

Vetenskaplig granskning av SBU/SXK:s rapporter om kopparhalter i småbåtshamnar

2021-05-28

Maria Lagerström, doktor i tillämpad miljövetenskap, maria.lagerstrom@chalmers.se

Erik Ytreberg, docent i maritim miljövetenskap, erik.ytreberg@chalmers.se

1. Bakgrund

Under fyra år har Svenska Båtunionen och Svenska Kryssarklubben finansierat studier inom vilka provtagningar i småbåtshamnar på västkusten genomförts. Man har även gjort några mätningar i småbåtshamnar i Kalmar och Karlstad. Studierna har utförts av konsultföretaget DGE som presenterat resultaten i fyra olika rapporter:

Rapport 1: *Provtagningar i havet, Västkustens båtförbund, Göteborg, 2017-11-05*

Rapport 2: *Halter av koppar och zink i två småbåtshamnar, Svenska Båtunionen och Svenska Kryssarklubben, Göteborg, 2018-10-25*

Rapport 3: *Halter av biotillgänglig koppar och zink i småbåtshamnar, Svenska Båtunionen och Svenska Kryssarklubben, Göteborg, 2019-12-16*

Rapport 4: *Låga risker med kopparutsläpp i småbåtshamnar. Resultat av fyra års mätningar i vattnet. Västkustens Båtförbund och Svenska Kryssarklubben, Göteborg, 2021-01-25*

I den sista och senaste rapporten fastslår man att de samlade resultaten visar på låga risker med kopparutsläpp från båtbottnfärger i småbåtshamnar. Rapport 1-3 finns att ladda ner [här](#) och Rapport 4 finns tillgänglig [här](#).

Vi har utfört en vetenskaplig granskning av rapporterna. I denna sammanställning redovisar vi resultaten av denna, utefter de slutsatser man påstått sig kunna visa på i rapporterna. Vi har fokuserat på 5 huvudsakliga påståenden som lyfts fram i rapporterna. I sektion 2 av detta dokument har vi gjort en sammanfattning av granskningens resultat. För mer detaljerade kommentarer kring de enskilda påståendena hänvisar vi läsaren till den utförliga granskningen i sektion 3.

2. Sammanfattad granskning

Påstående 1: halter av koppar och zink i småbåtshamnar är låga och underskrider gällande gränsvärden för vatten

Rapporterna har **inte det korrekta underlaget för att kunna göra en jämförelse mot gränsvärden** för koppar och zink i kustvatten. För jämförelse mot gällande miljö kvalitetsnormer behövs lösta halter, dvs halter uppmätta i filtrerade vattenprover, såsom angivet i Havs- och Vattenmyndighetens föreskrifter (HVFMS 2019:25). Sådana prover har inte tagits, istället har man använt så kallade passiva provtagare (DGT). Det är felaktigt att jämföra DGT-uppmätta halter mot gränsvärdet såsom man har gjort i rapporterna. Halten DGT-uppmätt koppar är dessutom oftast mycket lägre än filtrerade lösta halter. Som exempel visar våra studier i hamnar i Östersjön att DGT-halter i genomsnitt var 3 gånger lägre än filtrerade lösta halter (**Figur 2**).

Påstående 2: det finns andra, mer betydande källor av biotillgänglig koppar till småbåtshamnar än båtbottnfärger

I rapporterna hävdar man att halterna uppmätta i regn- och dagvatten visar på att dessa är mer betydande källor av biotillgänglig koppar jämfört med båtbottnfärger eftersom de är lika höga eller högre än de i havsvattnet. Att jämföra biotillgängliga halter på detta sätt är dock irrelevant eftersom det tillskott av koppar som regn- och dagvatten bidrar med ingår i den uppmätta halten i havsvattnet. Så fort dessa tillförs havsvattnet så förändras specieringen och andelen biotillgängligt koppar. När vi istället tittar på hur de halterna av biotillgänglig koppar ser ut i hamnen under lågsäsong jämfört med högsäsong **tar rapporternas resultat egentligen för raka motsatsen till påståendet ovan**. Vår granskning visar att de biotillgängliga halterna i de studerade hamnarna på västkusten är generellt högre under högsäsong jämfört med lågsäsong och även högre jämfört med halter uppmätta i vatten utanför den centrala hamnen (**Figur 3**). Detta tyder starkt på att det finns en källa av biotillgängligt koppar i småbåtshamnar och att den källan är särskilt betydande just under båtsäsongen. Källan kan därför inte vara något annat än just båtbottnfärger.

Påstående 3: uppvirvling av sediment leder inte till förhöjda halter av koppar och zink i vattnet

I rapport 3 redovisas resultat från en studie där man provtagit ofiltrerade vattenprov efter att en båt åkt runt i en småbåtshamn och virvlat upp sediment. Man skriver att halterna av zink är låga och att halterna av koppar är under rapporteringsgränsen. **Halterna av zink är dock inte låga, utan bland de högsta som rapporterats** i samtliga rapporter. **För koppar kan man inte redovisa några exakta halter eftersom rapporteringsgränsen var ovanligt hög** just för dessa prover. Varför man haft lägre känslighet i analysen finns inte redovisat. För att ens kunna diskutera om uppvirvling av sediment

leder till en ökning av metallhalterna skulle man dessutom behövt provta vattnet *innan* man virvlade upp sedimenten med båten.

Påstående 4: den koppar som läcker ut från bottenfärg binds snabbt upp i former som inte är biotillgängliga

I rapporterna hävdar man att eftersom kopparsalt som frigörs från bottenfärger bildar klorid-, karbonat- och hydroxidsalter är den därmed inte biotillgänglig. Man hävdar även att kopparsalt därefter immobiliseras i bottensediment, bl a genom utfällning av dessa salter och bildning av sulfidsalter. Vi vill **tydligt understryka att detta påstående saknar vetenskapligt stöd.**

Påstående 5: Tillförseln av koppar från fritidsbåtarnas bottenfärger utgör en liten del av den totala tillförseln till havet

I Rapport 4 anges att den totala tillförseln av koppar från fritidsbåtarnas bottenfärger är liten och motsvarar 1,7 % av den totala belastningen till Östersjön. Beräkningarna avseende belastning från floder och andra vattendrag grundar sig på en gammal HELCOM-rapport från 1987. Senare rapporter från HELCOM visar däremot på en betydligt lägre totalbelastning än rapporten från 1987. Jämfört med dessa är belastningen från bottenfärger från fartyg och fritidsbåtar betydande (**Figur 4**). För att föra en diskussion om tillförsel av koppar från just fritidsbåtar kan anses vara betydande eller inte behöver aspekter utöver hur de relaterar till den totala kopparbelastningen eller till belastningen från fartyg beaktas. Belastningen från fritidsbåtar är hög jämfört med de från industrier och reningsverk och sker framför allt under sommarmånaderna och i kustnära områden med höga naturvärden.

