



Förekomst av metaller i Helsingborgs kustområde samt dess påverkan på den marina miljön

- Effects of metals on the marine environment along the coast of Helsingborg, Sweden

Miljöförvaltningen



HELSINGBORG

Förekomst av metaller i sediment samt dess påverkan på den marina miljön
- Effects of metals on the marine environment along the coast of Helsingborg,
Sweden

Framtagen av Miljöförvaltningen i Helsingborgs stad

Datum: 26 januari 2023

Diarienummer: 0005/2023

ISBN: 978-91-85867-40-0

Författare: Phd Marie Plambech Ryberg, Stina Bertilsson Vuksan, Siri Samuelsson*
och Frida Karlsson Öhman* (*Lunds Universitet)

Omslagsfoto: Bottenlevande djur under stereolupp

Fotograf: Stina Bertilsson Vuksan

Sammanfattning

Syftet med denna rapport är att visa om det finns ett samband mellan halten av metaller och biologisk mångfald i havsbotten i Helsingborgs kustområde. Genom att ha en bättre förståelse för hur metallerna påverkar arter och den biologiska mångfalden i kustmiljön kan man också bättre sätta ekologiskt relevanta gränser för metallbelastning och åtgärder. Rapporten har tagits fram av Miljöförvaltningen i Helsingborg tillsammans med studenter från Lunds Universitet.

Helsingborgs kustkontrollprogram bedrivs i kommunal regi sedan 1995 längs Helsingborgs stads kust i Öresund. All data, ,metaller i sediment och infauna, som används i denna rapport är insamlad och upprättad av Miljöförvaltningen i Helsingborg, och kommer från 6 stationer som provtagits årligen 1999-2020.

Resultatet från sammanställningen av de undersökta metallernas effekt på marina bottendjur visar att det finns ett samband mellan metaller och antal arter i sediment. Den biologiska mångfalden minskar med ökade mängder metaller i sedimentet. Det framkom även att det verkar finnas ett tröskelvärde för två metaller, zink och arsenik. Utifrån resultaten av denna rapport anser vi att det är viktigt att arbeta med åtgärder för att minska utsläpp av metaller till kustområdet samt hantera de föroreningar som finns för att förbättra den biologiska mångfalden och statusen på vår havsmiljö.

Abstract

The purpose of this report is to show if there is a connection between content of metals and biodiversity in marine benthic communities. The report is written by the Environmental office in the city of Helsingborg and students from University of Lund. All data is from the marine monitoring program of Helsingborg city in the Oresund strait and consists of metals in sediments and benthic infauna on six stations between the years 1999-2020.

Results show that there is a correlation between content of metals and biodiversity in the benthic community along the coast of Helsingborg. There also seem to be a threshold value for zinc, Zn, and arsenic, As, where biodiversity decrease at a certain content in the sediments.

Innehåll

1. Inledning	
1.1. Syfte med rapporten	5
1.2. Bakgrund	5
1.2.1. Biologisk mångfald	5
1.2.2. Marina bottendjur	6
2. Metod och Material	7
2.1. Datainsamling	7
2.1.1. Så här tas och analyseras proverna	8
2.2. Statistisk analys	9
3. Resultater	10
3.1. Metaller i sediment	10
3.2. Antal arter i sediment	11
3.3. Samband mellan arter och metaller i sediment	13
3.3.1. Kvicksilver	14
3.3.2. Kobolt	15
3.3.3. Koppar	16
3.3.4. Bly	18
3.3.5. Kadmium	19
3.3.6. Arsenik	21
3.3.7. Krom	22
3.3.8. Zink	23
4. Sammanfattning	24
4.1. Hur påverkar metallerna bottendjur?	25
4.2. Osäkerhet kring studien	25
4.3. Slutsatser	26
5. Referenser	27
Bilaga 1	31

1. Inledning

1.1. Syfte med rapporten

Syftet med denna rapport är att visa om det finns ett samband mellan halten av metaller och biologisk mångfald i havsbotten i Helsingborgs kustområde. Detta är viktigt att veta då vi i kustmiljön har höga halter av olika metaller i sedimenten och behöver förstå effekten dessa har på det marina livet. Samtidigt är det också en nödvändig kunskap att ha vid till exempel vattenverksamheter eller vid avledning av vatten till kustmiljön, som kan innebära spridning av metaller till havsmiljön. Genom att ha en bättre förståelse för hur metallerna påverkar arter och den biologiska mångfalden i kustmiljön kan man också bättre sätta ekologiskt relevanta gränser för metallbelastning och åtgärder. Att skydda och återställa den biologiska mångfalden och ha ett välfungerande ekosystem är av central betydelse för att nå våra globala hållbarhetsmål.

1.2. Bakgrund

All data som används i denna rapport kommer från kustkontrollprogrammet i Helsingborg stad i Öresund, som utförs av Miljöförvaltningen. Helsingborgs kustkontrollprogram är ett av de mest ambitiösa marina kontrollprogram som bedrivs i kommunal regi längs svenska kusten (Göransson et al. 2009). Syftet med kontrollprogrammet är att följa upp status för stadens marina urbana kustmiljöer. Samtidigt skapas ett datamaterial och tidsserier som kan användas för att upptäcka förändringar i den. Kontrollprogrammet är förlagt nära kända påverkanskällor och i gradienter från dessa källor. På stationerna mäts bland annat både bottenfauna och miljögifter i sedimenten (Miljöförvaltningen Helsingborg stad 2021).

Enligt vatten- och havsmiljödirektivet ska alla ytvattenförekomster nå god biologisk och kemisk status och ha god havsmiljö. För att nå dit är det viktigt att förstå om och vilket samband det finns mellan till exempel halter av metaller i havsbotten och biologisk mångfald.

1.2.1. Biologisk mångfald

“Från världens vidsträckta regnskogar till små parker och trädgårdar, från enorma blåvalar till mikroskopiska svampar – den biologiska mångfalden är den enastående variationsrikedomen av liv på jorden” så definieras biologisk mångfald i en rapport från Europeiska Kommissionen (Europeiska Kommissionen, 2020). Biologisk mångfald är en förutsättning för allt liv på jorden. Hög biologisk mångfald bidrar till ett starkt och hållbart ekosystem. Fungerande och starka ekosystem gör oss mer resilienta mot klimatförändringarnas effekter. (Bergström et al. 2020)

Enligt 2019 års rapport från IPBES:s, Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, är de största hoten mot naturmiljöerna på jorden

ändrad mark- och ytanvändning på land och i hav samt överutnyttjande av växt- och djurbestånd (IPBES, 2019). Exempel på detta är exploatering för bebyggelse och utfyllnader samt överfiske och avskogning. Efter dessa två kommer invasiva arter, klimatförändring och utsläpp av föroreningar (Miljöförvaltningen Helsingborg stad, 2021).

Sedan 1970 – talet har reningsverken längs Helsingborgs vattendrag och kust infört rening och stegvis gjort den effektivare. Detta ihop med bland annat åtgärder i vattendragen med att anlägga våtmarker har hjälpt till att få bättre kontroll på näringstillförseln till havet. Miljögifter som återfinns i Helsingborgs kustvatten är framförallt kopplade till växthus, industrier och hamnar och har ackumulerats över decennier i bottensedimenten. Men, det kommer även ut kemikalier och läkemedelsrester från reningsverken då dessa inte primärt är anpassade för att kunna rena bort dessa substanser.

Genom miljötillsyn och uppdaterad miljölagstiftning och ny teknik har utsläppen minskat och så också halterna av många miljögifter (Miljöförvaltningen Helsingborg stad, 2021). Trots dessa insatser uppnår idag inte bottenfaunastationerna i Helsingborgs kustkontrollprogram god status enligt vattendirektivet och kunskap om varför och hur vi kan ändra på detta är viktig att försöka få.

1.2.2. Marina bottendjur och deras funktion i ekosystemet

Marina bottendjur, bottenfauna, är de djur som spenderar majoriteten av livscykeln på och i havsbotten. Dessa spelar en betydande roll i ekosystemen, bland annat genom olika ekosystemtjänster så som näringscykler, nedbrytning av föroreningar, filtrering samt föda för andra djur. Marina bottendjur är även viktiga för stabiliteten av sediment och i bindning av föroreningar (Trush and Dayton, 2002). Förändringar i den biologiska mångfalden i bottenfaunan kan med andra ord resultera i en minskning av ekosystemtjänster (Snelgrove, 2013).

När organiskt material sjunker till bottensedimentet, innehåller det kväve samt organiskt kol. Detta upptas av olika bottendjur och organismer, bryts ned, och frigörs sedan i form av bland annat nitrit, nitrat eller kvävgas, och blandas därmed i vattnet ovan. Denna del av cykeln är kritisk för att återinföra lösta kväveföreningar in i kretsloppet, vilka är viktiga för primärproducenter, det vill säga alger, bakterier med flera. Utan denna del skulle cykeln stanna av och primärproduktionen upphöra. Kolets kretslopp fungerar på liknande sätt, och därav spelar marina bottendjur en nyckelroll även här. Svavelcykeln i marina sediment är också beroende av sedimentsyresättning, och därmed bakteriell aktivitet (Snelgrove, 2013). Thrush et al. (2006) menar även på att antropogena störningar som leder till en minskning av marina bottendjur påverkar näringsomvandlingen i ekosystem, men också leder till förändringar i ekosystemets struktur.

