	<0,002	0,002-0,016	0,016-0,032	>0,032
Förvaltningsmässig	<1	05-jan	20-maj	20-100	>100

För att sätta de funna koncentrationerna i Värmdö kommun i relation till andra områden har resultaten även jämförts mot SGU:s referensstationer för nationella miljöövervakningen av marina sediment (SGU:s miljödatabas) samt värden från Stockholmsregionen (WSP 2011).

För att klassificera föroreningsnivåerna i markproverna användes Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för skogslandskapet (Naturvårdsverket 1999:2). Denna skala är 5-gradig (även om bara klasserna 1, 3 och 5 är definierade) och baseras på hur väl dokumenterade biologiska effekter ämnet har vid olika koncentrationer; 1 = inga markbiologiska effekter, 3 = indikationer på markbiologiska effekter, 5 = väldokumenterade markbiologiska effekter.

Även för markprover saknas svenska gränsvärden för TBT varför de finska gränsvärdena använts. Enligt denna skala är gränsvärdet för känslig mark 1000 µg/kg och gränsvärdet för mindre känslig mark på 2000 µg/kg (Statsrådets förordning 2007). Då värdet för mindre känslig mark används för mark av industriell karaktär medan det för känslig mark är avsett för t.ex. bostadsområden har vi valt att använda oss av den högre gränsen (2000 µg/kg), då varv och båt-uppställningsplatser närmare tillhör denna kategori.

Bilogiska analyser

För det nysedimenterade materialet används samma skalor som för sediment, vilket bör resultera i en konservativ bedömning då viss ackumulation sker i sedimentet med tiden till följd av biologisk nedbrytning.

För organismerna blåstång och blåmussla tillämpas de jämförvärden och gränser som återfinns i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för kust och hav (Naturvårdsverket 1999:1). Idag finns ett TBT-gränsvärde för musslorna (6µg/kg TS) medan gränsvärde saknas för blåstången.

Resultat och diskussion

Jordprover

Jordprover tagna på marinors/varvs spolplatser och uppläggningsplatser uppvisar förhöjda halter av ett flertal kontaminanter, framförallt koppar (Cu), zink (Zn) och TBT (samt dess nedbrytningsprodukter DBT och MBT). Dessa ämnen associeras ofta med båtlivet, då de alla använts som komponenter i båtbottenfärg för att motverka påväxt av marina organismer (KEMI 2006, Eklund och Eklund 2011). Uppmätta halter varierade inom områden, där de högsta halterna återfanns vid spolområden och spolplattor (i de fall sådana fanns), medan uppställningsplatserna generellt har en lägre grad av förorening (dock oftast fortfarande över gränsvärdena). Inom spolområdena uppmättes halter av Cu mellan 90-2250 mg/kg (gränsvärde=15), Zn mellan 514-6170 mg/kg (gränsvärde=300) och TBT mellan 2620–66300 µg/kg (gränsvärde=2000). Halterna tenderar generellt att vara lägre i de mindre marinorna. Nivåerna av dessa ämnen var lägre i referensproverna vilket tyder på att de funna halterna har sitt ursprung i verksamheten och inte är generellt förhöjda i området.

Även bly (Pb) och kvicksilver (Hg) förekommer i förhöjda halter i jordprover från båtuppställningsplatserna, men mönstret är mer heterogent. Ett flertal av uppläggningsplatserna uppvisar inte förhöja halter i någotdera av dessa ämnen, medan andra platser har förhöjda halter i enbart det ena provet.

Även den marina som anlagts 2004 (15 år efter TBT-förbudet) uppvisar förhöjda halter av TBT (>9000 µg/kg), vilket visar att TBT fortfarande läcker från båtbottenfärger, vilket troligtvis även sker då båten ligger i vattnet. Även Cu, Hg, Pb och Zn uppvisar här förhöjda halter, trots den relativt korta verksamhetsperioden.

Trots de förhöjda halterna av kontaminanter på marinornas mark återfinns inget linjärt samband med uppmätta halter i närliggande sediment. Detta innebär inte att avrinning från land är en obetydlig källa, men att uppmätta halter i sedimentet troligen till stor grad influeras från andra spridningskällor, såsom generell bakrundsbelastning och båtar i vattnet.

Sedimentprover

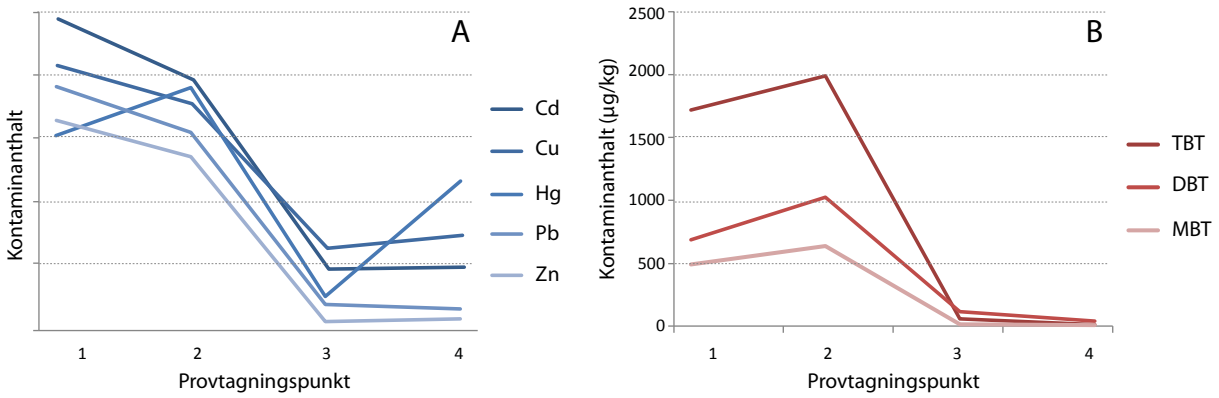
Kontamineringssituationen i Värmdö kommun uppvisar ett väldigt heterogent mönster, där ett flertal områden uppvisar tydligt högre halter än vad som generellt påträffas i kommunen. Det mest anmärkningsvärda exemplet är Farstaviken, som skiljer ut sig på grund av kraftigt förhöjda halter av ett större antal metaller och tennföreningar. Området kring viken har ett industriellt förflutet som går långt tillbaka i tiden, och då många av de förekommande kontaminanterna snarare kan kopplas till industriell verksamhet än till båtliv så har provtagningsdata från viken behandlats separat vid statistisk behandling. Detta för att data från viken annars skulle kunna förvränga den allmänna bilden av situationen i Värmdö, samt bidra med stor variation i materialet och därmed omöjliggöra ett flertal statistiska tester.

Farstaviken

Farstavikens sediment har även tidigare visats vara kraftigt belastade av tungmetaller och TBT (Blomqvist m.fl. 2011 och referenser där i), vilket bekräftas i denna studie. Ett flertal tungmetaller och tennföreningar påvisar mycket förhöjda halter i Farstavikens sediment då de avviker mycket från jämförvärdena för opåverkade sediment (Naturvårdsverket 1999:1, Naturvårdsverket 2009). Halterna av kadmium (Cd), kvicksilver (Hg), kobolt (Co), nickel (Ni), koppar (Cu), bly (Pb) och zink (Zn) i Farstavikens sediment föll inom den högsta klassen. De högsta halterna uppmättes vid de innersta provtagningspunkterna, varefter de sedan avtog längs med belastningsgradienten (figur 1a). Halterna av krom (Cr) och arsenik (As) var inte förhöjda till samma grad, men uppvisade ändå tydligt förhöjda halter vid provtagningspunkterna längst in i viken. Naturvårdsverkets bedömningsgrunder saknar en avvikelseskala för tenn (Sn), varför dessa halter inte kan graderas på samma sätt. Dock bör de funna halterna av Sn belysas då nivåerna längst in i viken var 177 ggr högre än jämförelsevärdena och ca 35 ggr högre längst ut i gradienten.

Karta 2: *Provtagningspunkter för sediment (1-4) i Farstaviken.*

Farstavikens status gällande TBT-halter klassas vid provpunkt 1 och 2 (karta 2) som mycket dåligt, punkt 3 som dåligt och punkt 4 som moderat (figur 1b). Även här visar sig alltså föroreningshalterna följa samma gradient med höga koncentrationer i Farstavikens innersta delar och lägre koncentrationer längre ut. TBT följer inte samma mönster som de övriga ämnena gällande fördelning i sedimentets olika skikt, utan har högst koncentration i mittenskiktet (1-2 cm). Dock är även koncentrationerna i de övriga skikten mycket höga. I Farstavikens inre delar (station 1 och 2) beräknas kvoterna av TBT och dess nedbrytningsprodukter (DBT+MBT) till mellan 1,1 och 1,6, vilket antingen indikerar en tillförsel av TBT eller en mycket långsam nedbrytning. Då halterna av TBT är relativt höga även i det översta sedimentlagret kan ingen av de två alternativen uteslutas.