3. Utförlig granskning

3.1. Påstående 1: halter av koppar och zink i småbåtshamnar är låga och underskrider gällande gränsvärden för vatten

Vad baserar man påståendet på i rapporterna?

I nästan alla studier har man mätt halterna av koppar och zink i vatten på två olika sätt, dels genom provtagning av ofiltrerade vattenprov, dels genom utsättning av passiva provtagare. De passiva provtagarna, såsom DGT-provtagare, mäter halten biotillgängliga metaller i vattnet och har satts ut i olika småbåtshamnar i perioder om 2 veckor. Resultaten från DGT-provtagarna visar den genomsnittliga halten biotillgänglig koppar eller zink som funnits i vattnet under de två veckorna. I rapporterna så jämförs de uppmätta halterna från DGT-provtagarna med ett gränsvärde (även känt som miljö kvalitetsnorm) på 2,6 µg/L. Man konstaterar att DGT-halterna överskrider gränsvärdet för koppar endast i ett fåtal fall (Rapport 4, tabell 7) och menar att detta visar på generellt låga risker med användningen av kopparfärger i småbåtshamnar.

Varför stämmer inte påståendet?

För jämförelse mot miljö kvalitetsnormerna krävs lösta halter, inte DGT-halter

I Havs- och Vattenmyndighetens (HaV:s) föreskrifter om miljö kvalitetsnormer (MKN) för ytvatten (både enligt tidigare gällande HVMFS 2013:19 och nuvarande HVMFS 2019:25), står det att biotillgängliga gränsvärden ska tillämpas för koppar och kopparföreningar (Tabell 1, sid 74) (Havs- och vattenmyndigheten, 2019). Dessa anges ligga på 2,6 µg/L för Västerhavet och 0,87 µg/L för Östersjön. I HaV:s vägledning för tillämpning av föreskrifterna, anges dock tydligt att utvärdering mot MKN ska göras utifrån lösta halter (sektion ”9.3.1.2. Marin miljö”) (Havs- och vattenmyndigheten, 2016). Med lösta halter avses halter uppmätta i filtrerade (<0,45 µm) vattenprov. I både tabellens fotnot i HVMFS 2019:25 samt i vägledningen framgår att man även ska beakta provets halt av löst organiskt kol (DOC) om sådan finns uppmätt, enligt en specifik formel. Fotnoten anger dock att ”*Om plats specifika data för DOC saknas, ska värdet 4,3 µg Cu/l tillämpas för Västerhavet och 1,45 µg Cu/l för Östersjön, istället för de i tabellen angivna värdena*”. Kortfattat så ska alltså kopparhalten i filtrerade vattenprov, helst (men inte nödvändigtvis) även normaliserade till uppmätt halt DOC, användas för jämförelse mot gränsvärde/MKN som gäller vid den kuststräcka där provet tagits.

I rapporterna så frångår man dock HaV:s föreskrifter. Man har varken analyserat löst koppar eller DOC. Troligt är att man enbart tagit hänsyn till att det står att gränsvärdet gäller för ”biotillgänglig” koppar och tänkt att man därför kan jämföra direkt mot den DGT-uppmätta (biotillgängliga) halten. I

vägledningen specificeras dock att begreppet ”biotillgänglig” inte används i ordets rätta bemärkning i HaV:s föreskrifter:

”För andra ytvatten (marin miljö) avser värdena i föreskrifterna (2,6 respektive 0,87 µg/l för Västerhavet respektive Östersjön) biotillgänglig koncentration, eller egentligen tillgänglig koncentration.” (sektion ”9.3.1.2. Marin miljö”)

”Ibland används begreppet ”tillgänglig koncentration” istället för ”biotillgänglig koncentration” för att särskilja mellan gränsvärden där man endast delvis tagit hänsyn till vattenkemin i samband med framtagandet av värdet. [...] Liknande gäller för koppar i marin miljö. I föreskrifterna och detta dokument görs dock för enkelhetens skull ingen åtskillnad, utan begreppet ”biotillgänglig koncentration” används även om värdet för bly (i inlandsvatten) och koppar i marin miljö.”
(Fördjupad information 6)

Att man i rapportserien tillämpat gällande MKN på felaktigt vis påpekades redan av flertalet forskare i ett debattinlägg i På Kryss efter att de två första rapporterna hade publicerats (På Kryss, 2019). Trots detta har man, av oklar anledning, hållit fast vid det felaktiga tillvägagångssättet i de efterföljande två rapporterna.

För zink kan vi konstatera att man inte jämför mot MKN i enlighet med HaV:s föreskrifter heller. Även för zink är det lösta halter som man ska jämföra mot gränsvärdet. Miljökvalitetsnormen för zink är dessutom framtagen genom en så kallad ”Added Risk Approach”, vilket innebär att man ska ta naturlig bakgrundshalt i beaktning innan man jämför mot gränsvärdet. Detta finns återigen angivet i fotnoten till Tabell 1 i HVMFS 2019:25.

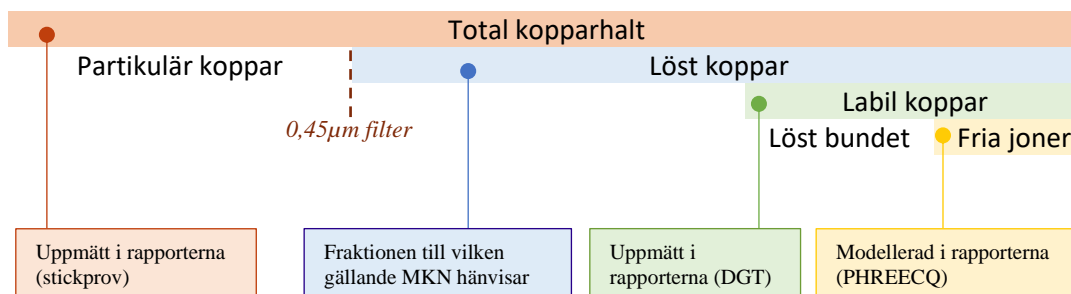
Varför måste löst halt användas för jämförelse mot miljökvalitetsnormerna?

