

FRISKA sediment

Förbättrad ekologisk riskbedömning
av förorenade sediment i Sverige

Jonas Gunnarsson, Johan Wikström,
Divya Pal, Francisco Nascimento,
Agnes Karlsson, Clare Bradshaw

RAPPORT 7217 | MAJ 2026



FRISKA sediment

Förbättrad ekologisk riskbedömning av
förorenade sediment i Sverige

av Jonas Gunnarsson, Johan Wikström, Divya Pal, Francisco Nascimento,
Agnes Karlsson och Clare Bradshaw

NATURVÅRDSVERKET

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-7217-9

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2026

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2026

Omslagsbild: Jonas Gunnarsson

Förord

Denna rapport med titeln: *FRISKA sediment – Förbättrad ekologisk riskbedömning av förorenade sediment i Sverige* presenterar resultaten av ett av sex beviljade projekt inom utlysningen *Förorenade Sediment* från 2020. Forskningsresultaten från denna utlysning syftar till att ta fram kunskapsunderlag som behövs för åtgärder och styrmedel avseende risker med och spridning av förorenade sediment och farliga ämnen från förorenade sediment.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.

Projektets utförare och författare är en grupp forskare från Stockholms universitet bestående av Jonas Gunnarsson (projektledare), Johan Wikström, Divya Pal, Francisco Nascimento, Agnes Karlsson, och Clare Bradshaw.

Författarna ansvarar för rapportens innehåll.

Stockholm, januari 2026

Marie Uhrwing

Avdelningschef för Avdelningen för samordning, regeringsuppdrag och internationellt samarbete

Preface

This report *FRISKA sediment – Förbättrad ekologisk riskbedömning av förorenade sediment i Sverige* (in English Project *PROMISE – Improved Ecological Risk Assessment of contaminated sediments in Sweden*) presents the results of one of the six funded projects within the call Contaminated Sediments from 2020. The research results aim to improve our knowledge base for managing risks with hazardous substances from contaminated sediments.

The project has been financed with the environmental research grants from the Swedish Environmental Protection Agency (SEPA) to support the knowledge needs of SEPA and the Swedish Agency for Marine and Water Management.

The report's authors are a group of researchers from Stockholm University consisting of Jonas Gunnarsson (project leader), Johan Wikström, Divya Pal, Francisco Nascimento, Agnes Karlsson, and Clare Bradshaw.

The authors are responsible for the content of the report.

Stockholm, January 2026.

Marie Uhrwing

Department head, Department for Coordination, Government Assignments
and International Cooperation

Innehåll

Förord	3
Preface	4
Sammanfattning	7
Summary	10
1. Inledning	13
1.1 Projektdeltagare och samverkan	13
1.2 Publikationer i projektet och medfinansiering	13
1.3 Målsättning och frågeställningar	13
1.4 Bakgrund	15
1.4.1 Oskarshamns hamn	15
1.4.2 Ekologisk Riskbedömning (ERA)	18
1.4.3 Norska vägledningen för riskbedömning	20
1.4.4 TRIAD-metoden	23
1.4.5 Hur påverkas miljöriskerna i hamnen av resuspension och hypoxi	27
2. Material och metoder	28
2.1 Data från tidigare undersökningar i hamnen	28
2.2 Insamling av nya prover i projektet	29
2.2.1 Provtagning för mesokosmexperiment med boxcorer	30
2.2.2 Provtagning av sedimentproppar för resuspensions-experiment	31
2.2.3 Provtagning av sedimentproppar för hypoxi-experiment	31
2.3 Kemiska analyser i sediment, vatten och djur	32
2.4 Undersökning av bottenfauna	33
2.5 Toxicitetstester	34
2.6 Bioackumulationstester och Biotillgänglighetsmätningar	38
2.6.1 Bioackumulation	38
2.6.2 Biotillgänglighet	41
2.7 Mesokosmexperiment	43
2.8 Resuspension	45
2.9 Effekter av Cu och hypoxi på mikroorganismer	48
2.9.1 Riskbedömning – NEA	51
2.10 TRIAD – Integrerad riskbedömning	56
2.10.1 Skalning för kemiska LOE med Toxisk Potential	56
2.10.2 Skalning för toxiska LOE med procentmetoden	56
2.10.3 Skalning för ekologiska LOE med BQX-triad	57
2.10.4 Integrering och tolkning av riskvärdena	57
3. Resultat	59
3.1 Kemisk status	59
3.1.1 Föroreningshalter i sediment	59
3.1.2 Jämförelse med tillståndsbaserade bedömningsgrunder	60
3.1.3 Jämförelse med effektbaserade riktvärden	60
3.1.4 Toxisk potential	60
3.2 Toxicitetstester	61
3.2.1 Avgränsning	61
3.2.2 Testorganismer och testkriterier	61
3.2.3 Toxicitetstester och resultat	61