Figur 1a-b: *Haltmönster av tungmetaller (a) och tennföreningar (b) vid station 1-4 i Farstaviken. Observera att figur a saknar skala för att bättre illustrera det generella mönstret i uppmätta halter av tungmetaller.*

Samtliga ovan redovisade metaller tenderar att ha högre koncentrationer längre ned i sedimentet. Detta tyder på att dessa kontaminanter framförallt har tillförts sedimentet längre tillbaka i tiden och möjligen har sitt ursprung från de industriverksamheter som tidigare fanns i området. De höga TBT halterna, och kvoterna mellan TBT och dess nedbrytningsprodukter, tyder dock på att åtminstone delar av den uppmätta belastningen även har sitt ursprung i båtlivet i och kring viken.

För att sätta vikens inre delar (punkt 1 och 2) i relation till en annan tungt belastad plats har dessa jämförts med Saltsjön (utanför slussen i Stockholms innerstad) som uppvisar högre värden för Cu och kvicksilver (faktor 0,5 respektive 6). Däremot uppvisar Farstaviken högre värden gällande Cd, Pb, Zn och TBT (faktor 2-10; se tabell 4).

Generell kontamineringssituation i Värmdö kommun

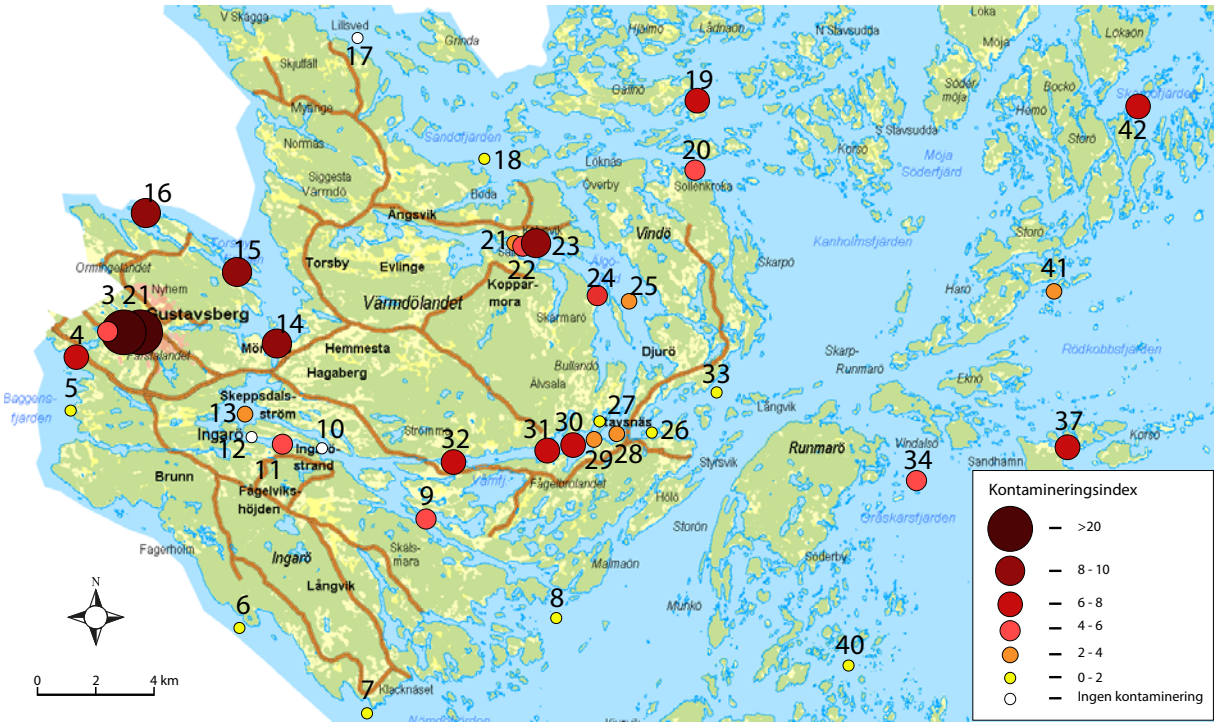
Bortsett från Farstavikens inre delar och det understa sedimentskiktet i Skarpöfjärden (provtagningspunkt 42), så är det tungmetallerna Cd, Cu, Hg, Pb, Zn samt tennföreningen TBT (med dess nedbrytningsprodukter DBT och MBT) som uppvisar halter med tydlig avvikelse eller mer från referensvärden (tabell 3). De övriga analyserade ämnena (Si, Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Ti, As, Ba, Be, Co, Cr, Nb, Ni, S, Sc, Sr, V, W, Y, Zr, Sn) förekommer i halter som är likvärdiga med vad som återfinns i förindustriella sediment, och variationer i dessa kan därmed inte säkert tillskrivas mänsklig påverkan. Med anledning av detta fokuserar huvuddelen av analyserna i denna rapport på de 6 ämnen som uppvisar avvikelser från jämförvärdena.

Uppmätta halter av kontaminanter i kommunens sediment uppvisar en hög rumslig heterogenitet, då dessa varierar kraftigt mellan områden och mellan sedimentdjup. Trots att det finns ett flertal stationer med mycket låg belastning av kontaminanter finns det ingen provtagningspunkt som inte överskrider gränsnivåerna för något av de undersökta ämnena (tabell 3). Vid några av de provtagna stationerna var sedimentet sandigt och utgjordes troligen av transportbottnar där sedimenterat material ofta förs vidare i systemet av strömmar och vattenrörelse. Dessa platser var provpunkterna 10, 12, 5 och 17, vilka (som väntat vid den typen bottnar) alla uppvisar relativt låga halter av kontaminanter. Djupare bottnar i skyddade områden fungerar istället ofta som ackumulationsbottnar där ämnen som sedimenterar ansamlas. Detta återspeglas även i kontamineringssituationen i Värmdö, där höga halter av kontaminanter ofta uppmätts i just djuphålor. Då även de minst belastade stationerna uppvisar förhöjda halter av antingen Cu eller TBT, tycks båtlivets påverkan i det marina systemet vara vitt spridd.

Tabell 3. *Kontaminanter som uppvisar tydlig, stor eller mycket stor avvikelse från jämförvärden (Naturvårdsverket 1999:1) vid de olika provtagningsstationerna. * betecknar att inga gränsvärden finns, men att ämnet överskriver högsta funna värde i förindustriella sediment.*

Station	Tydlig avvikelse	Stor avvikelse	Mycket stor avvikelse
1	As, Cr, Sn*	Hg	Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn, TBT
2	As, Cr, Sn*		Hg, Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn, TBT
3	Hg	Cd, Cu, Zn	Pb, TBT
4	Zn, TBT	Cu, Hg, Pb	Cd
5	Cu		
6	Cu	TBT	
7	Cu		
8	Cu		
9	Cd, Cu, Hg, Zn	TBT	
10	Hg		
11	Hg, Zn	Cd, Cu	TBT
12		TBT	
13	Cd, Cu, Hg, Zn		TBT
14		Cd, Cu, Hg, Pb, Zn	TBT
15		Cd, Cu, Pb, Zn	Hg, TBT
16	Cd	Cu, Pb, Zn	Hg, TBT
17	TBT		
18	Cu	TBT	
19	Hg, Pb, Zn	Cd, Cu, TBT	
20	Cd, Cu, Pb, Zn	Hg, TBT	
21	Cu, Hg, Zn	Cd, TBT	
22	Hg	Cd, Cu, Zn, TBT	
23	Ni, Pb	Cd, Cu, Hg, Zn	TBT
24	Cu, Zn	Cd, Hg, TBT	
25	Cd, Cu, Hg, Zn		TBT
26	Cu	TBT	
27	Cu, Zn		TBT
28	Cd, Cu, Hg, Zn		TBT
29	Cd, Cu, Hg, Zn		TBT
30	Pb	Cd, Cu, Hg, Zn	TBT
31	Pb	Cd, Cu, Hg, Zn	TBT
32	Zn	Cd, Cu, Hg	TBT
33	Cd, Cu	TBT	
34	Cd, Cu, Hg, Pb, Zn	TBT	
37	Hg, Ni, Zn	Cd, Cu, TBT	
40	Cu, Ni, Sc*, Zn, TBT		
41	Cd, Cu, Hg, Zn, TBT		
42	Co, TBT	As, Cd, Cu, Hg, Pb	Ni, Zn

Fördelningen av kontaminanter är heterogen inom kommunen, men generella mönster går att urskilja. Innerskärgården uppvisar i stor utsträckning högre halter av kontaminanter än mellan- och ytterskärgården (karta 3). Det observerade mönstret baseras framförallt på förekomsten av tungmetallerna Cd, Cu, Hg, Pb och Zn.