Då bottendjuren förflyttar sig, konsumerar samt är föda åt diverse rovdjur påverkar de mobiliteten av föroreningar. Bottendjuren späder därmed ut föroreningar vid gränsytan sediment-vatten genom att föra dessa nedåt. Med samma process kan den

ständiga omblandningen av sediment, bioturbation, leda till att nedgrävningstiden av föroreningar blir längre, då de annars hade grävts ned snabbare genom sedimentering. Bioturbation gör också att sedimentet destabiliseras, och därmed ökar sannolikheten att föroreningarna suspenderas på nytt. Vidare har även en del marina bottenlevande djur viss kapacitet att bryta ned föroreningar, och därmed göra de mindre farliga (Snelgrove, 2013).

Bottenlevande djur är också viktiga i födokedjan. Bland annat konsumeras musslor direkt av människor men marina bottenlevande djur, till exempel havsborstmaskar, är en viktig födokälla för bland annat kräftdjur och bottenlevande fiskar. Filtrering är ytterligare en ekosystemtjänst som vissa marina bottenlevande djur utför. Genom att filtrera bort suspenderade partiklar och använda som föda, leder detta till klarare och renare vatten (Snelgrove, 2013).



Figur 1. Studiens avgränsning, Helsingborgs kustområde, med utmärkta stationer där data insamlats genom Helsingborgs stads kustkontrollprogram 1999-2020 (Miljöförvaltningen Helsingborg, 2021).

2. Metod och Material

2.1. Datainsamling

Data som används i rapporten är insamlad och upprättad av Miljöförvaltningen i Helsingborg, Helsingborgs stads (2021) kustkontrollprogram 1999-2020, och kommer från 6 stationer. De 6 mätstationerna är RES, SYH, KE, KE1.5, R0.5 samt R3, och ses markerade med vita cirklar (Figur 1). Från dessa stationer används data för metaller, mg/kg TS, respektive antal arter, totalt antal taxa/ station, i sedimentet/havsbottnen.

2.1.1. Så här tas och analyseras proverna

Bottendjur

Varje höst sedan 1995/96 tar Miljöförvaltningen prover på bottendjur i havsbottnen, sedimenten. Provtagning sker med undersökningsfartyget R/V Sabella. Nio grunda stationer, som valts för att likna varandra så mycket som möjligt med tanke på djup (12-14 meter), bottensubstrat (lerig silt-finsand) och organisk halt, provtas. Positionsbestämning görs med D-GPS satellitnavigator. På varje station tas tio bottenfaunaprover med en Haps-corer som har en rördiameter på 125 millimeter. Proverna sållas i 1.0 millimeters såll och sållresten konserveras i 95 procentig etanol. På laboratorium artbestämms och räknas djuren, faunan, under preparermikroskop. All taxa, vilket är arter och systematiska grupper, vägs som våtvikt efter avtorkning mot läskpapper. Efter analys konserveras djuren i 80 procentig etanol och transporteras till Zoologiska Museet i Lund, där de förvaras i ett miljöarkiv. Då blåmusslor (*Mytilus edulis viktandel*) kan vara större än den samlade vikten för övriga arter, tas dom inte med i beräkningar för total biomassa (g/m²). Kolonibildande djur så som havstulpaner (*Balanus sp.*) noteras som en individ (individtäthet) med vikten om 0.001 gram (total biomassa) oavsett antal individer och biomassa (Miljöförvaltningen Helsingborg, 2021).

Miljögifter

Sedimentproverna tas med Haps-core provtagare i havsbottnen. På varje station tas två sedimentproppar där ytsedimentet (0-2 cm) avlägsnas med hjälp av en skiktapparat och läggs i kylväska för frysning på land. Proverna analyseras på kväve, fosfor, metaller och organiska miljögifter. Sedimentproverna utförs enligt Svensk standard för sediment. Metallanalyserna utförs med ICP AES för de flesta elementen. Arsenik- och tennhalten bestäms däremot med AAS-hydridteknik och kvicksilverhalten bestäms med ångteknik och AAS. Kväve analyseras enligt Kjeldahl-metoden. I samband med provtagningen på hösten samlas även in blåmusslor (*Mytilus edulis*) för analys av miljögifter. Proverna tas med bottenskrapa och dykare. Vid varje station samlas in minst 50 blåmusslor med storleken 25-45 millimeter enligt tidigare metodik (Göransson & Karlsson 1996). Från 2008 hålls samtliga musslor i luftade akvarier under 24 timmar, därefter fryses de och skickas på analys (Anon 1999).

Analysdatan från labbet går noggrant igenom för att hitta eventuella värden som sticker ut från övrig data. I de fall där hittas sådan och ingen rimlig förklaring finns, kontaktas analyslabbet för omanalys. Ämnen där analyslaboratoriet inte kunnat uppmäta den exakta halten utan angivit ett "mindre än"-värde hanteras genomgående som noll i all mätdata. Alla kemiska analyser har under åren utförts av labb som är ackrediterade av SWEDAC (Miljöförvaltningen Helsingborg, 2021).

2.2. Statistisk analys

Variation i halten av olika metaller respektive antal arter i havsbottens sediment mellan stationer

För att testa om det finns en signifikant skillnad i halten metaller respektive antal arter i sedimenten mellan stationerna används en ANOVA analys. Post Hoc-analys används i efterhand om ANOVA visar signifikant skillnad mellan stationer för att testa vilka stationer som sedan skiljer sig signifikanta från varandra i avseende på metaller respektive antal arter.

Samband mellan halten av olika metaller och antal arter i havsbottens sediment

Korrelationer mellan de olika metallerna testas först för att undvika co-linearity, det vill säga om det finns variabler som har hög korrelation samtidigt, i de statistiska analyserna. Finns det hög korrelation mellan två variabler samtidigt ska separata analyser göras för varje metall. Pearsons korrelationstest används för att testa för korrelationer mellan metallerna i sedimentet.

Exponentiella modeller användes för att testa för samband mellan antal arter och halten metaller:

$$\log(\text{antal arter}_i) \sim \alpha * (\text{metal}_i) + \varepsilon_i$$

Om det visar sig att metallerna korrelerar starkt måste en exponentiell modell utföras för varje metall. 8 modeller totalt då det ingår 8 olika metaller i analysen: arsenik, As, kadmium, Cd, kobolt, Co, krom, Cr, koppar, Cu, kvicksilver, Hg, bly, Pb, och zink, Zn.

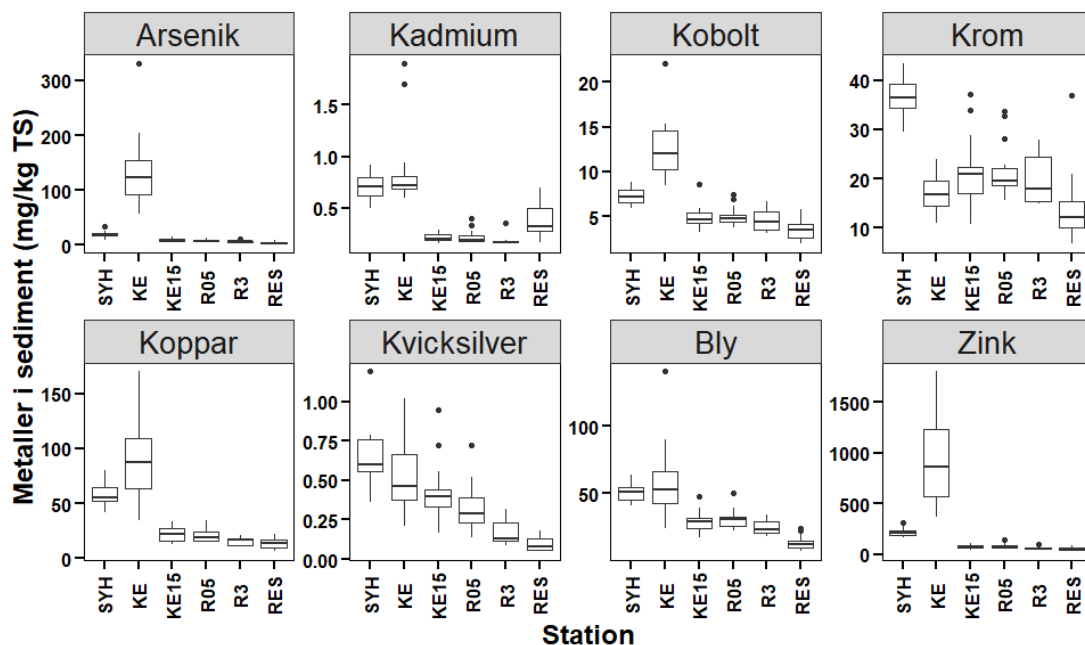
I dessa analyser sammanställs data från alla stationer då man antar att det som skiljer sig från stationerna är mängden metaller i sediment. Stationerna är valda så att de är placerade på samma djup och med så lika bottenstrat som möjligt (Miljöförvaltningen Helsingborg, 2021).

För all statistisk analys används R och alla figurer är gjorda med verktyget Ggplot2 i R (R, 2016).