Som nämnts tidigare så använder Sverige två stycken miljökvalitetsnormer för koppar: 0,87 µg/L (Östersjön) och 2,6 µg/L (Västerhavet), uttryckt som biotillgänglig halt. Med biotillgänglig halt så avser man egentligen tillgänglig halt (se ovan) och denna beräknas utifrån löst halt av koppar och DOC i provet. Om platsspecifik DOC-halt saknas skall den lösta (<0,45 µm) koncentrationen av koppar användas som gränsvärde vilken är 1,45 µg/L (Östersjön) och 4,3 µg/L (Västerhavet). Samtliga nämnda gränsvärden baseras på en stor rapport, även kallad frivillig riskbedömningsrapport, bekostad av kopparindustrin (European Copper Institute, 2008) vilken är granskad och godkänd av EU:s kemikaliemyndighet ECHA. I riskbedömningsrapporten har man sammanställt ekotoxikologiska data utförda på totalt 24 arter där man har undersökt hur koppar påverkar bland annat tillväxt för alger, reproduktion, embryoutveckling, tillväxt och dödlighet för ryggradslösa djur samt embryoutveckling och överlevnad för fisk. Samtliga effektvariabler (t.ex. tillväxt av en alg) är därefter relaterade till koncentration av löst (<0,45 µm) koppar som organismerna utsatts för i de olika ekotoxikologiska studierna. Baserat på denna ekotoxikologiska data har sedan gränsvärdet tagits fram och därför måste

gränsvärdet också appliceras på just lösta (<0,45 µm) halter uppmätta i kustvatten, t.ex. i en fritidsbåtshamn.

Varför kan inte halter uppmätta med DGT jämföras med lösta halter?

Att man jämför DGT-halterna mot gränsvärdena framtagna för lösta halter är problematiskt. De representerar nämligen olika andelar eller fraktioner av den totala kopparhalten. Koppar återfinns i olika fraktioner i naturliga vatten beroende på dess kemiska form (speciering). **Figur 1** visar en schematisk bild över hur indelningen mellan fraktionerna ser ut. Totalhalten koppar (orange fraktion) består av koppar i både partikulär och löst form. Enligt rådande fastställd teknisk definition utgörs den lösta halten (blå fraktion) av den som kan passera genom ett filter med 0,45 µm porstorlek. Det är även denna fraktion som rådande MKN hänvisar till. I den lösta fasen (blå fraktion) är koppar fördelat mellan fria kopparjoner och komplex med oorganiska och organiska molekyler. Komplexen kan binda koppar mer eller mindre hårt och därför är det bara visst komplexbundet koppar som är labilt och även kan anses biotillgängligt, utöver de fria kopparjonerna (grön fraktion). Den biotillgängliga fraktionen uppmäts med fördel av passiva provtagare såsom DGT och består alltså av de fria kopparjonerna (gul fraktion) samt komplexerat koppar som är löst bundet i oorganiska och organiska komplex.



Figur 1. Schematisk bild som visar i vilka fraktioner och former som koppar återfinns i naturligt vatten.

Att indelningen mellan de olika fraktionerna ser ut på det ovan beskrivna sättet finns det ett grundligt och gediget forskningsunderlag på som sträcker sig långt tillbaka i tiden (Florence et al., 1980; Wong, 1983; Campbell, 1994; Hirose, 2006; Davison and Zhang, 1994; Twiss and Moffett, 2002; Munksgaard and Parry, 2003; Gao et al., 2019; Sánchez-Marín, 2020). Koppars vattenkemi är komplext. Därför är det särskilt viktigt att besitta goda kunskaper gällande skillnaden mellan olika provtagningsmetoder och analystekniker för att inte dra felaktiga slutsatser.

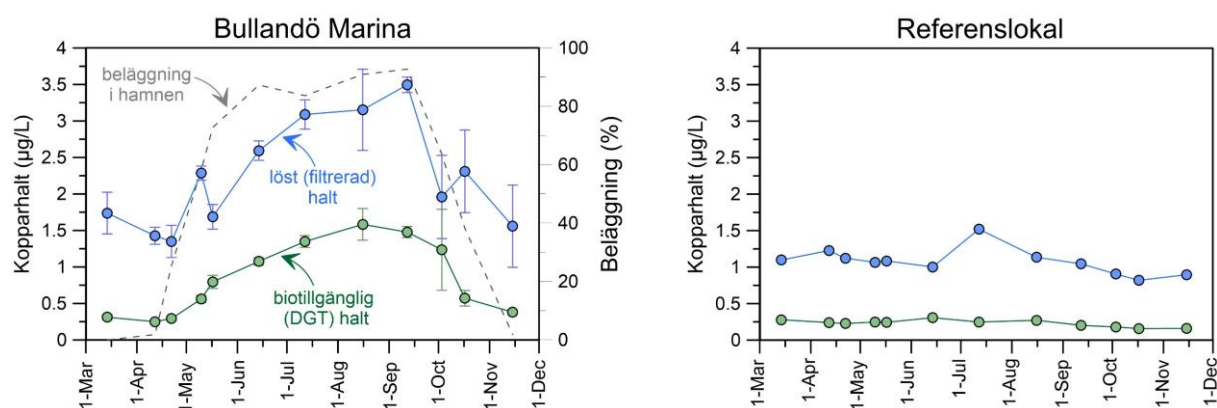
I de rapporterade studierna har man valt att mäta:

- totalhalt koppar genom stickprov (orange fraktion),
- biotillgänglig koppar genom användning av DGT-provtagare (grön fraktion)

- samt att modellera andelen fria kopparjoner m h a mjukvaran PHREEQC (gul fraktion).

Ingen av dessa fraktioner kan eller bör användas för jämförelse mot rådande gränsvärde framtaget för löst halter (blå fraktion).

Vi har själva genomfört fältstudier i småbåtshamnar där vi mätt både löst koppar (blå fraktion) och biotillgänglig koppar genom användning av DGT-provtagare (grön fraktion) (Lagerström et al., 2020a). **Figur 2** visar hur dessa två fraktioner såg ut relativt varandra i Bullandö Marina och vid en (utanför hamnen) intilliggande referenslokal. I genomsnitt är DGT-halterna 3,4 gånger lägre än de lösta halterna i marinan. Vid referenslokalen visar motsvarande jämförelse på 4,8 gånger lägre halter. Hade vi i denna studie, i likhet med hur man gjort i rapporterna, felaktigt jämfört DGT-halterna i marinan mot gränsvärdet för löst koppar (1,45 µg/L för Östersjön) hade det bara visat på knapp överskridning i två punkter. Jämför man den lösta halten istället, dvs enligt korrekt förfarande, så blir slutsatsen en annan: gränsvärdet för koppar överskrids under hela högsäsongen. Resultaten visar dessutom en tydlig koppling mellan kopparhalter och beläggningen i hamnen: ju fler båtar, desto mer biotillgänglig och löst kopparhalt.



Figur 2. Halter löst och biotillgänglig koppar i Bullandö Marina samt vid en referenslokal under sommaren 2016. Även beläggningen i hamnen visas för Bullandö Marina.

Övriga kommentarer

Referenser till okända gränsvärden

I Rapport 1 och 2 jämför man totalhalterna koppar (från de ofiltrerade proven) med ”EU:s EQS-värde för vatten som är 4 µg/l”. Detta gränsvärde är för oss okänt och man har inte angett någon referens i rapporterna till dess ursprung. I Rapport 4 skriver man att ”EU:s gränsvärde för biotillgänglig koppar är 5,2 µg/l”. Detta stämmer inte och inte heller här finns någon källhänvisning i rapporten.