3.3	Bioackumulation	63
3.4	Biotillgänglighet (DFE)	65
3.5	Ekologiska effekter	67
	3.5.1 Makrofauna	68
	3.5.2 Meiofauna	69
	3.5.3 Mikroorganismer	69
	3.5.4 Biogeokemiska fluxer	70
3.6	Dioxiner och metaller i vatten	71
3.7	Resuspension	72
	3.7.1 Resuspensionsexperiment 1: läckage av lösta föroreningar	72
	3.7.2 Resuspensionsexperiment 2: läckage av lösta kontra partikelbundna föroreningar	75
3.8	Koppar och hypoxi	78
3.9	Riskbedömning enligt NEA-metoden	81
3.9.1	NEA steg 1	81
	3.9.2 NEA steg 2 och 3	82
3.10	Riskbedömning enligt TRIAD-metoden	88
	3.10.1 TRIAD steg 1	88
	3.10.2 TRIAD steg 2	90
	3.10.3 TRIAD steg 3	91
4.	Diskussion	92
4.1	För- och nackdelar med riskkvoter ?	92
	4.1.1 Utvärdering av riskkvoter och toxisk potential för riskbedömning	93
	4.1.2 Nytt sätt att räkna fram plats-specifika riktvärden med metabarcoding	94
4.2	Förbättras riskbedömningen om man mäter toxicitet?	94
4.3	Förbättras riskbedömningen av att mäta biotillgänglighet?	95
	4.3.1 Upptag <i>in vivo</i> – bioackumulationstester	95
	4.3.2 Biotillgänglighetsmätning	96
4.4	Förbättras riskbedömningen av att mäta ekologiska variabler?	98
	4.4.1 Makrofauna	98
	4.4.2 Meiofauna	99
	4.4.3 Mikroorganismer	100
4.5	Mätning av resuspension vid riskbedömning?	102
4.6	Hur påverkas föroreningars spridnings- och toxicitetsrisk vid låga syrehalter?	104
4.7	Riskbedömning enligt NEA-metoden	105
4.8	Riskbedömning enligt TRIAD-metoden	106
4.9	Hur användbara är de olika mätvariablerna för riskbedömningen?	107
4.10	Framtidsperspektiv: implementering av riskbedömningstekniken i nya fältpiloter och vägledning	109
5.	Slutsatser	111
6.	Tillkännagivanden	115
7.	Publikationer i projektet	116
8.	Källhänvisning	117
9.	Bilagor	131