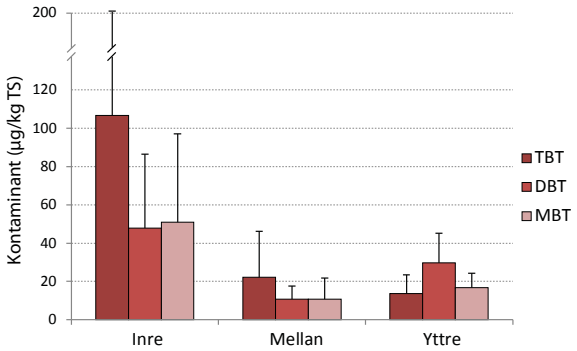
Karta 3: *Översiktlig illustration av kontamineringssituationen i Värmdö, baserad på kontamineringsindex beräknat utifrån förhöjda halter av tungmetaller vid de olika provtagningsstationerna.*

Torsbyfjärden visar sig vara ett av de mest belastade områdena inom kommunen, men med ett föroreningsmönster som tyder på en kombination av urban belastning (med ett troligt ursprung utanför kommunens gränser) och båttrafik. Detta framförallt p.g.a. de höga halterna av Pb och Hg (som inte har en har en tydligare urban koppling) i kombination med höga halter av TBT, Cu och Zn (som alla tidigare utgjort komponenter i båtbottenfärger).

Även i mellan- och ytterskärgården återfinns dock lokaler som tydligt urskiljer sig, såsom vid Skarpöfjärden (provpunkt 42), Sandhamn (provpunkt 37) och Sollenkroka (provpunkt 20). Analyserna från det djupaste sedimentlagret i Skarpöfjärden (provpunkt 42) uppvisar förhöjda och kraftigt förhöjda halter av ett flertal tungmetaller som inte återfunnits i så pass höga nivåer någon annan stans, förutom i Farstaviken och Torsbyfjärden. Dessa kontaminanter är Zn, Pb, Ni, Co, As, Cd, Cu och Hg. Ett flertal av dessa härleds normalt inte till båtliv, utan skulle snarare förväntas i anslutning till urbana miljöer. De höga halterna av dessa ämnen är svåra att förklara då området inte har någon dokumenterad historisk belastning av denna typ av kontaminanter, utan framstår som relativt opåverkat. De höga halterna av kontaminanter vid Sandhamn är mer lättförståeliga, då detta är en av de mest välbesökta platserna i skärgården och trafikeras av ett stort antal båtar (framförallt under sommarmånaderna). Här återfinns förhöjda halter av framförallt Cu, Cd, Hg, Pb, Zn och TBT.

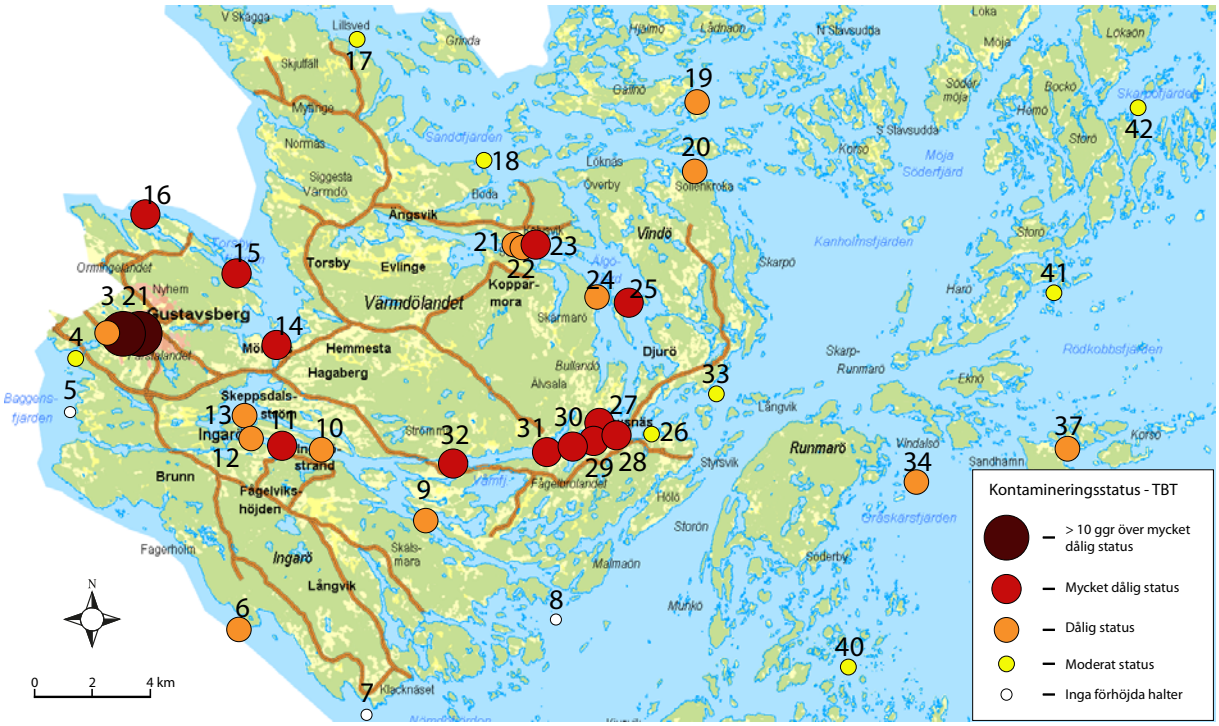
I Sollenkroka finns en välbesökt sjömack och en mindre marina, vilka kan bidra med en del av de funna kontaminanterna vid provtagningspunkten. Dock uppvisar den angränsande provtagningspunkten i norr än högre halter av framförallt Cu och Cd. Om man till detta mönster lägger tidigare analysdata, från förstudien 2010 (Blomqvist m.fl. 2011), uppvisar det ö-täta området i norra Värmdö generellt förhöjda halter av dessa kontaminanter, och Sollenkroka kan därmed inte anses utgöra en specifik källa till dessa. När dessa tidigare data inkluderas kan även ett övergripande mönster urskiljas, där norra delarna av Värmdö kommun uppvisar högre halter av kontaminanter än de södra delarna. Detta skulle kunna förklaras av närheten till Stockholm vilket kan medföra högre bakgrundsbelastning (se beskrivning av Torsbyfjärden ovan), och även mer intensiv båttrafik. Dessutom har området större ö-täthet och därmed troligen sämre vattenomsättning, även om båda förs till samma vattenomsättningsklass (Naturvårdsverket 1999:1).

Även halter av TBT, och dess nedbrytningsprodukter (DBT och MBT), uppvisar liknande mönster som tungmetallerna (karta 4) och är signifikant högre i innerskärgården än i mellan och ytterskärgården (TBT ANOVA F_2=7,20 p<0,01; HSD p<0,05) (DBT ANOVA F_2=5,03 p<0,05; HSD p<0,05) (MBT ANOVA F_2=4,13 p<0,05; HSD p<0,05)(figur 2).



Figur 2: *Halter av TBT, DBT och MBT (µg/kg TS, medelvärde ± Standardavvikelse) i sediment från de olika skärgårdszonerna.*

Även gällande dessa tennföreningar uppvisar Torsbyfjärden genomgående höga halter (medel >100 µg/kg), men dessa är i nivå med stora delar av den inre skärgården i övrigt.



Karta 4: *Översiktlig illustration av kontamineringssituationen i Värmdö, baserad på kontamineringsstatus med avseende på TBT vid de olika provtagningsstationerna.*

I jämförelse med Stockholms inre skärgård har Värmdös inre delar liknande halter av Cd och TBT, medan halterna av Hg, Cu, Pb och Zn är lägre (se tabell 4). Jämfört med det kraftigt förorenade området i Saltsjön (utanför slussen i Stockholms innerstad) har Värmdös inre delar betydligt lägre halter gällande samtliga dessa kontaminanter (faktor 3-20). Den relativt opåverkade utsjölokalen i Ålands hav har däremot generellt lägre nivåer beträffande Cd, Cu, Hg och TBT, medan Pb och Zn uppvisar liknande nivåer som Värmdös inre delar (se tabell 4).