Missförstånd kring vad DGT-provtagarna mäter

I rapporterna hittar vi flera felaktiga påståenden om DGT-provtagarna, såsom:

”Det är dock viktigt att vara medveten om att det bara är de laddade jonerna som är lösta i vattnet som ackumuleras” (Rapport 2)

”Vi har därför undersökt kopparförekomsten på två sätt: 1) dels som den del av kopparmängden som är biotillgänglig, dvs jonformen, med hjälp av DGT-provtagare [...]” (Rapport 4)

”Detta är en s.k. passiv provtagare som ackumulerar metaller i dess jonform” (Rapport 4)

Att DGT-provtagarna enbart ger ett mått på de fria kopparjonerna stämmer inte. Vilka former av koppar som DGT-provtagare faktiskt mäter har studerats grundligt, bl a av de forskare som utvecklade provtagaren. Studier som jämfört DGT-halter med traditionella specieringstekniker såsom voltammetri och ultrafiltrering har visat att provtagarna ackumulerar fria metalljoner, små oorganiska komplex samt små, labila organiska komplex (Davison and Zhang, 1994; Twiss and Moffett, 2002; Dunn et al., 2003; Munksgaard and Parry, 2003; Forsberg et al., 2006; Gao et al., 2019; Sánchez-Marín, 2020).

Viktiga faktorer vid exponering av DGT-provtagare

När det kommer till passiva provtagare är exponeringstiden en viktig faktor. Provtagaren får inte vara ute för kort tid eftersom man då riskerar att inte uppnå mätbara halter i den bindande gelen där de ackumulerade metallerna hamnar. Å andra sidan får inte exponeringstiden vara för lång eftersom provtagaren har en begränsad lagringsförmåga och man då kan riskera att mäta den. Ytterligare ett problem med för lång exponeringstid, särskilt under den varmare tiden på året, är att man riskerar att få påväxt på provtagaren som kan blockera upptaget (Devillers et al., 2017). Påväxt som märkbart påverkat provtagarens upptag av metaller noterades t ex i en studie utförd på svenska västkusten där man exponerade DGT-provtagare under 12 dagars tid under sommaren 2015 (Egardt et al., 2018). Bilder på provtagarna efter exponering, eller åtminstone ett tydliggörande i rapporterna huruvida påväxt noterats på provtagarna vid upptag hade därför varit bra att inkludera. I Rapport 4 framkommer att DGT-provtagarna inte heller varit fritt exponerade, såsom tänkt av tillverkaren, utan att de exponerats inuti innebandyballar. Detta väcker flera frågor då innebandyballar har ett begränsat antal hål. Hur har vattenutbytet i innebandyballen sett ut? Kan innebandyballens hål täckts för av påväxt under exponeringen? Påväxt i form av alger har stor möjlighet att ta upp metaller (Paradas and Amado Filho, 2007; Bighiu et al., 2016) och kan på så vis påverka resultaten. Vår granskning visar att även annan grundläggande information om hur provtagningen gått till ofta saknas i rapporterna. Det saknas t ex information om vilket djup man placerat provtagarna på i Rapport 1, 2 och 3. Man har heller inte angett i någon rapport hur man gått tillväga för att mäta temperaturen som, utöver exponeringstiden, är en grundläggande parameter för att beräkna den biotillgängliga koncentrationen på ett korrekt sätt. Enligt tillverkaren till DGT-provtagarna bör en temperaturlogger användas om temperaturen varierar mer än $\pm 2^\circ\text{C}$ under exponeringen (DGT Research, 2021).

3.2. Påstående 2: det finns andra, mer betydande källor av biotillgänglig koppar till småbåtshamnar än båtottenfärger

Vad baserar man påståendet på i rapporterna?

I Rapport 4 skriver man att: ”Läckaget av koppar från båtottenfärger bidrar mycket lite till halten biotillgänglig koppar i hamnbassängerna, särskilt i det salta västerhavet”. Det är framför allt dessa resultat man hänvisar till för att styrka detta:

1. Man har beräknat halt/båt (i ng/L) genom att dela den uppmätta DGT-halten med antalet båtar i respektive hamn. Att halt/båt inte blir lika i alla hamnar menar man visar på att det finns andra källor av biotillgänglig koppar till hamnvattnet (Rapport 1).
2. Man har mätt biotillgänglig halt koppar i regn- och dagvatten och menar att eftersom dessa är högre än halterna i vattnet tyder det på att avrinning och atmosfärisk deposition utgör mer betydande källor av koppar till vattnet än båtottenfärger (Rapport 2 – 4).
3. Man har placerat DGT-provtagare intill ett båtskrov för att försöka mäta bidraget från en enskild båt. De låga uppmätta halterna anser man tyder på att bidraget är litet (Rapport 3).

Varför stämmer inte påståendet?

Jämförelsen av beräknad halt per båt mellan hamnar är skev

Även om halten biotillgänglig koppar i en hamn är starkt beroende av antalet båtar så är det långt ifrån den enda parametern som avgör den slutgiltiga halten. Här är såklart även storleken på vattenmassan i hamnen och vattenutbytet högst väsentliga. Ytterligare en faktor är såklart vilken bottenfärg som de enskilda båtarna är målade med eftersom dessa kan läcka olika mycket koppar. Att man får enskilt högst halt i Torslanda Lagun (Tabell 1, Rapport 1), trots att den har ett lägre antal båtar än t ex Björlanda Kile, är inte förvånande med tanke på att hamnen i Torslanda Lagun är väldigt slutet. Detta reflekterar man dock inte över i rapporterna.

Halt biotillgänglig koppar i regn- och dagvatten är irrelevant

Om målet var att göra en massbalansberäkning över olika källor av koppar till havsvattnet så har man haft fel tillvägagångssätt i rapporterna. För detta skulle en mycket mer omfattande studie behövas där man istället undersökt hur den totala tillförseln av koppar såg ut, dvs tittat på totalhalterna från källorna och även i vilka volymer dessa tillförs till havsvattnet. Biotillgängligheten hos den koppar som tillförs småbåtshamnars vatten via regn- och dagvatten förändras nämligen så fort dessa blandas med havsvattnet. Bidraget från dessa källor ingår dessutom redan i den biotillgängliga halt man har uppmätt i havsvattnet. Att jämföra halter biotillgänglig koppar mellan dessa olika vattentyper säger därför väldigt lite om källornas betydelse.