Sammanfattning

För att uppnå våra miljö kvalitetsmål ”Giftfri miljö”, ”Levande sjöar och vattendrag” samt ”Hav i balans” behövs kostnadseffektiva och relevanta verktyg för att kunna bedöma inte bara halter utan även risker av farliga ämnen för miljön och människor. Det övergripande målet i projektet *FRISKA sediment – Förbättrad Ekologisk Riskbedömning av förorenade sediment i Sverige* (på engelska *Project PROMISE – Improved Ecological Risk Assessment of contaminated sediments in Sweden*) var att generera ny kunskap om hur en *platspecifik ekologisk riskbedömning* (ERA) kan utföras, baserad på yttre hamnen i Oskarshamn som fallstudie, som ett bra exempel och underlag för att förbättra våra metoder och vägledning för ERA av förorenade sediment i Östersjön och på andra platser. Projektet är ett av sex beviljade forskningsprojekt inom utlysningen *Förorenade sediment 2020*, som finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov. Målet med utlysningen var att främja forskning som bidrar till kunskapsökning för att förbättra våra metoder för riskbedömning av förorenade sediment. Projekten inom utlysningen bidrar med ny kunskap om biotillgänglighet och spridning av föroreningar från sediment, nedbrytningsprocesser, provtagningsmetoder och riskbedömning.

Hamnområdet i Oskarshamn har förorenats av tillverkningsindustrier vars utsläpp har lett till en kraftig förorening av hamnens botten med tungmetaller som koppar (Cu), kadmium (Cd), nickel (Ni), bly (Pb) och zink (Zn) samt organiska miljögifter som polyklorerade bifenyl (PCB) och polyklorerade dibensodioxiner och furaner (dioxiner, PCDD/F). Oskarshamns kommun har kartlagt förorenings-situationen under mer än 20 år. Undersökningarna visade att hamnen var en av de mest förorenade akvatiska miljöerna i Sverige med mycket höga föroreningshalter, särskilt utanför gamla kopparverket i inre hamnbassängen. För att minska spridningen av dessa farliga ämnen till Kalmarsund och övriga Östersjön beslutades att sanera hamnen och år 2016 påbörjades Sveriges hittills största statligt medfinansierade saneringsprojekt på cirka en halv miljard kronor för att muddra inre hamnen och deponera 500 000 kubikmeter avvattnade förorenade sedimentmassor på en specialbyggd deponi några kilometer från staden. Hamnsaneringen av inre hamnen pågick under fem år, fram till 2020. Idag pågår en fortsatt sanering på land av tomten där kopparverket låg samt ett miljö-övervakningsprogram för att följa åtgärdernas effekter på föroreningshalter i hamnområdet. Utöver detta behandlas och kontrolleras muddermassorna på deponin.

Den yttre hamnen är också kraftigt förorenad men har inte sanerats. Vid starten av detta projekt pågick diskussioner om vilken miljö- och hälsorisk den utgör samt om ytterligare åtgärder behövs. Yttre hamnen är väl undersökt och även om föroreningshalterna är höga har den främst betraktats som en ackumulationsbotten med lägre spridningsrisk än inre hamnen. Dock befaras att en ökad spridningsrisk från yttre hamnen kan uppstå i framtiden genom till exempel ökad båttrafik och kraftigare stormar som följd av klimatförändringar. Därför valdes yttre hamnen i detta projekt som en högaktuell fallstudie för att utföra platspecifika riskbedömningar.

I projektet har vi genom samarbete med hamnsaneringsgruppen i Oskarshamn fått tillgång till miljödata från tidigare miljötekniska undersökningar i hamnen. Dessa data kompletterades med nya bottenprovtagningar i fält och ett batteri av toxicitetstester utfördes på labb för att kunna bedöma miljö- och hälsorisker av föroreningar i yttre hamnens sediment. Med hjälp av mesokosmexperiment undersöktes hur föroreningarna påverkar sedimentlevande djur, mikroorganismer och biogeokemiska processer under fältliknande förhållanden, samt hur miljögifternas spridning och toxicitet påverkas av abiotiska miljöfaktorer som resuspension (simulerad propellererosion) och skiftande syreförhållanden i bottenvattnet. Därefter beräknades miljö- och hälsorisker med hjälp av två nya vägledningar: en metod som tagits fram för marina sediment i Norge (Miljødirektorat Norwegian Environment Agency NEA) och en metod från Nederländerna, TRIAD-metoden. Slutligen jämfördes olika mätningar och riskberäkningar som föreslås i båda vägledningarna för att se vilka av dem som är mest lämpliga och användbara för att kunna bedöma miljö och hälsorisker i Oskarshamn och på andra likande förorenade platser.