Tabell 4: *Halter av tungmetaller (mg/kg TS) och TBT (µg/kg TS) i Värmdös olika delar, i jämförelse med Saltsjön, Stockholms inre skärgård och Ålands hav.*

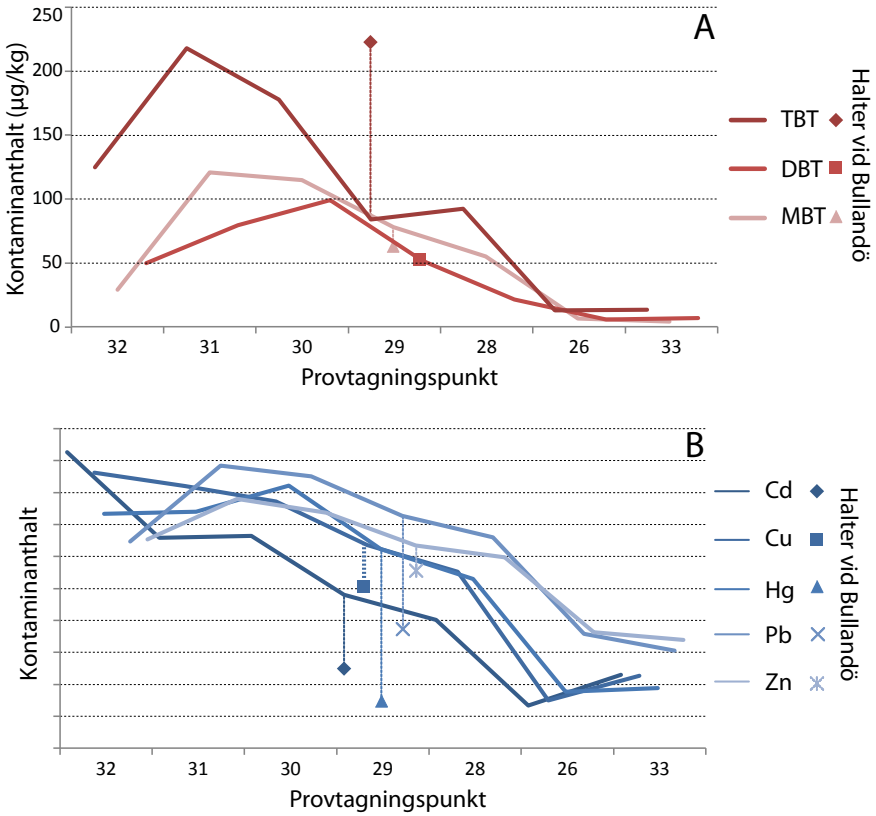
Område	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	TBT
Värmdö inre	0,93	50,27	0,21	34,72	147,95	106,65
Värmdö mellan	0,53	39,01	0,11	26,50	113,40	22,22
Värmdö yttre	0,95	52,33	0,13	45,29	164,18	13,49
Farstavikens inre delar	28,43	190,67	0,64	924,50	1 057,17	1 855,00
Saltsjön	2,60	280,00	4,10	410,00	500,00	420,00
Stockholms inre skärgård	0,93	66,00	1,30	100,00	210,00	90,00
Ålands hav	0,27	29,10	0,11	35,40	165,00	2,40

Punktkällor

Sediment i nära anslutning till enskilda källor (punktkällor)är ofta mer belastade av kontaminanter än sediment i områden längre bort, exempelvis har kontaminanthalter i sediment tidigare visats minska med ökat avstånd från marinor (Eklund m.fl. 2008). Emellertid gör den relativt höga bakgrundsbelastningen av kontaminanter i Värmdöområdet att sådana mönster kan vara svåra att urskilja om källans belastning inte är tillräckligt stor. Ett tydligt sådant exempel är situationen i Farstaviken, som uppvisar en tydlig belastningsgradient från vikens inre delar ut mot Baggensfjärden (se beskrivning av området ovan). Gradienten karaktäriseras av kraftigt förhöjda koncentrationer i vikens inre delar, varpå halterna avtar betydligt redan inom viken (en sträcka <1 km). Detta mönster visar att källan till föroreningarna finns i Farstavikens inre delar, men även att den huvudsakliga geografiska spridningen av kontaminanter inom viken är relativt kort. Den korta spridningen kan bero på en relativt låg vattenomsättning, vilket kan förväntas i den här typen av trösklade vikar.

Även andra punktkällor kan urskiljas under rätt hydrologiska förutsättningar (om kontaminanterna tillåts ansamlas i anslutning till utsläppspunkten). Ett av kommunens större varv är beläget invid ett relativt grunt sund med än grundare delar i vid sundets båda ändar. I sundet kan förhöjda halter av ett flertal kontaminanter (Cu, Hg, Zn och TBT) detekteras nedströms varvet (provpunkt 11) där hydrografin medför en ansamling av sedimenterat material. Sediment i Bullandö marina (Värmdös största marina med 1300 båtplatser) uppvisar förhöjda halter av TBT, men dessa förhöjningar återspeglas inte på bottnarna i fjärden utanför (se figur 3a). Inte heller halter av metaller i eller utanför marinan (trots att både Cu och Zn tydligt avviker från gränsvärdena) sticker ut i gradienten från Strömma ut mot Kanholmsfjärden (se figur 3b).

Sammantaget tyder dessa resultat på att den här typen av punktkällor bidrar till den generella belastningssituationen i kommunen, men de förekommande halterna av kontaminanter i bottensedimentet är snarast ett resultat av den sammantagna belastningen från en stor mängd källor, stora som små, och inte uteslutande från ett fåtal större källor.

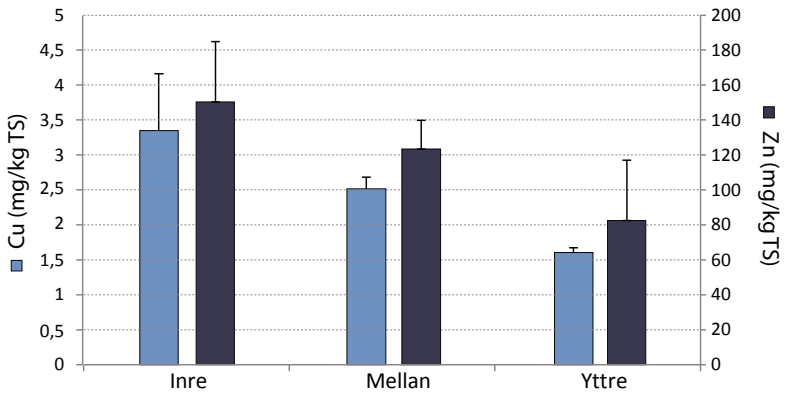


Figur 3a-b: *Haltmönster av tungmetaller (a) och tennföreningar (b) vid stationerna i gradienten från Strömma ut mot Kanholmsfjärden, arrangerade från väst till öst. Station 29 är belägen i fjärden direkt utanför Bullandö marina. Symboler för grundämnen och tennföreningar representerar halter uppmätta i sediment inne i marinans område. Observera att figur a saknar skala för att bättre illustrera det generella mönstret i uppmätta halter av tungmetaller.*

Gifternas spridning inom ekosystemet

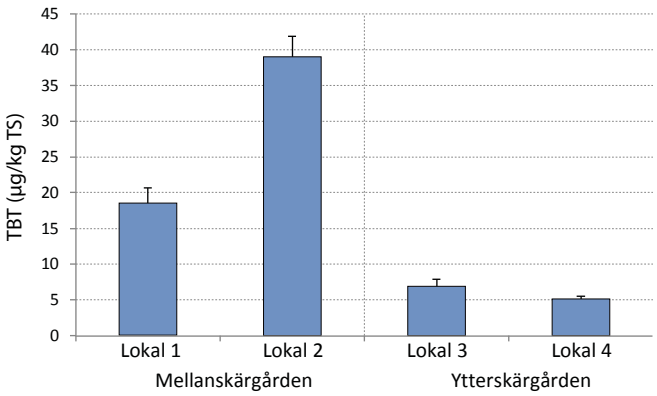
Då mätningar av kontaminanter i sedimentet inte nödvändigtvis ger en representativ bild av dess tillgänglighet för organismer i det omgivande ekosystemet genomfördes kompletterande mätningar av halter i nysedimenterat material, blåstång och blåmusslor. Det nysedimenterade materialet ger en bild av det material som finns tillgängligt för frilevande organismer i pelagialen, då detta består till stor del av plankton. Blåstång är en sessil (fastsittande) primärproducent och en blåmussla en sessil primärkonsument, vilket gör att de representerar två skilda trofiska nivåer. Att båda organismerna är sessila innebär att de inte förflyttar sig och att resultaten därmed kan knytas till platsen de insamlades från.