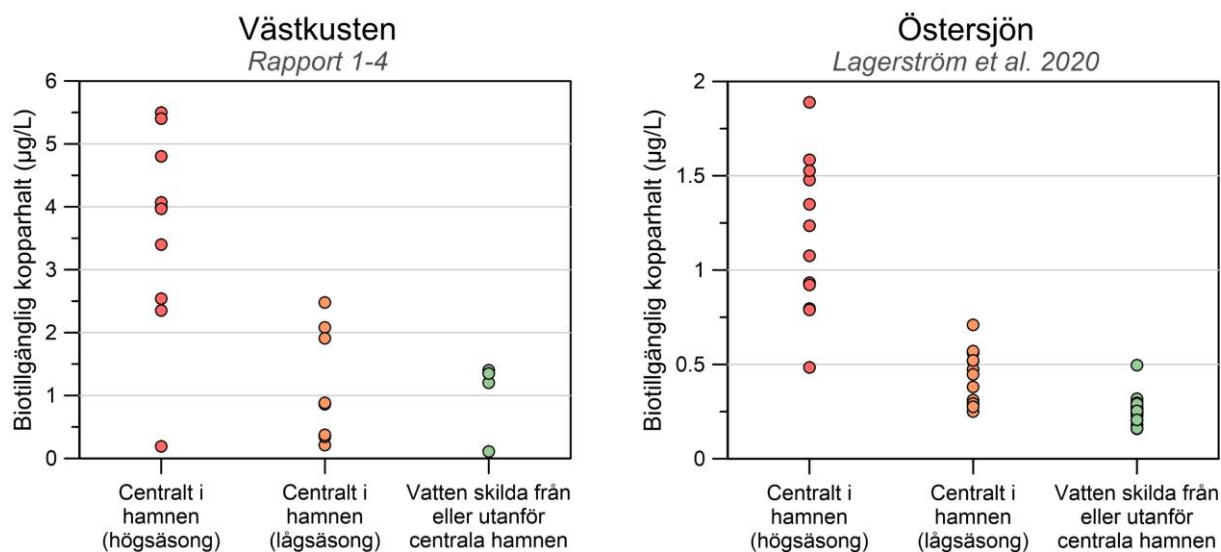
En mer relevant jämförelse är att titta på hur halterna biotillgänglig koppar i de studerade hamnarna skiljer sig mellan låg- och högsäsong. En jämförelse mellan halter uppmätta centralt i hamnarna mot de man uppmätt i vatten skilda från/utanför den centrala hamnen är också en grundläggande analys som man skulle kunna göra för att undersöka frågan. Eftersom sådana saknas i rapporterna har vi gjort dessa jämförelser själva utifrån de rapporterade halterna (Tabell 7, Rapport 4). I **Tabell 1** redovisas hur punkterna delats in i 3 olika kategorier. Med lågsäsong menas den tid på året då endast få eller inga båtar antas finnas i hamnen (oktober – april). Då avrinning från mark och nederbörd sker löpande under året medan läckaget av koppar från båtbottnfärger i småbåtshamnar endast äger rum när båtarna ligger i vattnet är jämförelsen mellan hög- och lågsäsong särskilt intressant. I rapporterna argumenteras även att tryckimpregnerat trä i bryggorna utgör en betydande källa av biotillgänglig koppar till hamnarna. Även denna potentiella källa till kopparhalten i hamnvattnet är en som, i så fall, skulle synas året runt.

Tabell 1. Indelning av de rapporterade halterna från västkusten i Rapport 1, 2, 3 och 4 utefter tid på året (hög- eller lågsäsong) samt typ av lokal (i eller utanför centrala hamnen).

	Centralt i hamnen (högsäsong)	Centralt i hamnen (lågsäsong)	Vatten skilda från eller utanför den centrala hamnen
Provtagnings- punkter (provtagnings- datum)	Björlanda Kile (aug/sept 2017)	Björlanda Kile (feb 2019)	St Rödsjär (aug/sept 2017)
	Björlanda Kile (juni 2018)	Björlanda Kile (okt 2019)	Kornhalls färja (juni 2018)
	Björlanda Kile (sept 2018)	Björlanda Kile (sept/okt 2020)	Kornhalls färja (sept 2019)
	Björlanda Kile (juni/juli 2019)	Fiskebäck (feb 2019)	Hinsholmen G1 (juni/juli 2019)
	Torslanda Lagun (aug/sept 2017)	Fiskebäck (okt 2019)	
	Fiskebäck (aug/sept 2017)	Fiskebäck (sept/okt 2020)	
	Fiskebäck (juni 2018)	Hinsholmen (okt 2019)	
	Fiskebäck (sept 2018)	Hinsholmen (sept/okt 2020)	
	Fiskebäck (juni/juli 2019)		
	Gottskär (aug/sept 2017)		

Resultaten, som redovisas i den vänstra grafen i **Figur 3**, visar att de biotillgängliga kopparhalterna i småbåtshamnarna på västkusten är generellt högre under högsäsong jämfört med lågsäsong. Beaktar man enbart punkter från samma hamn så var den genomsnittliga biotillgängliga halten (uppmätt med DGT) i Björlanda Kile 4,8 gånger högre under högsäsong (4,0 µg/L) jämfört med lågsäsong (0,8 µg/L). På samma sätt var den genomsnittliga halten i Fiskebäckens småbåtshamn 2,3 gånger högre under högsäsong (4,2 µg/L) jämfört med lågsäsong (1,8 µg/L). Jämför vi även halterna i hamnarna under högsäsong med de uppmätta på lokaler längre ut eller helt skilda från hamnarna syns liknande skillnader i halter. När det är få eller inga båtar i hamnen (lågsäsong) är halterna mer lika de uppmätta i vatten utanför hamnen. I våra DGT-studier i Östersjön (Bullandö Marina samt i en småbåtshamn i Finland) kunde vi konstatera precis samma sak (**Figur 3**, högra grafen).

Detta tyder starkt på att båtbottnfärger är den enskilt största källan av biotillgängligt koppar till hamnvattnet, och att atmosfärisk deposition, avrinning eller tryckimpregnerade bryggor inte bidrar märkbart.



Figur 3. Biotillgängliga halter i och utanför småbåtshamnar samt vid hög- eller lågsäsong såsom uppmätta med passiva DGT-provtagare (i µg Cu/L). Grafen till vänster visar halterna redovisade för svenska västkusten i Rapport 1, 2, 3 och 4. Grafen till höger visar halterna från en vetenskaplig studie utförd i Östersjön i Bullandö Marina på svenska ostkusten och Porta Marina i Åbo, Finland (Lagerström et al., 2020a).

Intressant att notera är även att halterna i småbåtshamnarna på västkusten är uppemot 3 gånger högre jämfört med de i Östersjön. Detta beror sannolikt främst på skillnaden i salthalt samt att västkustfärger i regel innehåller en högre koncentration koppar. Vår forskning har nämligen visat att kopparfärger läcker betydligt mer vid ökad salthalt (Ytreberg et al., 2015; Lagerström et al., 2018, 2020b).