3. Resultat

3.1. Halten metaller i sediment på de olika stationerna

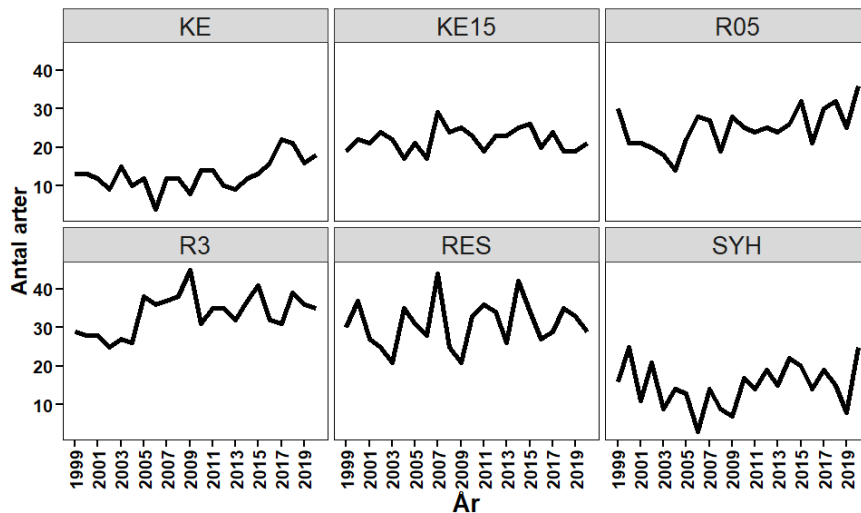
Det var stor signifikant skillnad mellan stationerna i förhållande till halter av metaller i sedimentet (ANOVA, $p < 0.001$). Station KE hade det signifikant högsta värdena i mätningarna av arsenik, As, koppar, Cu, kobolt, Co, och zink, Zn. Station SYH hade den signifikant högsta värde av krom, Cr, medan KE och SYH båda hade de signifikant högsta värdena av kadmium, Cd, kvicksilver, Hg, och bly, Pb (Figur 2, bilaga 1 för statistik).



Figur 2. Metaller i sediment (mg/kg TS) för var och en av de sex stationerna under perioden 1999-2020. För boxplotterna är den heldragna linjen medianen, boxen är interkvartilområdet (nederst och topp är 25:e respektive 75:e percentilen). Den lodräta linjen på boxen visar antingen max/min observation, om den ligger inom 1,5 från det interkvartila området eller 1,5 gånger det interkvartila området. Ligger datapunkten utanför detta område definieras den som en outlier och visas som en prick.

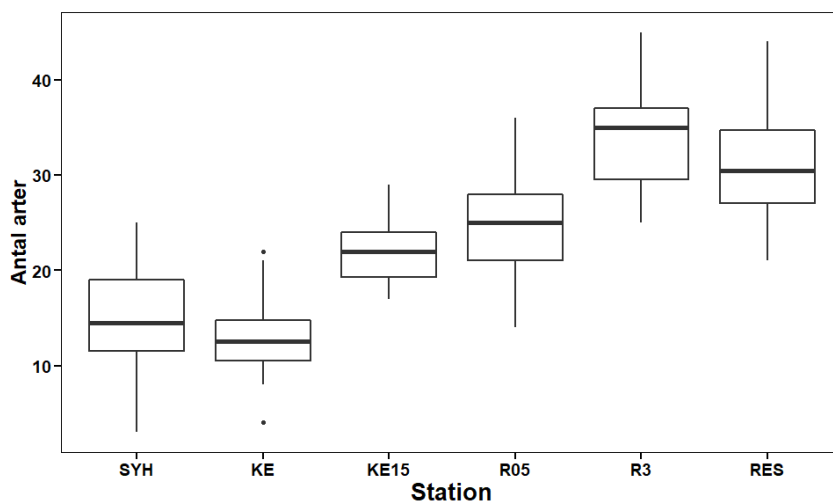
3.2. Antal arter i sediment på de olika stationerna

Det var stor variation i antalet arter mellan de sex olika stationerna samt inom varje station över den tidsperiod som omfattas av data (Figur 3).



Figur 3. Förändringar i antalet arter för var och en av de sex stationerna under perioden 1999-2020. Varje år representerar en datapunkt som är i genomsnitt 10 prover för stationen och året i fråga.

Det var en signifikant skillnad i antalet arter mellan stationerna (ANOVA, $p < 0.001$). Station R3 och RES är stationerna med flest arter, medan SYH och KE är stationerna med lägst antal arter (Figur 4, tabell 1).



Figur 4. Antalet arter för var och en av de sex stationerna under perioden 1999-2020. För boxplotterna är den heldragna linjen medianen, boxen är interkvartilområdet (nederst och topp är 25:e respektive 75:e percentilen). Den lodräta linjen på boxen visar antingen max/min observation, om den ligger inom 1,5 från det interkvartilområdet eller 1,5 gånger det interkvartilområdet. Ligger datapunkten utanför detta område definieras den som en outlier och visas som en prick.

Tabell 1. Tabell visar medelvärdet och standardavvikelsen för antal arter vid varje station som resultat från det statistiska testet post- hoc som görs efter en ANOVA.. Kolumnen statistisk grupp visar om stationerna är signifikant olika eller inte från varandra. Om stationerna har samma bokstav skiljer de sig inte nämnvärt från varandra.

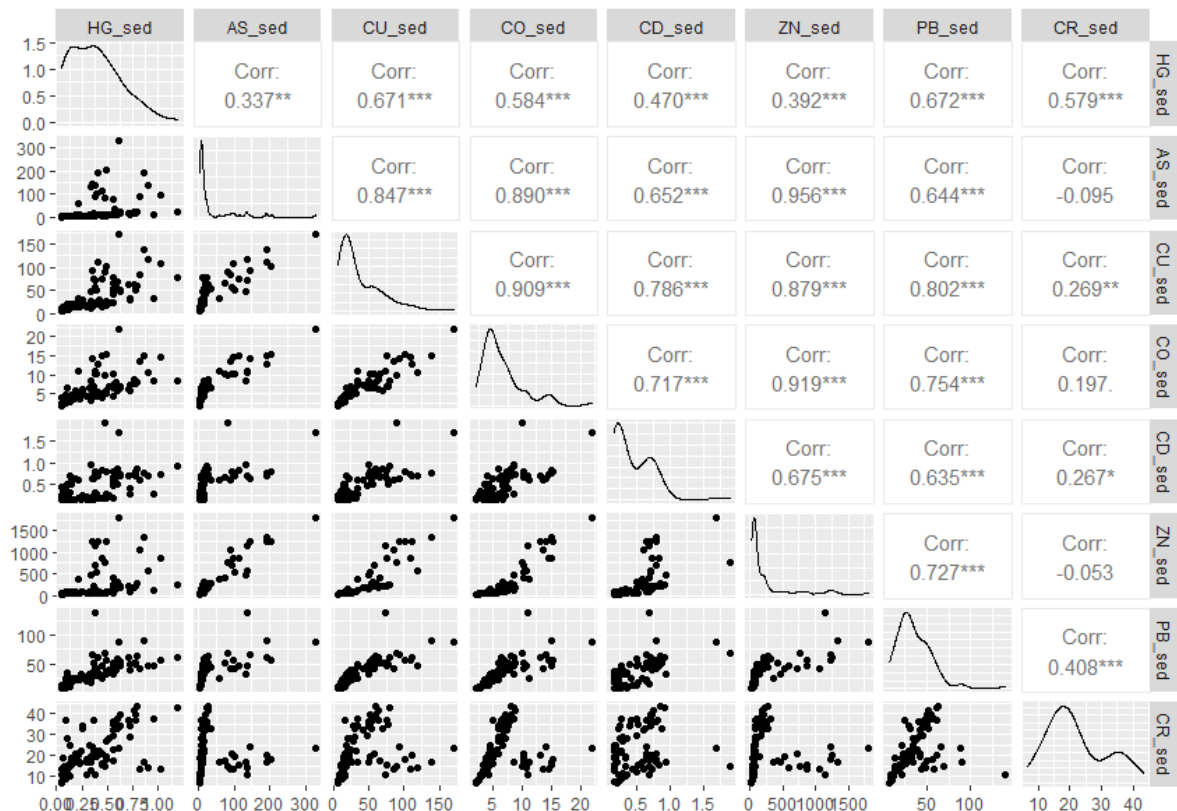
Station	Medelantal arter	Standardavvikelse	Statistisk grupp
R3	34	5	a
RES	31	6	a
R05	25	5	b
KE15	22	3	b
SYH	15	6	c
KE	13	4	c

3.3. Samband mellan antal arter och halten metaller i sediment

3.3.1. Korrelation mellan olika metaller

Nästan alla 8 undersökta metaller hade en starkt positiv korrelation till förekomsten av en annan metall (Figur 5). Det vill säga har du en hög halt av metall x så har du även ofta höga halt av metall y. Det betyder också att man inte kan ta med alla metaller i samma analys, på grund av de höga korrelationerna. Dessutom är det känt att flera olika miljögifter kan ge additiva och/eller synergistiska effekter och tillsammans bli mer toxiska (Fornander, 2010). Därför har det i denna analys inte varit möjligt att identifiera om specifika metaller påverkar specifika arter.

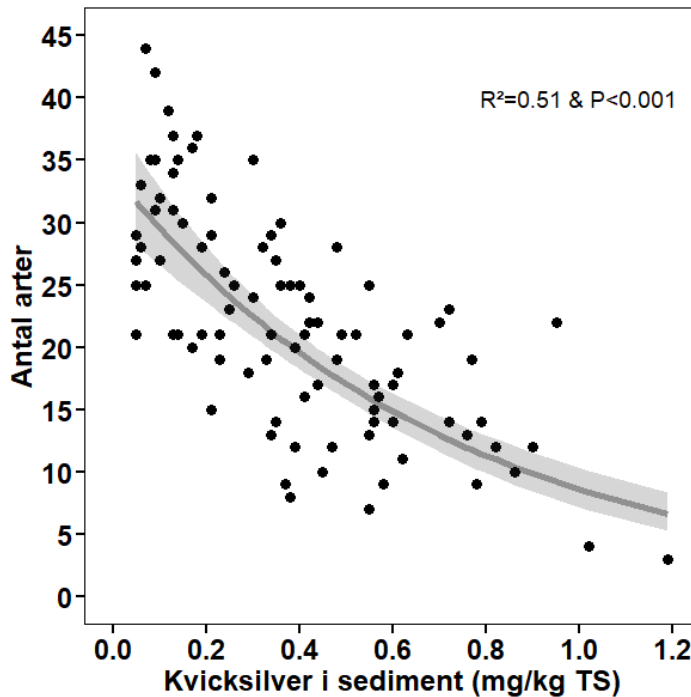
I figur 5 ser man hur stark korrelation det finns mellan förekomsten olika metaller, till exempel finns det ett mycket starkt samband mellan förekomsten av zink, Zn, och arsenik, As, 0,956. Det vill säga i 96 % av fallen kommer man hitta höga halter av zink i sedimenten samtidigt som man hitta höga halter av arsenik. Samma samband finns mellan förekomsten och halten av koppar, Cu, och kobolt, Co, 0,909.