Resultaten i projektet visar att en riskbedömning endast baserad på en kemisk bedömning av föroreningshalter i sedimenten genom beräkning av riskkvoter och toxisk potential generellt överskattar miljörisken då bedömningen baseras på alltför konservativa riktvärden. För en realistisk riskbedömning krävs mer plats-specifika riktvärden, som tar hänsyn både till föroreningarnas biotillgänglighet och toxicitet för sedimentlevande organismer. Resultaten visade att hamnens sediment utgör en relativt låg toxicitetsrisk. Vidare konstaterades att traditionella kemiska riskkvoter för sediment föroreningar oftast kraftigt överskattade toxicitetsrisken, jämfört med mätningar genom toxicitetstester på levande bottendjur.

Ett intressant resultat var att vi kunde visa att mikroorganismer i hamnens sediment har utvecklat en högre tolerans för sedimentföroreningar då de har anpassat sig för historiska utsläpp från till exempel kopparfabriken jämfört med mikroorganismer som lever i mindre förorenade områden. En ny metod introducerades i projektet för att fastställa riktvärden för sedimentlevande mikroorganismer genom att kombinera molekylära tekniker (DNA och RNA genomik) och artkänslighetskurvor där antingen mikroorganismers biodiversitet eller genuttryck plottas mot gifthalten och EC10 värden tas fram. Detta möjliggör att ta fram plats-specifika riktvärden baserade på föroreningars påverkan på biologisk mångfald eller genuttryck, dvs riktvärden för att bedöma risker för områden med olika föroreningshistorik.

Genom magsaftextraktion *in vitro*, en screeningmetod för att mäta biotillgänglighet, kunde vi konstatera att 95 % av dioxiner och dioxinlikande föroreningar i hamnens sediment från Oskarshamn inte var tillgängliga för upptag i bottendjuren, det vill säga att endast upp till 5 % av miljögifterna riskerar att spridas genom födokedjan upp till fisk och människor (s.k. sekundär förgiftning). Detta beror förmodligen på att miljögifterna släpptes ut för mer än 50 år sedan och att de nu är så pass kraftigt bundna till hamnens sedimentpartiklar att huvuddelen inte längre är biotillgängliga. Det innebär att miljörisker och hälsorisker kan överskattas om de baseras på totalhalter i stället för biotillgängliga halter. Vi rekommenderar därför att potential för biologiskt upptag (biotillgänglighet) mäts tidigt i riskbedömningen (genom screeningtester antingen med magsaftextraktion eller med passiva provtagare vid en gallringsundersökning (steg 1), eventuellt bioackumulerings- och toxicitetstester vid en mer detaljerad undersökning (steg 2), samt att inte endast totalhalter beaktas vid bedömning av spridning och toxicitet av farliga ämnen från

förorenade sediment. Detta för att undvika att miljö och hälsorisker överskattas och att onödiga saneringsåtgärder bestäms. Projektet rekommenderar också att enkla biotillgänglighetsmätningar, som magsaftextraktion, behöver standardiseras för bredare användning.