Det nysedimenterade materialet uppvisade förhöjda koncentrationer av Cu, Zn och TBT på alla provtagna lokaler, men uppvisade inga skillnader mellan skärgårdszonerna. Blåstång från skärgårdens inre delar uppvisar generellt högre halter av Cu och Zn än de som samlats från de mellersta och yttre delarna (figur 4). Det högsta Cu-innehållet i blåstång återfanns utanför Bullandö där halterna avviker tydligt från jämförvärdet, vilket skulle kunna resultera av den intensiva båttrafiken i området. Innehållet av Cd uppvisade mycket stor avvikelse från jämförvärdet vid samtliga lokaler. Även Pb uppvisar förhöjda halter i blåstång på de flesta lokaler, medan TBT konsekvent är mycket lågt och inte verkar tas upp i någon större omfattning. Att Cd och Pb har generellt förhöjda halter medan TBT konsekvent ligger under detektionsgränsen beror förmodligen på blåstångens specifika fysiologi.



Figur 4: *Innehåll av Cu och Zn (mg/kg TS, medelvärde ± Standardavvikelse) i Fucus från de olika skärgårdszonerna.*

Även i musslorna tenderar Innehållet av Cu och Zn att vara högre längre in i skärgården, men ligger under gränsvärdena. Halterna av TBT däremot ligger väl över gränsvärdena i mellanskärgården (3-7 ggr) medan koncentrationerna i de yttre lokalerna ligger under eller kring gränsvärdet (figur 5).



Figur 5: *Innehåll av TBT (µg/kg TS, medelvärde ± Standardavvikelse) i blåmusslor från de olika skärgårdszonerna.*

Sammantaget visar de högre halterna av kontaminanter i organismer från skärgårdens inre delar att de höga halterna som uppmätts i sediment även avspeglas i andra delar av ekosystemet. Skillnaden mellan nivåer av kontaminanter i de olika organismerna visar på att tillgängligheten av de olika ämnena är organismspecifik och beror på skillnader i organismernas upptagsmekanismer och vävnadskomposition.

Denna tillgänglighet kan komma av en högre tillförsel till vattenmassan till följd av den större båttätheten. Att TBT faktiskt cirkulerar i ekosystemet visar sig också genom dess jämna tillförsel till sedimentfällorna, vilket indikerar att det tagits upp av organismer eller associerat till partiklar, varpå det sedan kan transporteras med vattenmassan.

Huvudsyftet med de biologiska mätningarna var framförallt att belysa vilka ämnen som faktiskt är tillgängliga i ekosystemet och vilka som kanske är relativt låsta i sedimentet och huvudsakligen är ett resultat av historisk belastning. På det hela taget verkar det som om Cu, Zn och TBT är mest tillgängliga i systemet, kanske till följd av att de tillförs kontinuerligt. Även Cd och Pb verkar dock vara relativt biotillgängliga då de är generellt förhöjda i blåstång.

Gamla synder eller nytillfört

Även om Värmdö kommun haft ett aktivt båtliv under lång tid har belastningen av olika kontaminanter varierat över tid då olika typer av bottenfärger använts under olika perioder, beroende på rådande lagstiftning. Detsamma gäller för t.ex. tillsatser i drivmedel såsom bly (Pb) i bensin. Då medvetenheten ökat och lagstiftningen kring toxiska tillsatsämnen blivit mer restriktiv med åren kan den historiska belastningen förväntas ha varit generellt högre än den pågående. Det kan därmed förväntas att kontaminant-nivåerna är högre i de djupare (äldre) sedimentlagren.

En tydlig indikation på att tillförsel av TBT och tungmetaller är en pågående process är de förhöjda halter som uppmätts i jordprover från den marina som etablerats ca 15 år efter att TBT förbudet för småbåtar trätt i kraft. Detta innebär att även om båtarna inte längre bestryks med TBT-baserade båtbottenfärger så läcker ämnet fortfarande, förmodligen från äldre färglager.

I kommunen uppmättes generellt lägre halter av både Zn och Pb i ytsedimenten jämfört med de djupare sedimentlagren (ANOVA F_2=10,94 p<0,001 respektive F_2=6,62 p<0,01). Även Cu uppvisade ett liknande mönster då halterna var lägre i ytsedimenten jämfört med de djupare lagren i både mellanskärgården (ANOVA F_2=11,71 p<0,001) och ytterskärgården (ANOVA F_2=11,71 p<0,001), medan detta mönster inte visade sig i innerskärgården.

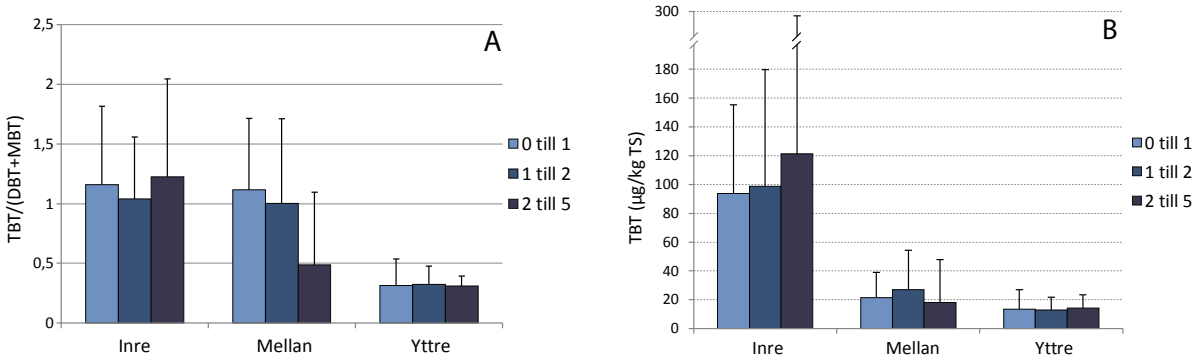
Nysedimenterat material (insamlat i sedimentfällorna under sommaren 2012) visar dock att dessa 3 metaller fortfarande tillförs sedimenten i halter som ligger i nivå med ytsedimentets koncentrationer. Tillsammans tyder dessa resultat på en minskande belastning av Cu, Zn och Pb, men att de fortfarande tillförs i mängder som orsakar förhöjda nivåer på många platser. Minskande belastning över tid kunde däremot inte påvisas för Cd och Hg vilka inte visade några skillnader mellan sedimentlager. Halterna av Cd och Hg i det nysedimenterade materialet från sedimentfällorna visar att även dessa tillförs kontinuerligt. Dessa mönster stämmer även överens med vad som uppmätts på andra platser i Sveriges kustområden, där halter av tungmetaller generellt minskar, med undantag för just Cd och Hg (se sammanställning i Naturvårdsverket 2008).

Sett till kommunen som helhet är TBT-koncentrationerna generellt lägre i det djupaste sedimentlagret än i ytsedimentet (MWU p<0,05). Detta beror förmodligen inte på ökad tillförsel utan snarare på att tidigare belastning brutits ned i större utsträckning.

Kvoten mellan TBT och dess nedbrytningsprodukter DBT och MBT ger ytterligare information om åldern på tillfört TBT, då denna fungerar som en indikation på relationen mellan tillförsel och nedbrytning. Om kvoten är låg (TBT/(DBT+MBT) < 1) bedöms nedbrytningen vara större än tillförseln, medan en kvot över 1 indikerar en relativt större tillförsel (Burton m.fl. 2005, Cato m.fl. 2007). Det är dock viktigt att belysa att syrefattiga sediment har en långsammare nedbrytning av TBT (Fent 1996, Cato m.fl. 2007) och att det därmed på sådana platser är lättare att uppnå höga kvoter.

Sedimenten i ytterskärgården uppvisar en lägre kombinerad TBT-kvot för alla lager (ANOVA F_2=11,18 p<0,05) (medelkvot = 0,31) än både mellanskärgården (medelkvot = 0,87) och innerskärgården (medelkvot = 1,14). Ytterskärgården uppvisar även konsekvent låga kvoter i de separata sedimentlagren (0,31–0,32). TBT kvoterna i innerskärgården är istället genomgående höga i samtliga sedimentlager (1,02–1,21) medan mellanskärgården uppvisar lägre kvoter djupare ner i sedimentet (1,12 vid ytan och 0,49 i det djupaste lagret) (figur 6a). Mellanskärgården ser därmed ut att utgöra en övergångszon där TBT tillförseln fortfarande är högre än nedbrytningshastigheten, medan ytterskärgården har en konsekvent lägre tillförsel än nedbrytning. Det är anmärkningsvärt att TBT tycks tillföras fortare än vad det bryts ned i innerskärgården trots att substansen varit förbjuden på småbåtar i över 20 år, vilket visar att ämnet är persistent i systemet.