Figur 5. Pair-plottar som visar korrelationer mellan de 8 olika metallerna i sediment. Varje figur till vänster illustrerar punktdiagram för de två metallerna i fråga. Pearson's korrelationsvärde anges i den högra delen av figuren och stjärnorna visar signifikansnivån för korrelationen mellan de två metallerna. Ingen stjärna = ingen signifikans, *=>0.05, **=>0.01 och ***=>0.001. Fördelningen av varje enskild metall illustreras i diagonalen.

3.3.2. Analys av halten kvicksilver i sediment korrelerat mot antal arter

Det fanns en tydlig signifikant negativ korrelation mellan mängden kvicksilver, Hg, i sediment och antalet arter ($p < 0.001$). Ju högre mängd kvicksilver desto lägre antal arter kan hittas i sediment (Figur 6).



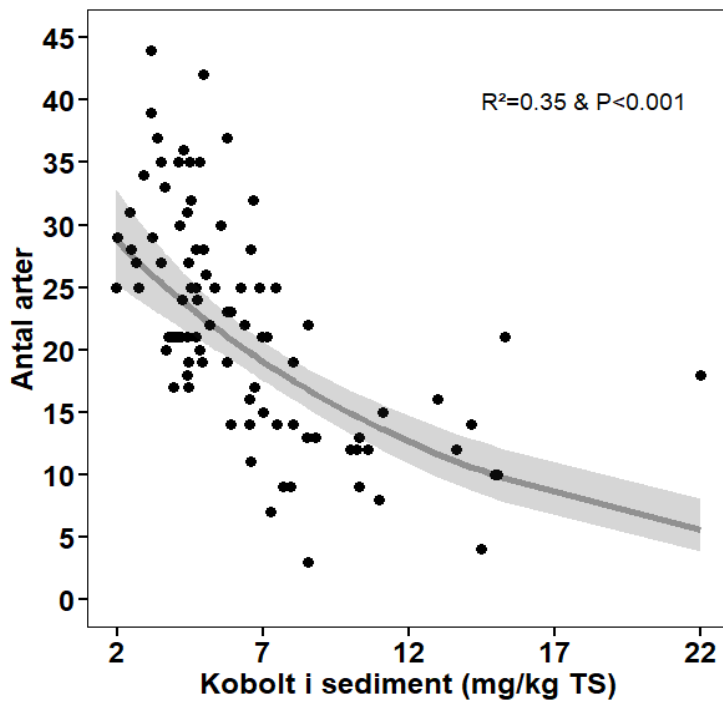
Figur 6. Samband mellan antal arter och kvicksilver i sediment (mg/kg TS). Svarta prickar visar datapunkter, den grå linjen är modell fit och det grått områden är osäkerhet i modellen. R^2 beskriver hur mycket av variationen modellen kan förklara. Ju närmare R^2 är 1 (dvs. 100%) desto bättre modell. P-värdet visar signifikant nivå på modellen.

Kvicksilvers påverkan på vattenlevande djur

Akuta toxicitetstester på molluska (båda gastropoda och bivalvia) visar att organismer som utsattes för kvicksilver avled vid koncentrationen 0,0530 mg/L för gastropoda och 0,00700 mg/L för bivalvia (Ramakritinan et al. 2012). Det har också visat sig att kvicksilver har en inverkan på antalet larvar från fisken *Oryzias melasagma*, som avlider vid koncentrationen 0,0970 mg/L och vid koncentrationen 24,0 µg/L försämrades kläckbarhet och hjärtslag hos embryona, samt gav upphov till deformation av larverna överlevnaden av artens fisklarver (Mu et al. 2011). Riktlinjer för kvicksilver i sediment hänvisar till en tröskeleffekt (då förändringar genast börjar ske) på koncentrationen 0,130 mg/kg i Kanada (EC-TEL) och 0,150 mg/kg för The National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAAs) span för lägsta effektvärde (NOAA ERL) (Burton, 2002).

3.3.3. Analys av halten kobolt i sediment korrelerat mot antal arter

Det fanns en tydlig signifikant negativ korrelation mellan mängden kobolt i sediment och antalet arter ($p < 0.001$). Ju högre mängd kobolt, Co, desto lägre antal arter kan hittas i sediment (Figur 7).



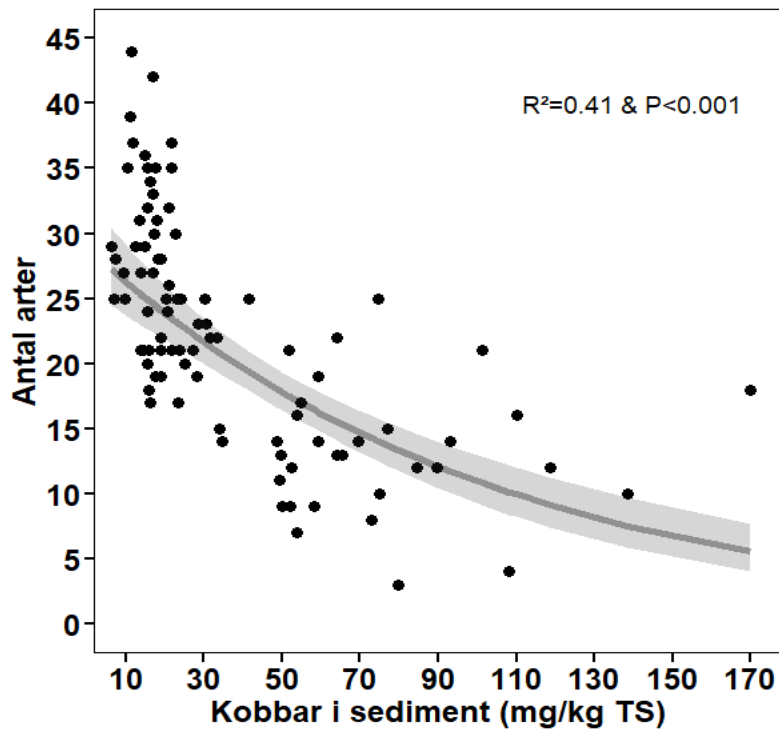
Figur 7. Samband mellan antal arter och kobolt i sediment (mg/kg TS). Svarta prickar visar datapunkter, den grå linjen är modell fit och det grått områden är osäkerhet i modellen. R^2 beskriver hur mycket av variationen modellen kan förklara. Ju närmare R^2 är 1 (dvs. 100%) desto bättre modell. P-värdet visar signifikant nivå på modellen.

Biologisk påverkan Kobolt

Det saknas information om hur kobolt påverkar bottenlevande marina djurs fysiologi. Det har dock visat sig att kobolt kan ha en negativ effekt på vissa vattenlevande djurgrupper. Både förekomst av rundmaskar samt mångfald minskar signifikant i ett mikrokosmosexperiment under 30 dagar där rundmaskar utsätts för olika kobolthalter (Beyrem et al. 2011). Dessutom minskad reproduktionsframgång (äggproduktion och befruktning) indikerades från exponering med kobolt på zebrafisk (Reinardy et al. 2013). Det saknas riktlinjer för kobolt i sediment i Burtons (2002) vägledande sammanställning av tröskelvärden för metaller i sediment.

3.3.4. Analys av halten koppar i sediment korrelerat mot antal arter

Det fanns en tydlig signifikant negativ korrelation mellan mängden koppar i sediment och antalet arter ($p < 0.001$). Ju högre mängd koppar desto lägre antal arter kan hittas i sediment (Figur 8).



Figur 8. Samband mellan antal arter och koppar i sediment (mg/kg TS). Svarta prickar visar datapunkter, den grå linjen är modell fit och det grått områden är osäkerhet i modellen. R^2 beskriver hur mycket av variationen modellen kan förklara. Ju närmare R^2 är 1 (dvs. 100%) desto bättre modell. P-värdet visar signifikant nivå på modellen.