Det är det samlade bidraget från alla båtar i en hamn som är relevant

I Rapport 3 har man försökt mäta det enskilda bidraget av biotillgänglig koppar från en fritidsbåt. Att mäta detta är inte bara svårt, men också ganska betydelselöst. Trots att man har placerat DGT-mätarna nära skrovet på den målade båten (ca 3 cm, enligt uppgift från Rapport 3), är bidraget från en enskild båt väldigt svårt att mäta p g a vattenomblandningen och den utspädning som sker i hamnvattnet när båten ligger förtöjd ensam. Detta är särskilt sant för DGT-mätare där ackumulering av koppar sker över tid genom diffusion. I rapporten anger man att: ”Exponeringen skedde under 2 veckor 12 – 26 april dvs innan säsongen börjat. Därför var det få båtar i hamnen.”. Den exponerade båten uppges dessutom vara målade med utspädd bottenfärg och mätningen skedde i April vilket betyder att läckaget varit lägre än under högsäsongen eftersom temperaturen varit lägre. Läckaget av koppar från en bottenfärg minskar nämligen med minskad temperatur (Ferry and Carritt, 1946; Rascio et al., 1988). Det är det samlade bidraget från alla båtar till hamnvattnet under högsäsong som är det intressanta ur miljö- och risksynpunkt och där visar halterna både i rapporterna och i vår egna studie på en betydande påverkan på hamnvattnet från fritidsbåtars bottenfärger (**Figur 3**).

3.3. Påstående 3: uppvirvling av sediment leder inte till förhöjda halter av koppar och zink i vattnet

Vad baserar man påståendet på i rapporterna?

I Rapport 3 beskriver man att en fiskebåt körts fram och tillbaka längs i Fiskebäck småbåtshamn. Detta har utförts längs med 3 olika sträckor i hamnen och man har, vid varje försök, tagit ofiltrerade vattenprover när vattnet varit helt uppgrumlat. Om resultaten (Tabell 6, Rapport 3) skriver man att: *”Halterna av zink och koppar är mycket låga vilket visar att även om sedimenten har höga halter släpper de inte ifrån sig metallföroreningar till vattnet.”*

Varför stämmer inte påståendet?

För det första gör avsaknaden av vattenprover tagna innan uppgrumlingen att det blir omöjligt att dra några slutsatser kring den påverkan uppgrumlade sediment kan ha haft på vattenkvaliteten. För det andra så har man, av oklar anledning, valt att redovisa resultaten (Tabell 6, Rapport 3) för koppar och zink i en helt annan enhet än överallt annars i rapporterna. Man visar halterna i mg/L, istället för det konventionella µg/L. För att konvertera till µg/L behöver siffrorna i tabellen multipliceras med en faktor 1000. Gör man denna enhetskonvertering så kan man konstatera att totalhalterna av zink är mellan 12 och 16 µg/L, alltså bland de högsta som uppmätts i samtliga rapporter. För koppar är resultaten bara redovisade såsom under rapporteringsgräns, alltså <10 µg/L. Rapporteringsgränsen är den lägsta halt som laboratoriet kunnat mäta på ett tillförlitligt sätt. I detta fall betyder det alltså att man inte kunnat mäta halter under 10 µg/L på ett bra sätt. Rapporteringsgränsen på 10 µg/L är ovanligt hög och omöjliggör att kunna dra några slutsatser gällande koppar. Alla övriga uppmätta totalhalter provtagna i småbåtshamnarna i rapporterna har varit på just 10 µg/L eller lägre. Det hade alltså varit relevant men också nödvändigt att kunna mäta halter under 10 µg/L för att kunna säga om kopparhalterna i proverna kan anses vara låga eller inte jämfört med de övriga. Varför rapporteringsgränsen varit så hög för koppar för just dessa prover kommenterar man inte i rapporterna. Man verkar dock ha använt sig av att annat analyslabb för dessa prover (Kemanalys AB) än det man skickat alla andra ofiltrerade vattenprov till (ALS Scandinavia AB), vilket skulle kunna förklara saken.

3.4. Påstående 4: den koppar som läcker ut från bottenfärg binds snabbt upp i former som inte är biotillgängliga

Vad baserar man påståendet på i rapporterna?

”Koppar undergår snabb omvandling i havsvatten och det är tänkbart att den stora tillförseln av biotillgänglig koppar snabbt omvandlas till svårösliga salter, binder till partiklar och lämnar vattenmassan till sedimenten. Här bildar koppar sulfidsalter som är helt olösliga och inerta.” Rapport 3

”Den koppar som läcker ut från båtskroven bildar snabbt klorid-, hydroxid- och karbonatsalter som inte är biotillgängliga, dvs de kan inte tas upp av levande organismer i den formen” Rapport 4

”De kopparsalter som bildas i havsvattnet (Fig. 11) bör inte återlösas i någon utsträckning utan till stor del vara fastlagda mot sedimentpartiklarna.” Rapport 4

Varför stämmer inte påståendet?

Att koppar skulle omvandlas till svårösliga salter som, liksom de organiska komplex som koppar kan återfinnas i, fälls ut ur vattnet såsom man visar i figur 11, Rapport 4, finns det inget stöd för i forskningen. I rapporterna finns heller inga hänvisningar till forskning som understödjer de påståenden man lägger fram. De oorganiska och organiska komplex i vilka koppar kan återfinnas i havsvatten är lösta och fälls därmed inte ut. Det finns studier som visar att uppehållstiden för koppar i ytvatten i centrala Östersjön är 42-89 år och att sedimentation är en försumbar sänka av koppar (Pohl et al., 2006). Det största anledningen är att koppar framförallt återfinns bundet till lösta (i vattnet suspenderade) oorganiska och organiska komplex och att det endast är koppar bundet till partiklar som sjunker till sedimentet. Att koppar hamnar i sediment betyder heller inte att det bildar sulfider och därmed oskadliggörs och ”fastläggs” såsom man vill hävda i rapporten. Bildning av sulfider sker endast i sediment med låg syresättning (s k anaeroba sediment). Något som även bör nämnas är att den koppar som hamnar i sedimenten även är relevant ur ett riskperspektiv. Den kan vara tillgänglig för de bottenlevande djur och växter som vistas och lever där. Sedimentpartiklarna från havsbotten kan också resuspenderas d v s virvla upp och blandas med ovanliggande vatten. För den som vill veta vad vetenskapliga studier säger om hur koppar beter sig i havsvatten och sediment kan vi rekommendera att läsa t ex Brooks and Waldock, 2009 eller Kiaune and Singhasemanon, 2011.

3.5. Påstående 5: Tillförseln av koppar från fritidsbåtarnas bottenar utgör en liten del av den totala tillförseln till havet

Vad baserar man påståendet på i rapporterna?