Belastningsmönstret styrks ytterligare av de högre halterna av TBT i innerskärgården (ANOVA F_2=7,20 p<0,01; HSD p<0,05; figur 6b) vilka tillsammans med TBT-kvoterna indikerar att TBT huvudsakligen tillförs i kommunens inre delar och sedan sprider sig utåt. Detta skulle förklara att det TBT som återfinns längre ut är nedbrutet till högre grad. Det är dock viktigt att betänka att sedimentlagren förmodligen är tunnare i ytterskärgården till följd av mindre organisk belastning, vilket skulle resultera i att djupare sedimentlager är äldre och nedbrytningen därmed pågått under längre tid.



Figur 6a-b: *Kvoter mellan TBT och dess nedbrytningsprodukter (a) samt halter (µg/kg TS) av TBT (b) i de olika sedimentdjupen från de olika skärgårdszonerna.*

Mönstret med tillförsel av TBT nära kusten och efterföljande transport ut till havs styrks av de höga värden som SGU (Sveriges Geologiska Undersökning) uppmätt mitt ute i Östersjön (station Gotska Sandön) (110 µg/kg TS). Detta relativt höga värde indikerar att TBT från kustområdena ackumulerar i dessa syrefattiga djuphålor där nedbrytningen är mycket långsam.

Analys av det material som sedimenterat under sommaren 2012 visar på att TBT tillförs i en relativt jämn nivå vid alla platser där Sedimentfällor sattes ut, med undantag av Farstaviken som har en högre (3-4 ggr) belastning. Den pågående belastningen tycks dock vara lägre än den historiska då halterna i bottensedimentet är högre än i det sediment som fångats i fällorna. Platser som förväntats vara utsatta för olika stor belastning uppvisar relativt likartade koncentrationer i nysedimenterat material, vilket indikerar att TBT som är associerat med organismer och partiklar i vattenmassan sprids över relativt långa sträckor. Trots den likartade pelagiala (från fria vattenmassan) TBT-belastningen varierar uppmätta halter av TBT i ytsediment mellan dessa områden. Det är därmed troligt att en betydande del av det TBT som transporteras utåt från innerskärgården förmodligen förflyttas bundet till sedimenterat material (Fent 1996), exempelvis genom resuspension, och därmed inte syns i mätningar som görs på material från vattenmassan.

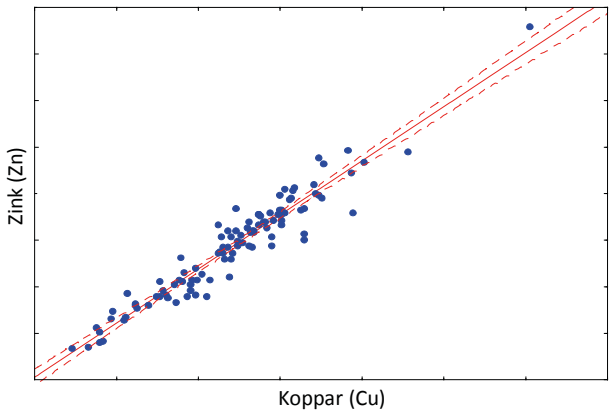
Sammanfattningsvis tycks halter av Cu, Zn, Pb och TBT minska med tiden i kommunens sediment, men tillförs alltjämt i kvantiteter som orsakar förhöjda nivåer. Samma trend kan dock inte utläsas för Cd och Hg som fortfarande tycks tillföras i liknande nivåer som tidigare. Detta mönster beror förmodligen på att användningen av Cu, Zn, Pb och TBT har reglerats i lagstiftning, medan tillförsel av Cd och Hg varit mer svårförstådd och inte lika direkt inkorporerats regelverket.

Vad kan härledas till båtlivet?

Ett flertal kontaminanter har uppmätts i förhöjda halter i kommunen, men alla har inte nödvändigtvis samma koppling till båtlivet. Därmed är det viktigt att försöka skilja på de kontaminanter som uppstår till följd av detta och de kontaminanter som har ett mer urbant eller industriellt ursprung.

Som ovan nämnt så resulterar båtlivsrelaterade aktiviterer på land i förhöjda halter av Cu, Zn och TBT i mark vid de undersökta varven och marinorna. I och med att dessa ämnen inte förekommer i förhöjda halter utanför områdena kan dessa med stor säkerhet tillskrivas båtlivet. Därmed är det också troligt att samma ämnen även frisläpps från båtarna när de ligger i vattnet, och förekommer som kontaminanter i sedimentet. Detta mönster bekräftas då halterna av de båtrelaterade kontaminanterna konsekvent uppvisar förhöjda halter i anslutning till marinor.

Då Cu och Zn förekommer i förhöjda halter vid båtuppställningsplatserna, och troligtvis inte har några andra storskaliga källor i undersökningsområdet kan deras förekomst härledas till båtlivet. Detta mönster återfinns även generellt i kommunen, där dessa ämnen är förhöjda i områden med intensiv båttrafik. Det gemensamma ursprunget för Cu och Zn styrks ytterligare av det starka sambandet mellan förekomsten av dessa ämnen. Regressionsanalys visar att variationen i uppmätta halter av Zn samvarierar kraftigt med Cu (R^2=0,92; $p<0,001$; figur 7), vilket är en mycket hög förklaringsgrad i den här typen av analys. Att dessa två ämnen visar så starka samband beror sannolikt på att de båda används (var för sig eller tillsammans) som aktiva substanser i båtbottenfärg (t.ex. Turner 2010).

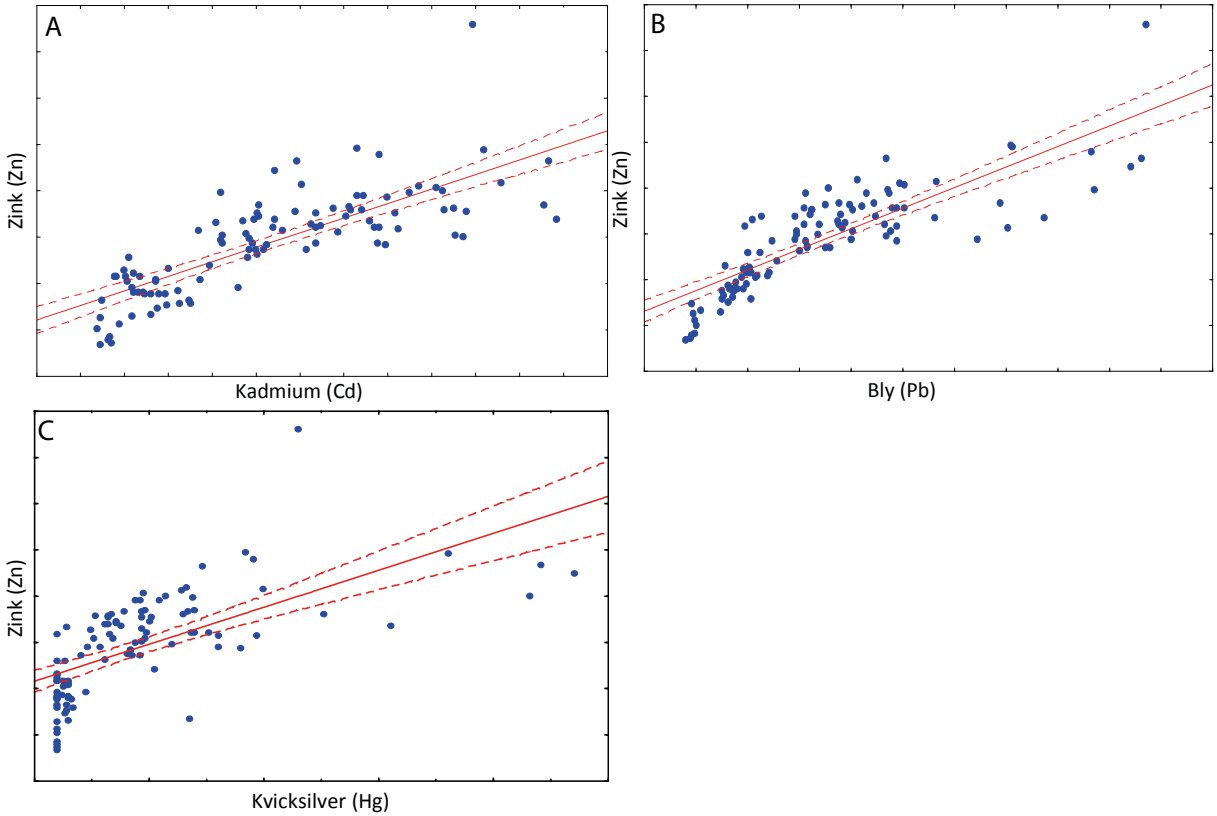


Figur 7: *Samvariation (R^2=0,92) av zink (Zn) och koppar (Cu) i sediment från de olika provtagningsstationerna. De streckade linjerna visar 95% konfidensintervall.*