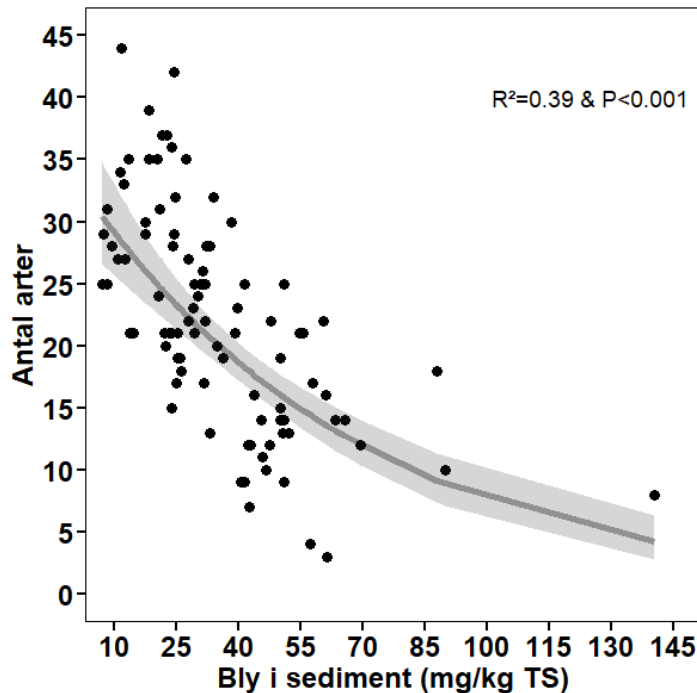
Biologisk påverkan koppar

Trots att koppar är en livsnödvändig metall som ingår i ett flertal enzymer kan höga halter av koppar vara skadligt för såväl djur, växter och människor (NC, u.å.C; NV, u.å.C). Hos ryggradslösa djur som t.ex. ringmaskar och kräftor sker syretransporten med det kopparhaltiga proteinet hemocyanin och i växternas fotosyntes medverkar kopparproteinet plastocyanin (NC, u.å.C). Koncentrationen av koppar i musslor och ostron förväntas vara högre än hos andra bentiska organismer (Han et al. 1996). Ekotoxikologiska tester på kräftdjursarten *Leptocheirus plumulosus* exponerade för kopparhaltigt sediment visade att koppar kan ha en hämmande effekt på tillväxt och reproduktion hos denna art (Ward et al. 2015). Akuta toxicitetstester på havssnigeln *Cerithidea cingulata* och musslan *Modiolus philippinarum* visade att 50 % av organismerna som utsattes för koppar avled vid koncentrationen 0,52 mg/L för *Cerithidea cingulata* och 0,0230 mg/L för *Modiolus philippinarum* (Ramakritinan et al., 2012).

Riktlinjer för koppar i sediment hänvisar till en tröskeleffekt på koncentrationen 18,7 mg/kg i Kanada (EC-TEL) och 34,0 mg/kg för NOAAs spann för lägsta effekt värde (NOAA ERL) (Burton, 2002).

3.3.5. Analys av halten bly i sediment korrelerat mot antal arter

Det fanns en tydlig signifikant negativ korrelation mellan mängden bly i sediment och antalet arter ($p < 0.001$). Ju högre mängd bly desto lägre antal arter kan hittas i sediment (Figur 9).



Figur 9. Samband mellan antal arter och bly i sediment (mg/kg TS). Svarta prickar visar datapunkter, den grå linjen är modell fit och det grått områden är osäkerhet i modellen. R^2 beskriver hur mycket av variationen modellen kan förklara. Ju närmare R^2 är 1 (dvs. 100%) desto bättre modell. P-värdet visar signifikant nivån på modellen.

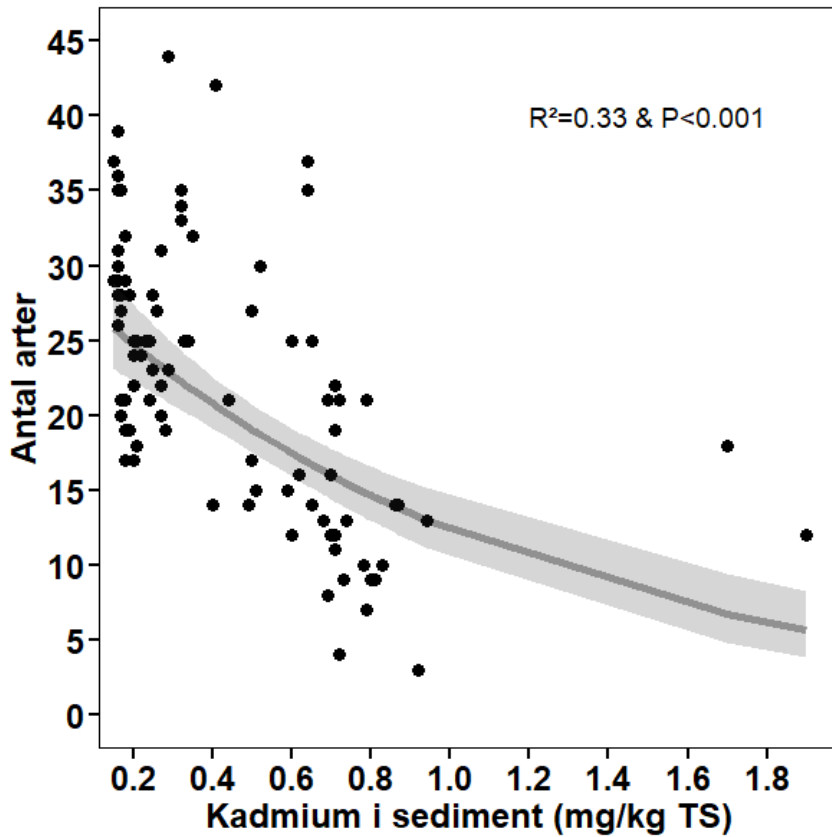
Biologisk påverkan bly

Tidiga studier på oorganiskt blys toxiska effekt på marina organismer visade att den generella risken för toxisk effekt är låg på grund av svårigheter att förutse cykeln för organiskt bly (Gnassia-Barelli et al. 1993). Dock anses bly vara en av de mest toxiska metallerna som kan hittas i miljön eftersom det är toxiskt, persistent, bioackumulerande och har en biologisk funktion (Azadi et al. 2018). Akuta toxicitetstester på havssnigeln *Cerithidea cingulata* och musslan *Modiolus philippinarum* visade att 50 % av organismerna som utsattes för bly avled vid koncentrationen 15,5 mg/L för *Cerithidea cingulata* och 2,88 mg/L för *Modiolus philippinarum* (Ramakritinan et al. 2012).

Bly uppges ha en tröskeleffekt på koncentrationen 30,2 mg/kg i Kanada (EC-TEL) gällande ekologisk påverkan och att The National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) lägsta effekt värdet för bly är 46,7 mg/kg (NOAA ERL)(Burton, 2002).

3.3.6. Analys av halten kadmium i sediment korrelerat mot antal arter

Det fanns en tydlig signifikant negativ korrelation mellan mängden kadmium i sediment och antalet arter ($p < 0.001$). Ju högre mängd kadmium desto lägre antal arter kan hittas i sediment (Figur 10).



Figur 10. Samband mellan antal arter och kvicksilver i sediment (mg/kg TS). Svarta prickar visar datapunkter, den grå linjen är modell fit och det grått områden är osäkerhet i modellen. R² beskriver hur mycket av variationen modellen kan förklara. Ju närmare R² är 1 (dvs. 100%) desto bättre modell. P-värdet visar signifikant nivå på modellen.

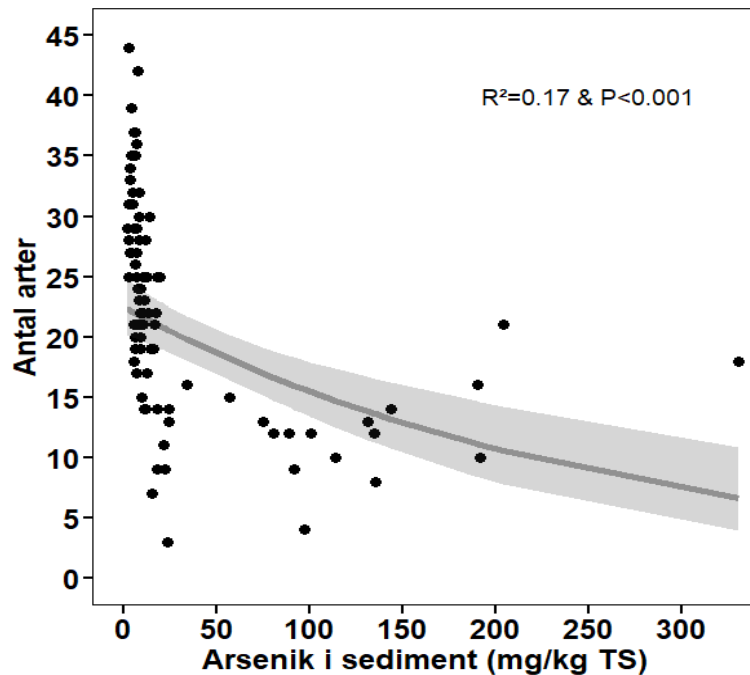
Biologisk påverkan kadmium

Kadmium är toxiskt för vattenlevande arter och mikroorganismer. Dessutom kan kadmium tas upp av växter och grödor vilket kan leda till att människor som konsumerar grödor med höga halter av kadmium drabbas av negativa effekter (NV, u.å.B). Kadmium har ingen biologisk roll och dessutom kan det inte brytas ner av levande organismer vilket resulterar i att det ackumuleras i celler och interagerar med cellkomponenter eller molekylära mål (Chiarelli et al. 2019). Sjöborren *Paracentrotus lividus* är ett av de viktigaste ryggradslösa djuren som används som bioindikator för föroreningar av metaller eller tungmetaller. Ekotoxikologiska tester på *Paracentrotus lividus* exponerade för kadmium i koncentrationerna 10, 100, 200 och 400 µg/L har visats ge förändringar i äggbefruktningshastighet och onormal embryogenes. Dessutom leder exponering av kadmium till syntesen av värmechockproteiner (HSP), vilket har en skyddande roll under stresstillstånd (Chiarelli et al. 2019). Akuta toxicitetstester på havssnigeln *Cerithidea cingulata* och musslan *Modiolus philippinarum* visade att 50 % av organismerna som utsattes för kadmium avled vid koncentrationen 9,19 mg/L för *Cerithidea cingulata* och 0,221 mg/L för *Modiolus philippinarum* (Ramakritinan et al. 2012).