Projektets resultat visar att det är viktigt att mäta både totala och lösta halter av föroreningar i bottenvattnet för att kunna bestämma spridningsrisken vid partikel-resuspension vid båttrafik. Detta då fördelningen av frisatta föroreningar från löst till partikelbunden form ändras vid resuspension, samt påverkas av syrehalten i bottenvattnet. Om endast en fraktion mäts (bara i löst form, eller bara partikelbundna ämnen) kan spridningsrisken kraftigt över- eller underskattas. NEA- och TRIAD-metoderna har båda sina styrkor. En fördel med TRIADen är att den ger en samlad miljöriskbedömning som inkluderar både toxicitet och ekologiska mätningar utöver kemiska mätningar. Den ger också beräknade riskvärden och osäkerhetsvärden kring riskvärdena. Detta gör det enklare att besluta om miljörisken är acceptabel eller ej, samt om mer information behöver inhämtas för att ta beslut om eventuell sanering, till exempel om fler toxicitets- eller ekologiska-mätningar behövs för att besluta om åtgärder behöver tas eller ej. En fördel med NEA-metoden, jämfört med TRIADen, är att den har ett beräkningsverktyg i Excel för skattning av spridningsrisken och även hälsorisker för barn och vuxna (baserad på konsumtion av förorenad fisk). En nackdel med NEA-metoden är att beräkningsverktyget är framtaget för marina organismer. Vi föreslår att den vidareutvecklas för svenska limniska och brackvatten miljöer, samt att både NEA- och TRIAD-metoderna kombineras och anpassas för svenska förhållanden. Projektet föreslår också att undersökning av makrofauna bör ingå som standardmetod, medan meiofauna, bakterier i sediment och funktionella variabler (till exempel mätning av syrerespitation och närsaltsfluxer) inte bedöms vara nödvändiga som standard. Slutligen betonas behovet av vidareutveckling och kunskapsöverföring för acceptans av att vissa sediment kan lämnas kvar utan sanering om föroreningarnas biotillgängligheten är låg.

Summary

To achieve our Swedish environmental quality objectives of a “Non-toxic Environment”, “Living Lakes and Watercourses” and a “Balanced Marine Environment”, cost-effective and relevant tools are needed to assess not only the concentrations of hazardous pollutants in the environment but also the actual risks they pose to the aquatic organisms and to human health. The goal of the « FRISKA Sediment » project, in English: « PROMISE – Improved Ecological Risk Assessment of Contaminated Sediments in Sweden », was to generate more knowledge on how to conduct a site-specific ecological risk assessment (ERA), using the outer harbor in Oskarshamn as case study. This was meant to serve as an example for improving our methods and guidelines for ERA of contaminated sediments in Sweden. The project is one of six research projects funded within the call “Contaminated Sediments 2020”, by the Swedish Environmental Protection Agency (SEPA). The aim of the call was to promote research to improve our methods for risk assessment of contaminated sediments. This project provides new insights into the dispersal, bioavailability and toxicity risks of contaminants from sediments.

The harbor area in Oskarshamn was selected as our case study. Over the last century, the harbor has been contaminated by manufacturing industries whose emissions have led to a severe pollution of the harbor’s sediments with heavy metals such as copper (Cu), cadmium (Cd), nickel (Ni), lead (Pb), and zinc (Zn), as well as organic pollutants like polychlorinated biphenyls (PCB) and polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans (dioxins, PCDD/F). The municipality of Oskarshamn has mapped the contamination situation for more than 20 years. Investigations showed that the harbor was one of the most contaminated aquatic environments in Sweden, with high concentrations of pollutants, especially outside the former copper factory in the inner harbor basin. To reduce the spread of these hazardous substances to the Kalmar Sound and the Baltic Sea, it was decided to remediate the inner harbor, and in 2016, Sweden’s largest state co-financed remediation project to date was initiated, at a cost of over half a billion kronor, to dredge the inner harbor and deposit 500,000 cubic meters of dewatered contaminated sediments on a specially constructed landfill a few kilometers from the city. The remediation of the inner harbor lasted five years, until 2020. Today, further remediation is ongoing on land at the former copper factory site, along with an environmental monitoring program to track the effects of the remediation on contaminant concentrations in the harbor. In addition, the dredged material at the landfill is also being monitored.

The outer harbor, though heavily contaminated as well, has not been remediated yet. At the start of this project, discussions were ongoing about the environmental and health risks it may pose in the future and whether further remediation measures are needed. The outer harbor is well studied and, although contaminant concentrations in its sediment are high, it has mainly been regarded as an accumulation bottom, with a lower dispersal risk compared to the more shallow inner harbor. There are concerns, however, that the risk for its contaminants to spread from the outer harbor to the Baltic Sea could increase in the future, due to increased boat traffic and more frequent storms as a result of climate change. Therefore, the outer harbor was chosen as a highly actual case study in this project for performing site-specific risk assessments.