Trots att TBT varit förbjudet i mer än 20 år förekommer det fortfarande i höga koncentrationer i nya sediment. Då TBT är ett artificiellt ämne, vars förekomst i naturen vanligtvis associeras med läckage från båtbottenfärger (Bengtsson och Wernersson 2012), kan förekommande halter med största sannolikhet fortfarande härledas till båtlivet. Genom att jämföra variationer av TBT:s förekomst i ytsediment (översta 0-1 cm) med variationer i förekomst Cu och Zn kan dess förekomst sättas i relation till dagens aktiva substanser i färgerna. Regressionsanalyser av ämnenas förhållanden mot TBT visade att koncentrationerna av Cu (R^2=0,36; p<0,001) och Zn (R^2=0,36; p<0,001) har ett signifikant samband med halter av TBT (om än relativt svagt), vilket innebär ytterligare en indikation på att dessa ämnen har liknande spridningsmekanism som TBT. Det kan verka som om att en förklaringsgrad på 36% är relativt låg, men det bör beaktas att TBT är ett ämne som bryts ned medan Cu och Zn är grundämnen och inte genomgår nedbrytning, varför sambandet mellan ämnena förändras över tid. Nedbrytningstakt av TBT är dessutom beroende av de oxiska förhållandena, varför föreningens livslängd varierar mellan olika områden. Ytterligare en viktig faktor som påverkar sambandet är båtarnas ålder, då många båtar är yngre än TBT-förbudet och därmed aldrig bestrukits med sådana färger. Det relativt svaga sambandet kan även vara en indikation på att kopplingen mellan TBT och båtliv blivit svagare med tiden, i takt med att tillförseln av TBT minskat sedan förbudet 1989.

Pb och Hg förekommer i förhöjda halter i jordprover från båtuppställningsplatserna, men mönstret är heterogent. Ett flertal av uppläggningsplatserna uppvisar inte förhöja halter i någotdera av dessa ämnen, medan andra platser har förhöjda halter i enbart det ena provet. Dessa ämnen uppvisar inte någon samvariation mellan koncentrationerna på land och närliggande sediment, där halterna sällan avviker från jämförvärdet. Cd förekommer ofta i höga halter i sediment i närheten av varv och marinor, även om förhöjda kadmiumhalter inte återfunnits i markproverna. Tidigare studier har dock påvisat förhöjda halter av ämnet även i markprover på båtuppställningsplatser och spolplatser (se sammanställning av Eklund & Eklund, 2011), såväl som färgpartiklar från bottenfärger (Singh och Turner 2009). Förekomsten av Cd, Pb och Hg har en signifikant (p<0,001) samvariation med förekomsten av både Zn och Cu (figur 8 a-c), där korrelationen för vartdera ämnet är jämnstark mot både Cu och Zn (R^2 Cd mot Zn= 0,61, R^2 Pb mot Zn =0,68 respektive R^2 Hg mot Zn =0,42). Hg och Pb samvarierar dessutom med varandra (R^2=0,72 p<0,001), medan Cd endast uppvisar ett svagt

samband med dessa. Dessa relationer tyder på att även Cd, Pb och Hg skulle kunna ha ett samband med båtlivet, och att Pb och Hg troligt har en gemensam spridningsväg. De funna sambanden kan förklaras av att även dessa ämnen tidigare varit komponenter i båtbottenfärger (Johnsen och Engøy 2000, Turner 2010). Dessutom är Pb och Hg restprodukter vid förbränning av bensin (även blyfri) och diesel (Pacyna och Pacyna 2001, Won m.fl. 2007).



Figur 8a-c: *Samvariation av Zn och Cd (a; R^2=0,61), Zn och Pb (b; R^2=0,68) samt Zn och Hg (c; R^2=0,42) i sediment från de olika provtagningsstationerna. De streckade linjerna visar 95% konfidensintervall.*

Höga halter av Cd har tidigare rapporterats i Stockholmsområdet (t.ex. Östlund m.fl. 1998, Sternbeck m.fl. 2003), men dess ursprung är ännu inte helt klarlagt. Höga halter i områden kring Värmdö skulle kunna medföra en extern belastning, d.v.s. att metallen tillförs Värmdöområdet från källor utanför kommunens gränser. Sådan diffus tillförsel av Cd borde ge en relativt homogen belastning inom Värmdös olika delar, och uppmätta halter behöver därmed inte nödvändigtvis följa koncentrationer av Cu och Zn. Den höga korrelationskoefficienten (R^2-värdet) i kombination med den höga signifikansnivån tyder dock på att detta inte är ett slumpmässigt mönster, utan att uppmätta halter av Cd åtminstone delvis kan ha sitt ursprung i båtlivet inom kommunens gränser.

Sammantaget tycks alla de ämnen som återkommande uppvisar förhöjda halter i Värmdös sediment åtminstone till viss del härröra från båtlivet, där Cu, Zn och TBT uppvisar de starkaste sambanden. Dessutom tycks även tungmetallerna Cd, Pb och Hg kunna knytas till båtlivet. För dessa ämnen är sambandet inte lika tydligt, vilket kan bero på att de även har andra ursprung och/eller att de inte används som en huvudkomponent i bottenfärger. Det är intressant att Cd uppvisar ett sådant starkt mönster, då ämnet tidigare inte förknippats med båtliv på ett så direkt sätt och spridningsvägen ännu inte är klarlagd.

Föreligger några risker för miljön inom kommunen?

Då tungmetaller och TBT i stor utsträckning förekommer i förhöjda halter inom kommunens sediment medför detta en potentiell risk för att ekotoxikologiska effekter kan uppstå inom systemet.

Då direkta effektkoncentrationer variera med miljö och organism är det mycket svårt att avgöra exakt vid vilka koncentrationer effekter kan tänkas uppkomma. Ekotoxikologiska effekter är dock i stor grad relaterade till kontaminant-koncentrationer och de mest omfattande konsekvenserna kan därmed väntas i områden där koncentrationer är höga. För Värmdö innebär detta att då de högsta halterna uppmäts i kommunens inre delar är det även här den största risken för negativa miljöeffekter föreligger (det bör dock betänkas att höga halter även förekommer längre ut i skärgården).

Förutom höga halter i sediment uppmättes även förhöjda halter (som överskrider gränsvärden, Naturvårdsverket 1999:1) av kontaminanter inkorporerat i organismer. Detta innebär att kontaminanterna är biotillgängliga och spridit sig i ekosystemet. Dock är det tydligt att ackumulation av olika kontaminanter är organismspecifik, d.v.s. tas upp till olika grad av olika organismer. Det bör även betänkas att organismer som utsätts kronisk belastning i många fall bioackumulerar kontaminanter, vilket innebär att även en relativt låg belastning kan leda till förhöjda koncentrationer i långlivade organismer.

De undersökta sedimentdjupen i kommunen uppvisar en trend där de halter av de flesta kontaminanter minskar över tid. Undantaget är dock kadmium (Cd) och kvicksilver (Hg) som båda förefaller ha en jämn temporal belastning. Det funna mönstret stämmer väl överens med vad som rapporterats i andra delar av landet (Naturvårdsverket 2008). Detta innebär att de ekotoxikologiska risker som associeras med de undersökta kontaminanterna generellt minskar i kommunen, men då den pågående tillförseln fortfarande resulterar i förhöjda koncentrationer krävs fortsatt uppföljning.

Slutsatser

Av de 33 undersökta ämnena uppvisade endast tungmetallerna kadmium (Cd), koppar (Cu), kvicksilver (Hg), bly (Pb) och zink (Zn) samt de tennorganiska föreningarna TBT, DBT och MBT frekvent förhöjda halter i kommunen. Även andra ämnen förekom i höga halter, men enbart vid ett fåtal specifika platser. De inre delarna av kommunen uppvisar generellt högre halter av kontaminanter än de yttre, liksom de norra delarna tycks vara tyngre belastade än de södra.