Riktlinjer för kadmium i sediment hänvisar till en tröskeeffekt på koncentrationen 0,680 mg/kg i Kanada (EC-TEL) och 1,20 mg/kg för NOAAs spann för lägsta effekt värde (NOAA ERL) (Burton, 2002).

3.3.7. Analys av halten arsenik i sediment korrelerat mot antal arter

Det fanns en tydlig signifikant negativ korrelation mellan mängden arsenik i sediment och antalet arter ($p < 0.001$). Ju högre mängd arsenik desto lägre antal arter kan hittas i sediment (Figur 11).



Figur 11. Samband mellan antal arter och arsenik i sediment (mg/kg TS). Svarta prickar visar datapunkter, den grå linjen är modell fit och det grått områden är osäkerhet i modellen. R^2 beskriver hur mycket av variationen modellen kan förklara. Ju närmare R^2 är 1 (dvs. 100%) desto bättre modell. P-värdet visar signifikant nivån på modellen.

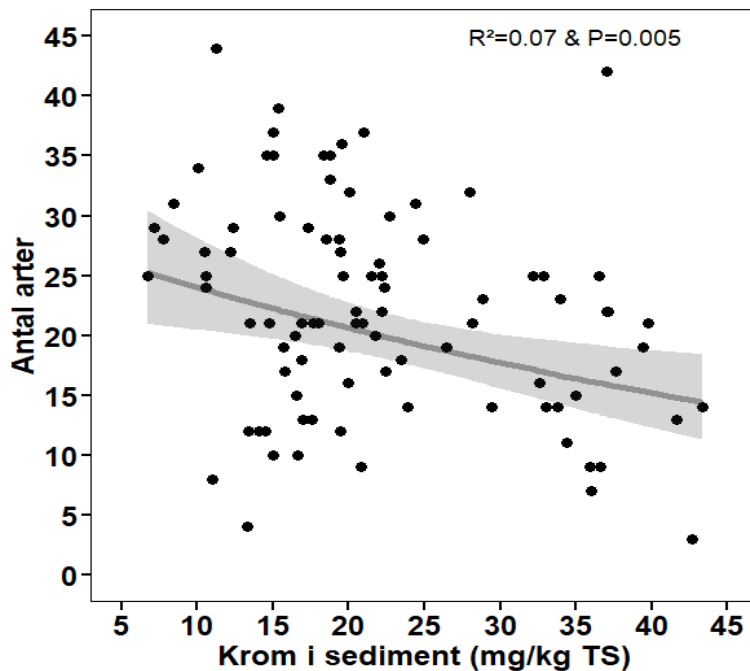
Biologisk påverkan arsenik

Arsenik kan ge upphov till allvarliga miljö- och hälsoeffekter och det är särskilt de oorganiska föreningarna av arsenik som anses ge toxiska effekter på organismer och människor, arsenik är i synnerhet toxiskt för vattenlevande organismer (NV, u.å.A).

Haltkriterium för arsenik i ytvatten i Sverige är beräknat till $0.3 \mu\text{g/L}$ för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 2016, A).

3.3.8. Analys av halten krom i sediment korrelerat mot antal arter

Det fanns en signifikant negativ korrelation mellan mängden krom i sediment och antalet arter ($p = 0.005$). Ju högre mängd krom desto lägre antal arter kan hittas i sediment (Figur 12).



Figur 12. Samband mellan antal arter och krom i sediment (mg/kg TS). Svarta prickar visar datapunkter, den grå linjen är modell fit och det grått områden är osäkerhet i modellen. R^2 beskriver hur mycket av variationen modellen kan förklara. Ju närmare R^2 är 1 (dvs. 100%) desto bättre modell. P-värdet visar signifikant nivå på modellen.

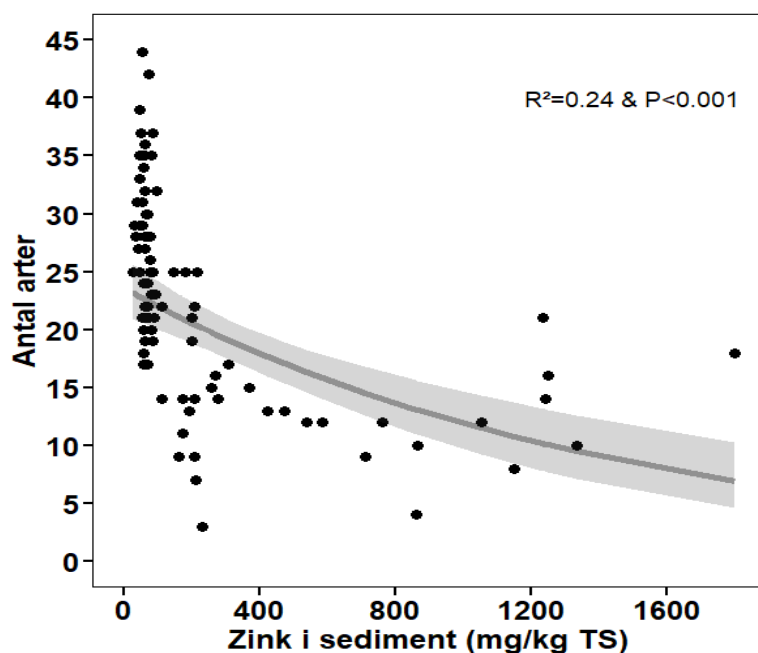
Biologisk påverkan krom

Ekotoxikologiska tester på embryon och larvar från fisken *Oryzias melasagma* har visat att koncentrationer högre än 235 $\mu\text{g/L}$ av sexvärdigt krom (Cu^{6+}) orsakar betydande toxiska effekter på embryona och larverna (Mu et al. 2011). De toxiska effekterna tar sig i uttryck genom försämrade kläckbarhet och hjärtslag hos embryona, samt deformation av larverna. Dessutom uppnås en dödlighet på 50 % vid koncentrationen 1,46 mg/L.

Riktlinjer för krom i sediment hänvisar till en tröskeffekt på koncentrationen 52,3 mg/kg i Kanada (EC-TEL) och 81 mg/kg för NOAAs span för lägsta effekt värde (NOAA ERL) (Burton, 2002).

3.3.9. Analys av halten zink i sediment korrelerat mot antal arter

Det fanns en tydlig signifikant negativ korrelation mellan mängden zink i sediment och antalet arter ($p < 0.001$). Ju högre mängd zink desto lägre antal arter kan hittas i sediment (Figur 13).



Figur 13. Samband mellan antal arter och zink i sediment (mg/kg TS). Svarta prickar visar datapunkter, den grå linjen är modell fit och det grått områden är osäkerhet i modellen. R^2 beskriver hur mycket av variationen modellen kan förklara. Ju närmare R^2 är 1 (dvs. 100%) desto bättre modell. P-värdet visar signifikant nivån på modellen.

Biologisk påverkan zink

Zink är ett livsnödvändigt näringsämne för djur och växter, men höga halter kan leda till toxiska effekter (NV, u.å.D). Vattenlevande organismer är särskilt känsliga för höga halter av zink då de kan drabbas av beteende- och reproduktionsstörningar (NV, u.å.D; NV, u.å.E). Akuta toxicitetstester på havssnigeln *Cerithidea cingulata* och musslan *Modiolus philippinarum* visade att 50 % av organismerna som utsattes för zink avled vid koncentrationen 8,99 mg/L för *Cerithidea cingulata* och 2,34 mg/L för *Modiolus philippinarum* (Ramakritinan et al. 2012).

Riktlinjer för zink i sediment hänvisar till en tröskeleffekt på koncentrationen 124 mg/kg i Kanada (EC-TEL) och 150 mg/kg för NOAAs span för lägsta effekt värde (NOAA ERL) (Burton, 2002). Halkriterium för zink i ytvatten i Sverige är beräknat till 4,00 µg/L för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 2016, B).

4. Sammanfattning

Resultatet från sammanställningen av de undersökta metallernas effekt på marina bottendjur visar att det finns ett samband mellan metaller och antal arter i sediment. Den biologiska mångfalden, som speglas av antalet arter, minskar med ökade mängder metaller i sedimentet. I denna analys har det inte varit möjligt att identifiera exakt vilka metaller som har störst inflytande på bottendjurens artsammansättning. Detta beror på att de flesta metaller har starka korrelationer mellan sig och det kan därför vara svårt att peka ut vilken inverkan varje enskild metall har, eftersom det med största sannolikhet beror på kombinationen av flera olika metaller.

Trots att det kan vara svårt att uttala sig om den direkta effekten av metaller på bottendjur har flera studier visat att ökade mängder metaller negativt påverkar faunan hos bottendjur i havet (Bjørgesæter och Gray, 2008; Fleeger et al. 2003; Hewitt et al. 2009; Peters et al. 1997). En tidigare studie som jämförde artsammansättningen i Öresund på 1990-talet mot början av 1900-talet visar att det fanns tydliga tecken på att den biologiska mångfalden har blivit lägre på senare tid. Denna förändring förklaras delvis av ökad tillförsel av näringsämnen till kustområden som resulterar i hög sedimentation och därmed brist på syre (Göransson, 2002). Redan på 1970-talet fann man att koncentrationen av kvicksilver ökade med en faktor 7-13 jämfört med sedimentprover från 1800-talet (Öresundskommissionen, 1984). Dessutom påvisades att halten av bly, kadmium, zink och koppar hade ökat (Göthberg, 1990). Vår studie visar att denna ökning också kan vara en bidragande anledning till nedgången av biologisk mångfald i havet.