I Rapport 4 påstås att ”Tillförseln av koppar från fritidsbåtarnas bottenar utgör en liten del av den totala tillförseln till havet” och att ”koppar från fritidsbåtar utgör 1,7 procent av den totala tillförseln”. I Rapport 4 refererar man till SHEBA-projektet där undertecknade medverkade i en studie där kopparbelastningen från fritidsbåtar i Östersjön beräknats till 57 ton årligen (Johansson et al., 2020). Denna belastning jämförs sedan med belastningar från floder och luftdeposition från en HELCOM-rapport från 1987.

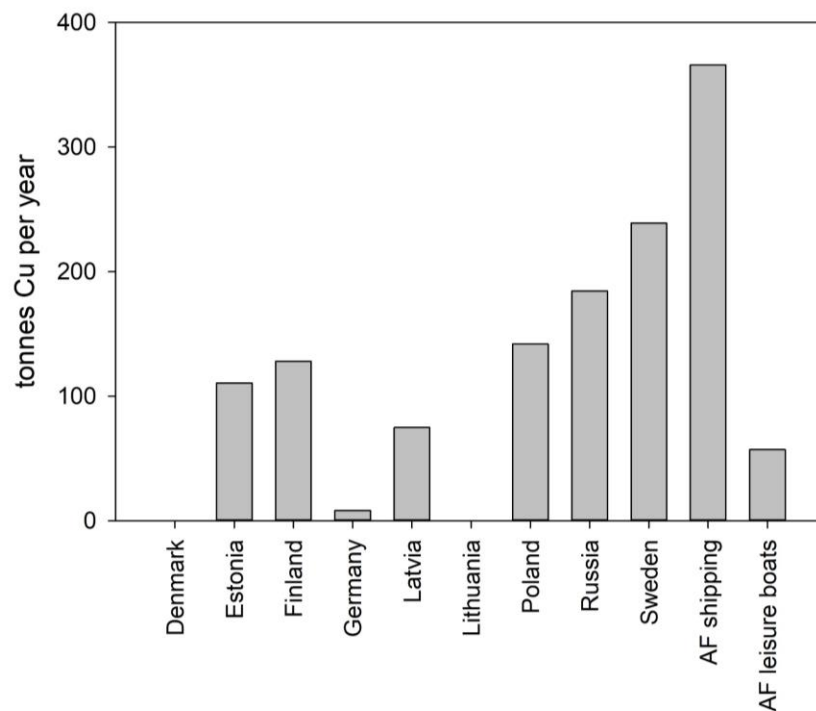
Varför stämmer inte påståendet?

Data gällande tillförseln av koppar till Östersjöområdet är gammal

Den data från HELCOM som man hänvisar till i rapporterna är väldigt gammal och HELCOM har sedan dess uppdaterat sina beräkningar i flertal uppföljande rapporter. I HELCOM-rapporten från 1987 uppskattas den årliga belastningen från svenska floder ligga på 1890 ton per år medan luftdepositionen från Sverige beräknas medföra en belastning på 1200 ton per år till Östersjön (HELCOM, 1987). Dessa siffror skiljer sig betydligt från de i HELCOM:s senaste rapport, där belastningen från svenska floder uppskattas vara betydligt lägre (239 ton per år) och den totala årliga belastningen från samtliga länders floder med utlopp i Östersjön beräknades till 886 ton (HELCOM, 2011). Här saknas dock data för Danmark och Litauen. Belastning från luftdeposition redovisas inte i de senare HELCOM-rapporterna på grund av avsaknad av tillförlitliga data.

Det är viktigt att sätta siffrorna i rätt perspektiv

I **Figur 4** har vi sammanställt den årliga belastningen av koppar från floder (från naturliga och antropogena källor) för länderna runt Östersjön, såsom redovisat i HELCOM-rapporten från 2011, samt belastning från båtottenfärger såsom, framtaget i SHEBA-projektet. Av den totala årliga belastningen till Östersjön på 1309 ton koppar, står båtottenfärger för en betydande andel: nära en tredjedel (32,3% eller 423 ton) av belastningen kommer från fartyg (366 ton) och fritidsbåtar (57 ton). Mot den totala tillförseln kan belastningen från just fritidsbåtar te sig liten, men hade enbart tillförseln från antropogena källor beaktats skulle resultatet visat på en betydande tillförsel. Som jämförelse ligger t ex belastningen av koppar till svenska sjöar, vattendrag och kustvatten från industrier och reningsverk på 21, respektive 11 ton årligen (Ejhed et al., 2011). I det sammanhanget är en tillförsel på 57 ton från fritidsbåtar således inte försumbar. Man skulle också kunna hävda att tillskottet från



Figur 4. Tillförsel av koppar via älvar och andra vattendrag till Östersjön under år 2006 (HELCOM, 2011) samt från kopparbaserade båtbottnfärger målade på fartyg (Jalkanen and Johansson, 2019) och fritidsbåtar (Johansson et al., 2020). Notera att Östersjöområdet, enligt HELCOM:s definition, även inkluderar delar av den svenska västkusten (Kattegatt).

fritidsbåtar är försumbart jämfört med den från fartyg. I detta avseende bör det poängteras att fritidsbåtarnas belastning framför allt sker under 5 – 6 av årets 12 månader. Andelen koppar från fritidsbåtar är därför ca dubbelt så stor om man istället jämför den procentuella tillförseln under en sommarmånad. Sätter man även belastningen i ett geografiskt perspektiv så skiljer sig fartyg från fritidsbåtar då tillförseln av koppar från fritidsbåtar främst sker i känsliga kustnära områden med höga naturvärden. Dessa aspekter kan och bör inte försummas vid en diskussion om betydelsen av belastningen av koppar från fritidsbåtar.