By collaborating with the Oskarshamn municipality, the project was able to obtain environmental data from earlier technical studies conducted in the harbor. The project also conducted additional field sediment sampling and a battery of laboratory toxicity tests to assess environmental and health risks of contaminants in the outer harbor sediment. Using mesocosm experiments, the project investigated how the contaminants affect sediment-dwelling animals (macrofauna and meiofauna), microorganisms, and biogeochemical processes under field-like conditions. We also studied how environmental factors such as increased sediment resuspension (simulated propeller erosion) and fluctuating oxygen conditions in the bottom water could affect the spread and toxicity of pollutants.

Environmental and health risks were then calculated using two recent ERA methods: one developed for marine sediments in Norway (the Norwegian Environment Agency, NEA), and one from the Netherlands, the TRIAD method. The latter approach combines data from three separate sources – chemistry, ecotoxicology, and ecology – and presents an overall risk assessment using a straightforward decision matrix in table form. The various measurements and risk calculations methods suggested in both guidance documents were compared to assess which are most suitable and useful for assessing environmental and health risks in Oskarshamn and at other similarly contaminated sites.

The project's results showed that an ERA based only on a chemical assessment of pollutant concentrations in the sediments, by e.g. calculating simple risk quotients and toxic potential, generally overestimates environmental risks as these are based on overly conservative threshold values. The project showed that a more realistic risk assessment requires more site-specific threshold values, that take into account the bioavailability and toxicity of contaminants to its resident sediment-dwelling organisms. Furthermore, we found that traditional risk quotients for sediments often overestimate toxicity risk when effect-based threshold values developed for aquatic organisms are used and recalculated for sediment-dwelling organisms. Another interesting result was that the project demonstrated that microorganisms in the harbor sediments have become more tolerant to sediment contaminants due to adaptation to past exposure from historic emissions, for example Cu from the copper factory, compared to microorganisms in less contaminated areas of the Baltic Sea. We have suggested a new method to establish site-specific contaminant threshold values for sediment microorganisms using metagenomics and meta transcriptomics based on microbial « species sensitivity distributions », as a method to get more relevant threshold concentrations (i.e. site-specific EC10 values) for sediment areas with different contamination history.

By combining toxicity tests with sediment macrofauna and bioavailability measurements using *in vitro* digestive fluid extraction (a rapid screening tool that can be performed in a few hours in test tubes in the lab), it was established that contaminants in Oskarshamn's sediments caused a moderate to low toxicity risk, and that this was due to the very low bioavailability of the sediment contaminants. For example, over 95 % of all dioxins and furans in the harbor sediments were not available for uptake by benthic animals, only up to 5 % of the dioxins are bioavailable and could be transferred up the food chain to fish and humans (secondary poisoning). This is probably because these contaminants were released more than 50 years ago and have since then become so strongly bound to the sediment's particles that the majority are no longer available for uptake by benthic organisms, meaning that environmental and health risks are overestimated if the risk assessment is based on total sediment concentrations.

We therefore recommend that instead of relying on total contaminant concentrations only, the contaminants' potential for biological uptake (i.e. their bioavailability) needs to be measured early in the ERA (e.g. by screening tests with digestive fluid extraction or passive samplers and possibly toxicity tests). This way overestimating environmental and health risks, that may lead to unnecessary remediation measures, can be avoided. The project recommends that early and rapid bioavailability measurements, such as digestive fluid extraction *in vitro* (DFE), are used and that the DFE methods should be standardized for broader application in the Swedish ERA guidelines for contaminated sediments.

The project's findings indicate that to assess dispersal risk from particle resuspension, such as by boat propellers, both total and dissolved contaminant levels and oxygen in bottom water should be measured. This is because the distribution of released pollutants from dissolved to particle-bound forms changes during resuspension and is also influenced by the oxygen content, especially for metals. If only one fraction is measured (e.g. only dissolved or e.g. only particle-bound contaminants), the dispersal risk can be greatly over- or underestimated.