Den generellt höga belastningen av kontaminanter i området gör att påverkan från enskilda källor är svåra att isolera och påvisa, men ett par platser inom kommunen sticker ut. I den inre skärgården uppvisar särskilt Farstaviken, men även Torsbyfjärden, kraftigt förhöjda halter av ett större antal kontaminanter som troligtvis härrör från såväl urbana, industriella som båtlivsassocierade källor. I ytterskärgården återfinns höga halter av kontaminanter framförallt vid Sandhamn där båttrafiken är intensiv, särskilt under sommaren.

De förekommande kontaminanterna tycks även sprida sig i ekosystemet, då såväl nysedimenterat material (innehållande plankton) som fastsittande primärproducenter och primärkonsumenter uppvisar förhöjda halter av framförallt koppar (Cu), zink (Zn) och TBT. Förhöjda halter i de provtagna organismerna påvisar en pågående belastning av dessa ämnen, vilket även bekräftas av relativt höga koncentrationer i de översta sedimentlagren. Funna skillnader i halter mellan sedimentdjup tyder på att belastning av Cu, Zn, Pb och TBT minskat med tiden, men tillförs alltjämt i kvantiteter som orsakar förhöjda nivåer. Samma trend kan dock inte utläsas för Cd och Hg som fortfarande tycks tillföras i liknande nivåer som tidigare. Kvoter mellan TBT och dess nedbrytningsprodukter (DBT och MBT) i kommunens olika delar tyder på att TBT fortfarande tillförs systemet framförallt i de inre delarna, för att sedan transporteras utåt mot skärgårdens yttre delar.

Det står således klart att kommunens vatten varit och alltjämt är belastat av ett antal kontaminanter, men frågan om deras ursprung kvarstår:

På land uppmättes höga halter av kontaminanter i områden som används som uppställningsplatser eller spolplatser för båtar. I dessa områden uppvisar framförallt koppar (Cu), zink (Zn) och TBT förhöjda halter. Därmed är det också troligt att samma ämnen även frisläpps från båtarna när de ligger i vattnet, vilket bekräftas då halterna av dessa kontaminanter konsekvent uppvisar förhöjda halter i anslutning till marinor. Alla de ämnen som återkommande uppvisar förhöjda halter i Värmdös sediment tycks åtminstone till viss del härröra från båtlivet, där Cu, Zn och TBT uppvisar de starkaste kopplingarna. Men även tungmetallerna kadmium (Cd), bly (Pb) och kvicksilver (Hg) tycks åtminstone delvis kunna härröra från båtlivet då de funna halterna av dessa samvarierar med de andra ämnena. Det är framförallt intressant att Cd uppvisar ett starkt mönster, då ämnet tidigare inte förknippats med båtliv på ett så direkt sätt och spridningsvägen ännu inte är klarlagd. Vidare undersökningar dessa tre kontaminanters förekomst i båtlivets och båtarnas olika delar skulle vara mycket intressant för att ytterligare kunna utreda deras respektive ursprung.

Referenser

Almeida E, Diamantino TC, de Sousa O, 2007. Marine paints: The particular case of antifouling paints. Progress in Organic Coatings 59:2–20.

Bengtsson H, Wernersson A, 2012. TBT, koppar, zink och irgarol i dagvatten, slam och mark i småbåtshamnar. Västra Götalands län 2012:16.

Blomqvist S, Ekeroth N, Karlsson E, Schild L, 2011. Kontaminanter i marina bottensediment vid marinor och varvsverksamhet i Värmdö kommun. Rapport, Värmdö kommun.

Burton ED, Phillips IR, Hawker DW, 2005. In situ partitioning of butyltin compounds in estuarine sediments. Chemosphere 59(5):585-92.

Cato I, Magnusson M, Granmo Å, Borgegren A, 2007. Organiska tennföreningar – ett hot mot livet i våra hav. Havet 2007:77-81.

Direktiv 89/677/EEC. Amending for the eight time Directive 76/769/EEC on the approximation of the laws, regulations and administrative provisions of the member states to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations. 1989.

Direktiv 2008/105/EG. Europaparlamentets och rådets direktiv. 2008.

Dubey SK, Roy U, 2003. Review: Biodegradation of tributyltins (organotins) by marine bacteria, Applied Organometallic Chemistry 17(1):3–8.

Eklund B, Elfström M, Borg H, 2008. Tributyltin originates from pleasure boats in Sweden in spite of firm restrictions. Open environmental sciences 2:124-132.

Eklund D, Eklund B, 2011. Förorening av båtuppställningsplatser – en sammanställning av utförda undersökningar i svenska kustkommuner. ITM-rapport 208.

Fent K, 1996. Ecotoxicology of organotin compounds. Critical reviews in toxicology 26(1):1-117.

Johnsen A, Engøy T, 2000. Contamination from marine paints - A Norwegian perspective. Forsvarets forskningsinstitutt, avdelningen för ekotoxikologi, Kjeller, Norge.

KEMI, 2006. Kemiska ämnen i båtbottenfärger – en undersökning av koppar, zink och Irgarol 1051 runt Bullandö marina 2004. Kemikalieinspektionen, Rapport 2/06

Maguire RJ, Chau YK, Bengert GA, Hale EJ, Wong PTS, Kramar O, 1982. Occurrence of organotin compounds in Ontario lakes and rivers. Environmental Science and Technology 16:698-702.

Naturskyddsföreningen, 2009. Kemikalier inpå bara skinnet. ISBN: 978-91-558-0003-1

Naturvårdsverket, 1999:1. Bedömningsgrunder för miljökvalitet - kust och hav, Rapport 4914

Naturvårdsverket, 1999:2. Bedömningsgrunder för miljökvalitet - skogslandskapet, Rapport 4917

Naturvårdsverket, 2008. Effekter av miljögifter på däggdjur, fåglar och fiskar i akvatiska miljöer. Reviderad utgåva 2, rapport 5908.

Naturvårdsverket, 2009:1. Metaller och organiska miljögifter i blåmussla. 2009-03-31.

Naturvårdsverket, 2009:2. Sammanställning av gränsvärden och underlaget för tributyltenn (TBT) i ett urval av länder. 2009-01-16.

Omae I, 2003. Organotin antifouling paints and their alternatives. Applied Organometallic Chemistry 17:81–105.

Pacyna JM, Pacyna EG, 2001. An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. Environmental Reviews 9(4): 269-298.

Statsrådets förordning om bedömning av markens föroreningsgrad och saneringsbehovet. Helsingfors 2007.

Singh N, Turner A, 2009. Trace metals in antifouling paint particles and their heterogeneous contamination of coastal sediments. Marine Pollution Bulletin 58:559–564.

SOU, 2000. Metaller och metallföreningar. Bilaga 6, Statens Offentliga Utredning 2000:53.

Steinnes E, Allen RO, Petersen HM, Rambaek JP, Varskogd P, 1997. Evidence of large scale heavy-metal contamination of natural surface soils in Norway from long-range atmospheric transport. The Science of the Total Environment 205:255-266.

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-Rapport B 1538, Stockolm.

Talley WK, 2003. Environmental impacts of shipping. Kap. 15 i Handbook of transport and the environment. Ed. Hensher DA och Button KJ, Vol 4, Elsevier förlag.

Turner A, Singha N, Richards JP, 2009. Bioaccessibility of metals in soils and dusts contaminated by marine antifouling paint particles. Environmental Pollution 15:1526–1532.

Turner A, 2010. Review: Marine pollution from antifouling paint particles. Marine Pollution Bulletin 60(2): 159–171.

Viglino L, Pelletier E, St-Louis R, 2004. Highly persistent butyltins in northern marine sediments: a long-term threat for the Saguenay Fjord (Canada). Environmental Toxicology and Chemistry 23(11):2673-81.

Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo J, 1997. Human domination of Earth's ecosystems. Science 277:494–499.

Wang Q, Kim D, Dionysiou DD, Sorial GA, Timberlake D, 2004. Sources and remediation for mercury contamination in aquatic systems—A literature review. Environmental Pollution 131:323–36.

Won JH, Park JY, Lee TG, 2007. Mercury emissions from automobiles using gasoline, diesel, and LPG. Atmospheric Environment 41(35):7547–7552.

WSP, 2010. Miljöövervakning av miljögifter i urbana områden – sammanställning och analys. WSP Environmental, Rapport 2010-09-03.

WSP, 2011. Projekt slussen – Vattenmiljön, konsekvensbedömningar ombyggnad av slussen och ny reglering av mälaren. WSP Environmental, Rapport nr 111221.

Östlund P, Sternbeck J, Brorström-Lundén E, 1998. Metaller, PAH, PCB och totalkolväten i sediment runt Stockholm – flöden och halter. IVL Rapport B 1297, Stockholm.