Det går finna stöd i litteraturen för att metallers påverkan på bottenlevande organismer kan rangordnas efter hur giftiga metallerna är. En ungefärlig ordning för minskande toxicitet för metaller är: kvicksilver > kadmium > koppar > zink > bly > krom > kobolt, dock kan toxiciteten variera avsevärt mellan olika organismer (Kennish, 1996; Ramakritinan et al. 2012). Detta överensstämmer med trenden vi hittade i denna studie.

Eftersom de olika metallernas halter skiljer sig så stort åt är det inte möjligt att jämföra de olika kurvorna i avsnitt 3.3 med varandra. Om man i stället använder R^2 som riktmärke för vilken metall som korrelerar mest med antalet arter, kan man argumentera för vilken metall som mest sannolikt påverkar bottendjuren mest negativt. Utifrån vår studie kommer vi inte att rangordna metallerna efter toxicitet, men vi menar att våra resultat delvis visar samma trend som redan finns i litteraturen. Med det högsta R^2 -värdet och en brant nedåtlutning på modellkurvan i figur 6 menar vi att kvicksilver är den metall som har störst negativ inverkan på antalet arter i vår studie. Sedan kommer koppar och bly. I förhållande till resultaten för arsenik och zink verkar det kunna finnas ett tröskelvärde. För arsenik är detta värdet cirka 25 mg/kg TS och för zink är det 100 mg/kg TS. Om dessa värden överskrids sker en minskning av antalet arter. Det kan bero på att bottendjuren har ett maximalt värde de kan tolerera av dessa två metaller, vilket då gör att höga värden orsakar en plötslig minskning av den biologiska mångfalden. Detta är något som behöver undersökas närmare och optimalt under samma levnadsförhållanden som bottendjuren i Öresund.

4.1. Hur påverkar metallerna bottendjur?

Metaller kan uppdelas i olika kategorier. 1) övergångsmetaller (t.ex. zink, krom, kobolt, koppar) och 2) metalloider (t.ex. arsenik, kadmium, bly, kvicksilver).

Övergångsmetaller är väsentliga för metabolism vid låga koncentrationer, men kan vara giftiga vid hög koncentration för organismer. Metalloids har ingen metabolisk funktion och är giftiga i sig själva redan vid låga doser (Coughanowr et al. 2015). Hos vattenlevande ryggradslösa djur påverkar koppar, zink, kvicksilver och kadmium olika morfologiska och fysiologiska parametrar hos djuren. Detta kan innebära förändringar i tillväxthastighet, simhastighet, matkonsumtion, andningsintensitet, produktivitet, överlevnad och livscyklar (Golovanova, 2008).

Det är svårt att säga hur metallerna i sedimentet utanför Helsingborgs kust påverkar bottendjuren fysiologiskt. Generellt är det känt att metaller kan påverka marina bottendjur på olika sätt; via dess fysiologi, morfologi samt beteende (Mu et al. 2011; NV, u.å.A; Ramakritinan et al. 2012). Exponering av koppar i toxisk dos kan orsaka cellskador hos organismer. Dessutom kan toxiska doser av koppar, till exempel för kräftdjursarten *Leptocheirus plumulosus*, leda till hämmad tillväxt och reproduktion. Kadmium i toxiska doser leder till flertalet effekter på marina bottendjur; för sjöborren *Paracentrotus lividus* visades förändringar i äggbefruktningshastighet, onormal embryogenes, oxidativ stress, DNA-skador m.fl. (Chiarelli et al. 2019). För andra organismer som exponerats för kadmium i toxiska doser har detta lett till död. Zink i toxiska doser påverkar flertalet marina bottendjur via beteende- och reproduktionsstörningar, samt mortalitet (NV, u.å.D; NV, u.å.E; Ramakritinan et al. 2012). För bly samt kvicksilver presenteras mortalitet som effekt vid ekotoxiska doser, dock kan andra effekter finnas före denna fas (Azadi et al. 2018; Mu et al. 2011; Ramakritinan et al. 2012).

Flera studier nämner att det kan vara svårt att använda resultat från försök som gjorts på specifika grupper av djur exponerat till olika metaller i laboratoriet för att säga något om hur djuren påverkas i deras naturliga livsmiljö (Hewitt et al. 2009). Vissa studier pekar på att de nuvarande kvalitetsindexen för sediment är satta för högt, eftersom dessa ofta baseras på studier gjorda i laboratoriet (Bjørnesæter och Gray, 2008; Ellis et al. 2017; Leung et al. 2005). Detta beror på att marina djur ofta inte bara påverkas av en, utan av flera faktorer, därav namnet många stressfaktorer, vilket kan leda till synergistiska effekter på djuren. Vissa metaller kan ha en större negativ effekt när andra faktorer spelar in, såsom förändringar i näring, sedimentering och temperatur i vattnet (Ellis et al. 2017).

4.2. Osäkerhet kring studien

Studien innefattar även en del begränsningar som ger resultatet en viss osäkerhet. Metaller kan vara korrelerade med varandra, och ha samverkande effekter. Exempelvis kan en kombination av två metaller leda till synergistiska effekter, det kan därmed vara svårt att urskilja vilken metall som påverkar den biologiska mångfalden mest. Det går inte heller att utesluta att ytterligare miljögifter är involverade och kan ha påverkan på

resultatet som detta studien har observerat. Vi har till exempel i denna studie inte tittat på samband mellan halt av organiska miljögifter och biologisk mångfald då detta data underlag är sämre. Dessutom kan sedimentets egenskaper påverka metallernas toxicitet för samtliga metaller som har undersökts i den här rapporten. Dessa faktorer kan vara kornstorlek samt sammansättning av sand, silt, lera i sedimentet. Det här kan till exempel påverka lösligheten och biotillgängligheten av metallerna. Utifrån denna studie har det därför inte varit möjligt att definiera gränsvärden för metaller i sediment, eftersom detta skulle kräva en mycket större studie. De tröskelvärden som refereras till i denna rapport för varje metall kan inte användas som generella tröskelvärden. Detta då dessa värden är framtaga vid laboratorium experiment eller från fältstudier med andra sorters förhållanden än stationerna i denna studie.

4.3. Slutsatser

Då marina bottendjur har en mycket viktig roll i ekosystemet genom ekosystemtjänster; bland annat i bindning av föroreningar, i olika näringscykler, vid sedimentstabilitet, som föda, vid filtrering med flera, finns ett intresse av att sänka gränsvärden för metaller i sediment. Då exponering av metaller i toxiska doser i många fall leder till rubbningar av marina bottendjurs naturliga beteende alternativt död, påverkar det även ekosystemtjänster. Detta i sin tur påverkar de organismer som är beroende av ekosystemtjänster, såsom djur och människor. En minskning av marina bottendjur leder alltså till stora förändringar i ekosystems struktur.

Utifrån resultaten av denna studie och litteraturen anser vi därför att vi behöver arbeta mer med åtgärder för att minska utsläpp av metaller till kustområdet samt hantering av förorenade sediment om vi ska bevara och förbättra den biologisk mångfald i havet. I denna rapport har vi fokuserat på havsmiljön, men samma trend kan säkert återfinnas i sötvattensmiljöer. Även där kommer vattenlevande organismer utan tvekan att påverkas fysiologiskt om de utsätts för alltför höga halter av metaller. Detta är dock något som behöver utredas vidare.

5. Referenser

Ali Azadi, N., Mansouri, B., Spada, L., Sinkakarimi, M. H., Hamesadeghi, Y., & Mansouri, A. (2018). Contamination of lead (Pb) in the coastal sediments of north and south of Iran: a review study. *Chemistry and Ecology*, 34(9), 884-900.

<https://doi.org/10.1080/02757540.2018.1508462>

Anon. (1999). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Kust och Hav. SNV Rapport 4914.

Bergström, L., Borgström, P., Smith, H.G., Bergek, S., Caplat, P., Casini M., Ekroos J., Gårdmark A., Halling C., Huss M., Jönsson AM., Limburg K., Miller P., Nilsson L., Sandin L. 2020. Klimatförändringar och biologisk mångfald – Slutsatser från IPCC och IPBES i ett svenskt perspektiv. SMHI och Naturvårdsverket. Klimatologi Nr 56.

Beyrem, H., Boufahja, F., Hedfi, A., Essid, N., Aïssa, P., & Mahmoudi, E. (2011). Laboratory study on individual and combined effects of cobalt-and zinc-spiked sediment on meiobenthic nematodes. *Biological trace element research*, 144(1), 790-803. <https://doi.org/10.1007/s12011-011-9032-y>

Bjorgesæter, A., & Gray, J. S. (2008). Setting sediment quality guidelines: a simple yet effective method. *Marine Pollution Bulletin*, 57(6-12), 221-235.

Burton Jr, G. A. (2002). Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology*, 3(2), 65-76. <https://doi.org/10.1007/s102010200008>

Chiarelli, R., Martino, C., & Roccheri, M. C. (2019). Cadmium stress effects indicating marine pollution in different species of sea urchin employed as environmental bioindicators. *Cell Stress and Chaperones*, 24(4), 675-687. <https://doi.org/10.1007/s12192-019-01010-1>

Coughanowr, C., Whitehead, S., Whitehead, J., Einoder, L., Taylor, U. and Weeding, B. (2015). State of the Derwent estuary: a review of environmental data from 2009 to 2014. Derwent Estuary Program

Göthberg, A, 1990. Metaller efter Svenska västkusten och i Öresund. Naturvårdsverket rapport 3874, Avdelningen för miljöövervakning.

Ellis, J. I., Clark, D., Atalah, J., Jiang, W., Taiapa, C., Patterson, M., ... & Hewitt, J. (2017). Multiple stressor effects on marine infauna: responses of estuarine taxa and functional traits to sedimentation, nutrient and metal loading. *Scientific reports*, 7(1), 1-16.