4. Referenser

- Bighiu, M.A., Eriksson-Wiklund, A.-K., Eklund, B., 2016. Biofouling of leisure boats as a source of metal pollution. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 1–10. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7883-7>
- Brooks, S.J., Waldock, M., 2009. Copper Biocides in the Marine Environment, in: Arai, T., Harino, H., Ohji, M., Langston, W.J. (Eds.), *Ecotoxicology of Antifouling Biocides*. Springer Japan, Tokyo, pp. 413–428. https://doi.org/10.1007/978-4-431-85709-9_24
- Campbell, P.G.C., 1994. Interactions between trace metals and aquatic organisms: a critique of the Free-ion Activity Model. *Met. Speciat. Bioavailab.* 45–102.
- Davison, W., Zhang, H., 1994. In situ speciation measurements of trace components in natural waters using thin-film gels. *Nature* 367, 546–548. <https://doi.org/10.1038/367546a0>
- Devillers, D., Buzier, R., Grybos, M., Charriau, A., Guibaud, G., 2017. Key role of the sorption process in alteration of metal and metalloid quantification by fouling development on DGT passive samplers. *Environ. Pollut.* 230, 523–529. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.005>
- DGT Research, 2021. Guides to Using DGT Passive Samplers [WWW Document]. DGT Res. URL <https://www.dgtresearch.com/guides-to-using-dgt/> (accessed 5.6.21).
- Dunn, R.J.K., Teasdale, P.R., Warnken, J., Schleich, R.R., 2003. Evaluation of the Diffusive Gradient in a Thin Film Technique for Monitoring Trace Metal Concentrations in Estuarine Waters. *Environ. Sci. Technol.* 37, 2794–2800. <https://doi.org/10.1021/es026425y>
- Egardt, J., Mørk Larsen, M., Lassen, P., Dahllöf, I., 2018. Release of PAHs and heavy metals in coastal environments linked to leisure boats. *Mar. Pollut. Bull.* 127, 664–671. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.060>
- Ejhed, H., Palm Cousins, A., Karlsson, M., Köhler, S., Huser, B., Westerberg, I., 2011. Feasibility study of net load of metals, SMED report No 50 2011 (No. 50).
- European Copper Institute, 2008. Voluntary Risk Assessment Report (VRAR) for copper, copper(II) sulfate pentahydrate, copper(I) oxide, copper(II) oxide, dicopper chloride trihydroxide.
- Ferry, J.D., Carritt, D.E., 1946. Action of Antifouling Paints. *Ind. Eng. Chem.* 38, 612–617. <https://doi.org/10.1021/ie50438a021>
- Florence, T.M., Batley, G.E., Benes, P., 1980. Chemical Speciation in Natural Waters. *C R C Crit. Rev. Anal. Chem.* 9, 219–296. <https://doi.org/10.1080/10408348008542721>
- Forsberg, J., Dahllöv, R., Gelting-Nyström, J., Ingrid, J., 2006. Trace Metal Speciation in Brackish Water Using Diffusive Gradients in Thin Films and Ultrafiltration: Comparison of Techniques. *Environ. Sci. Technol.* 40, 3901–3905. <https://doi.org/10.1021/es0600781>
- Gao, Y., Zhou, C., Gaulier, C., Bratkic, A., Galceran, J., Puy, J., Zhang, H., Leermakers, M., Baeyens, W., 2019. Labile trace metal concentration measurements in marine environments: From coastal to open ocean areas. *TrAC Trends Anal. Chem.* 116, 92–101. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.04.027>
- Havs- och vattenmyndigheten, 2019. Klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25).
- Havs- och vattenmyndigheten, 2016. Miljögifter i ytvatten - klassificering av status (text).
- HELCOM, 2011. Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5). Baltic Sea Environment Proceedings No. 128.
- HELCOM, 1987. HELCOM Progress Report on Cadmium, Mercury, copper and zinc. No. 24, 1987. Available at: <https://helcom.fi/helcom-at-work/publications/helcom-bsep-series/>.
- Hirose, K., 2006. Chemical Speciation of Trace Metals in Seawater: a Review. *Anal. Sci.* 22, 1055–1063. <https://doi.org/10.2116/analsci.22.1055>
- Jalkanen, J.P., Johansson, L., 2019. Discharges to the sea from Baltic Sea shipping in 2006 - 2018. Finnish Meteorological Institute, Baltic Marine Environment Protection Commission, Maritime Working Group, Lisbon, Portugal.
- Johansson, L., Ytreberg, E., Jalkanen, J.-P., Fridell, E., Eriksson, K.M., Lagerström, M., Maljutenko, I., Raudsepp, U., Fischer, V., Roth, E., 2020. Model for leisure boat activities and emissions –

- implementation for the Baltic Sea. *Ocean Sci.* 16, 1143–1163. <https://doi.org/10.5194/os-16-1143-2020>
- Kiaune, L., Singhasemanon, N., 2011. Pesticidal copper (I) oxide: environmental fate and aquatic toxicity. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 213, 1–26. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9860-6_1
- Lagerström, M., Ferreira, J., Ytreberg, E., Eriksson-Wiklund, A.-K., 2020a. Flawed risk assessment of antifouling paints leads to exceedance of guideline values in Baltic Sea marinas (under review).
- Lagerström, M., Lindgren, J.F., Holmqvist, A., Dahlström, M., Ytreberg, E., 2018. In situ release rates of Cu and Zn from commercial antifouling paints at different salinities. *Mar. Pollut. Bull.* 127, 289–296. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.027>
- Lagerström, M., Ytreberg, E., Wiklund, A.-K.E., Granhag, L., 2020b. Antifouling paints leach copper in excess – study of metal release rates and efficacy along a salinity gradient. Submitted manuscript.
- Munksgaard, N.C., Parry, D.L., 2003. Monitoring of labile metals in turbid coastal seawater using diffusive gradients in thin-films. *J. Environ. Monit.* 5, 145–149. <https://doi.org/10.1039/B209346D>
- På Kryss, 2019. Replik: ”Koppar extremt giftigt för vattenlevande organismer” [WWW Document]. På Kryss. URL <https://pakryss.se/replik-koppar-extremt-giftigt-for-vattenlevande-organismer/>
- Paradas, W.C., Amado Filho, G.M., 2007. Are metals of antifouling paints transferred to marine biota? *Braz. J. Oceanogr.* 55, 51–56. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592007000100006>
- Pohl, C., Löffler, A., Schmidt, M., Seifert, T., 2006. A trace metal (Pb, Cd, Zn, Cu) balance for surface waters in the eastern Gotland Basin, Baltic Sea. *J. Mar. Syst.* 60, 381–395. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2006.02.003>
- Rascio, V.J.D., Giúdice, C.A., del, A.B., 1988. Research and development of soluble matrix antifouling paints for ships, offshore platforms and power stations. A review. *Corros. Rev.* 8, 87–154. <https://doi.org/10.1515/CORRREV.1988.8.1-2.87>
- Sánchez-Marín, P., 2020. A review of chemical speciation techniques used for predicting dissolved copper bioavailability in seawater. *Environ. Chem.* 17, 469–478. <https://doi.org/10.1071/EN19266>
- Twiss, M.R., Moffett, J.W., 2002. Comparison of Copper Speciation in Coastal Marine Waters Measured Using Analytical Voltammetry and Diffusion Gradient in Thin-Film Techniques. *Environ. Sci. Technol.* 36, 1061–1068. <https://doi.org/10.1021/es0016553>
- Wong, C., 1983. *Trace Metals in Sea Water*. Springer Science & Business Media.
- Ytreberg, E., Lundgren, L., Bighiu, M.A., Eklund, B., 2015. New analytical application for metal determination in antifouling paints. *Talanta* 143, 121–126. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2015.05.001>