Europeiska Kommissionen, 2020. Meddelande från kommissionen till europaparlamentet, rådet, europeiska ekonomiska och sociala kommittén samt regionkommittén EU:s strategi för biologisk mångfald för 2030 Ge naturen större plats i våra liv. Rapport: COM(2020)380.

Fleeger, J. W., Carman, K. R., & Nisbet, R. M. (2003). Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *Science of the total environment*, 317(1-3), 207-233.

Fornander, M (2010). Miljögifter och des effekter i blåmussla (*Mytilus edulis*) och sediment utanför Landskrona soptipp i norra Lundåkrabukten. Examensarbete, masternivå i marinbiologi, Lunds Universitet.

Golovanova, I. L. (2008). Effects of heavy metals on the physiological and biochemical status of fishes and aquatic invertebrates. *Inland water biology*, 1(1), 93-101.

Gnassia-Barelli, M., & Romeo, M. (1993). Some aspects of lead ecotoxicology in the marine environment. *Aquatic toxicology*, 26(3-4), 163-170.
[https://doi.org/10.1016/0166-445X\(93\)90028-Y](https://doi.org/10.1016/0166-445X(93)90028-Y)

Göransson, P., & Karlsson, M. (1996). Kustkontrollprogram för Helsingborg. Årsrapport 1995. Miljönämnden i Helsingborg, 40 pp.

Göransson, P. (2002). Petersen's enthic macrofauna stations revisited in the Öresund area (southern Sweden) and species composition in the 1990s – signs of decreased biological variation. *Sarsia* 87:263-280.

Göransson, P., Karlsson, M., & Tengberg, A., 2009. Helsingborgs kustkontrollprogram, utvärdering av verk samheten 1995-2006 och förslag till förbättringar. Helsingborgs Stad, Region Skåne och Rååns Vatten- dragsförbund .Miljökontoret, 5-251 89 Helsingborg. ISBN: 978-91-85867-12-7

Han, B. C., Jeng, W. L., Hung, T. C., & Wen, M. Y. (1996). Relationship between copper speciation in sediments and bioaccumulation by marine bivalves of Taiwan. *Environmental Pollution*, 91(1), 35-39. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(95\)00031-L](https://doi.org/10.1016/0269-7491(95)00031-L)

Hewitt, J. E., Anderson, M. J., Hickey, C. W., Kelly, S., & Thrush, S. F. (2009). Enhancing the ecological significance of sediment contamination guidelines through integration with community analysis. *Environmental science & technology*, 43(6), 2118-2123.

Kennish, M. J. (1996). *Practical handbook of estuarine and marine pollution*. CRC press.

Leung, K. M., Bjørgesæter, A., Gray, J. S., Li, W. K., Lui, G. C., Wang, Y., & Lam, P. K. (2005). Deriving sediment quality guidelines from field-based species sensitivity distributions. *Environmental science & technology*, 39(14), 5148-5156.

Miljöförvaltningen Helsingborg stad, 2021. Kustkontrollprogram för Helsingborg – Årsrapport 2019-2020. Författare: Stina Bertilsson Vuksan, Annelie Eckeskog, Marie Plambech Ryberg. Diarienummer: 195/2021 ISBN: 978-91-85867-38-7

Mu, J., Wang, Y., Wang, X., & Wang, J. (2011). Toxic effects of cadmium, mercury, chromium and lead on the early life stage of marine medaka (*Oryzias melastigma*). *Asian Journal of Ecotoxicology*, 6(4), 352-360. ISSN: 1673-5897

Naturvårdsverket. (NV, u.å.A). *Fakta om arsenik och arsenikföreningar*. Hämtad 2022-02-03 från

<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljoforeningar/metaller/fakta-om-arsenik-och-arsenikforeningar/>

Nationalencyklopedin (NC, u.å.C). *Ringmaskar*. Hämtad 2022-02-22 från <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lang/ringmaskar>

Naturvårdsverket. (NV, u.å.B). *Fakta om kadmium och kadmiumföreningar*. Hämtad 2022-02-08 från <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljoforeningar/metaller/fakta-om-kadmium-och-kadmiumforeningar/>

Naturvårdsverket (NV, u.å.C). *Fakta om koppar*. Hämtad 2022-02-21 från <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljoforeningar/metaller/fakta-om-koppar/>

Naturvårdsverket. (NV, u.å.D). *Fakta om zink*. Hämtad 2022-02-18 från <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljoforeningar/metaller/fakta-om-zink/>

Naturvårdsverket. (NV, u.å.E). *Utsläpp i siffror - zink*. Hämtad 2022-02-18 från <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Tungmetaller/Zink/>

Naturvårdsverket. (2016, A). *Datablad för arsenik*. Hämtad 2022-02-18 från <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/vagledning/forenaded-omraden/riktvarden/datablad/arsenik.pdf>

Naturvårdsverket. (2016, B). *Datablad för zink*. Hämtad 2022-02-18 från <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/vagledning/forenaded-omraden/riktvarden/datablad/zink.pdf>

Peters, E. C., Gassman, N. J., Firman, J. C., Richmond, R. H., & Power, E. A. (1997). Ecotoxicology of tropical marine ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 16(1), 12-40.

Ramakritinan, C. M., Chandurvelan, R., & Kumaraguru, A. K. (2012). Acute Toxicity of Metals: Cu, Pb, Cd, Hg and Zn on Marine Molluscs, *Cerithedia cingulata* G., and *Modiolus philippinarum* H. *NISCAIR-CSIR, India*, 141-145. <http://nopr.niscair.res.in/handle/123456789/13768>

R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>.

Reinardy, H. C., Syrett, J. R., Jeffree, R. A., Henry, T. B., & Jha, A. N. (2013). Cobalt-induced genotoxicity in male zebrafish (*Danio rerio*), with implications for reproduction and expression of DNA repair genes. *Aquatic toxicology*, 126, 224-230.

Snelgrove, Paul V.R. (2013). Marine Sediments. *Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition)*, 105-115. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00008-3>

Thrush, S. F., & Dayton, P. K. (2002). Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implications for marine biodiversity. *Annual review of ecology and systematics*, 33(1), 449-473.

<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150515>

Thrush, S. F., Hewitt, J. E., Gibbs, M., Lundquist, C., & Norkko, A. (2006). Functional role of large organisms in intertidal communities: community effects and ecosystem function. *Ecosystems*, 9(6), 1029-1040.

Ward, T. J., Gaertner, K. E., Gorsuch, J. W., & Call, D. J. (2015). Survival, reproduction and growth of the marine amphipod, *Leptocheirus plumulosus*, following laboratory exposure to copper-spiked sediment. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 95(4), 434-440. <https://doi.org/10.1007/s00128-015-1638-x>

Öresundskommissionen, 1984. Öresund – Tillstånd, belastning och nivåer av toxiska ämnen – SNV Rapport 3009

Bilaga 1

Tabellerna nedan visar resultat från det statistiska testet post hoc som görs efter en ANOVA. Post hoc-analysen görs när det finns en signifikant skillnad mellan grupperna som testas. Eftersom ANOVA endast indikerar att det finns en signifikant skillnad mellan grupper, men inte mellan grupper, är det nödvändigt att utföra post hoc-analysen.

Tabellerna visar medelvärdet och standardavvikelsen för varje metall vid varje station. Kolumnen statistisk grupp visar om stationerna är signifikant olika eller inte från varandra. Om stationerna har samma bokstav skiljer de sig inte nämnvärt från varandra.

Kvicksilver/Station	Medel	Standardavvikelse	Statistisk grupp
SYH	0.66	0,17	a
KE	0.54	0.24	ab
KE15	0.42	0.19	bc
R05	0.33	0.15	cd
R3	0.17	0.04	de
RES	0.09	0.04	e

Koppar/Station	Medel	Standardavvikelse	Statistisk grupp
SYH	59.04	10.93	b
KE	88.82	35.38	a
KE15	22.07	6.03	c
R05	21.00	6.26	c
R3	15.50	3.92	c
RES	14,04	4.84	c

Kadmium/Station	Medel	Standardavvikelse	Statistisk grupp
SYH	0.70	0.13	a
KE	0.86	0.38	a
KE15	0.21	0.04	b
R05	0.21	0.07	b
R3	0.19	0.07	b
RES	0.39	0.16	b

Kobolt/Station	Medel	Standardavvikelse	Statistisk grupp
SYH	7.26	0.81	b
KE	12.78	3.30	a
KE15	4.90	1.20	c
R05	5.04	1.01	c
R3	4.60	1.46	c
RES	3.49	1.09	c

Zink/Statio n	Medel	Standardavvikelse	Statistisk grupp
SYH	217.00	40.10	b
KE	916.62	400.10	a
KE15	71.92	15.84	b
R05	75.89	23.61	b
R3	61.86	17.23	b
RES	56.14	17.25	b

Bly/Station	Medel	Standardavvikelse	Statistisk grupp
SYH	50.80	7.03	a
KE	59.74	27.86	a
KE15	28.97	7.38	b
R05	30.69	7.07	b
R3	24.87	6.18	bc
RES	13.42	5.21	c

Arsenik/Station	Medel	Standardavvikelse	Statistisk grupp
SYH	19.32	5.81	b
KE	135.42	67.66	a
KE15	9.62	2.72	b
R05	8.37	2.33	b
R3	6.89	2.40	b
RES	4.68	1.81	b

Krom/Stasjon	Medel	Standardavvikelse	Statistisk gruppe
SYH	36.65	3.83	a
KE	17.15	3.66	bc
KE15	21.66	6.93	b
R05	21.61	5.25	b
R3	19.80	5.19	bc
RES	14.04	7.27	c