Both the NEA and TRIAD methods have strengths. The TRIAD method provides an integrated environmental risk assessment that includes both toxicity and ecological measurements in addition to chemical measurements. One advantage of the TRIAD is that it provides actual « risk values », that enable decisions on whether the environmental risk is acceptable or not, as well as « uncertainty values » that show if more information, such as additional toxicity or ecological measurements, is needed to decide if mitigation actions are required.

An advantage of the NEA method compared to the TRIAD is that it also provides a « calculation tool » for estimating the risks to human health (based on consumption of contaminated fish) as well as an estimate of the spread risk (based on the number of boats, the surface area of the shipping lane and the depth of the trafficked area). A disadvantage of the NEA method is that it provides neither actual risk values nor uncertainty values and that it was developed for marine waters.

We propose that a new ERA guideline for contaminated sediments in Swedish waters could be developed by combining and adapting the NEA and TRIAD methods for Swedish conditions (both for freshwater and for brackish water environments).

The project also proposes that the monitoring of benthic macrofauna should be included as standard for a site-specific sediment ERA, while analyses of meiofauna, bacteria in sediment, and functional variables (e.g. oxygen respiration and nutrient fluxes) are optional and not necessary as standard.

Finally, it is important to inform the public and management that if contaminant bioavailability is low, some sediments may be allowed to recover naturally under monitoring, without the need for any remediation, even when the total contaminant concentrations in the sediment are high.

1. Inledning

1.1 Projektdeltagare och samverkan

Projektgruppen bestod av forskare på Stockholms universitet (SU): *Jonas Gunnarsson* (Projektledare), *Johan Wikström*, *Divya Pal*, *Francisco Nascimento*, *Elias Broman*, *Sara Forsberg*, *Agnes Karlsson*, *Clare Bradshaw*; Göteborgs Universitet (GU): *Stefano Bonaglia*. Projektet utfördes i samarbete med hamnsaneringsgruppen i Oskarshamn: *Bodil Liedberg Jönsson* (Oskarshamns Kommuns tidigare beställarombud), *Anders Bank* (Relement Miljö Väst AB), *Therese Steinholtz* och *Fredrik Hansson* (Empirikon AB), samt i samarbete med *Sara Sjöling* på Södertörns Högskola och andra forskare i Sverige och internationellt. *Stefan Tobiasson* vid Linnéuniversitet har delat sin erfarenhet från tidigare undersökningar och även dykt och räddat en provtagare som vi förlorade i hamnen. De och många fler som nämns i *Tillkännagivande och Tack* har varit nyckelpersoner utan vilka projektet inte kunnat genomföras. Projektet har haft medfinansiering och draghjälp från systerprojektet *CAPTIVE* som finansierades av Statens Geotekniska Institut (SGI) inom programmet Tuffo (Teknikutveckling och forskning inom förorenade områden) där syftet var att ta fram en ny teknik för att åtgärda förorenade sediment genom tunnskiktsovertäckning med reaktiva sorbent (aktivt kol och Polonite) (Gunnarsson m.fl., 2026). Riskbedömningsuträkningar i projektet bygger således vidare på resultat som erhållits i tidigare miljöundersökningar i hamnen och inom projekt *CAPTIVE*. Projektets medel har använts enligt ansökan för att anställa postdoktorerna *Elias Broman* (mikrobiell ekolog) och *Divya Pal* (ekotoxikolog) och projektassistent *Sara Forsberg* samt för kemiska analyser och material.

1.2 Publikationer i projektet och medfinansiering

Projektet FRISKA sediment har varit en plattform för samarbeten mellan forskare, doktorander och studenter. Resultaten i denna rapport bygger på artiklar och examensarbeten som producerats med stöd från projekten *CAPTIVE* och *FRISKA sediment*. Hittills har projektet *FRISKA sediment* lett till sex publikationer och tre examensarbeten (se kapitel 6. Publikationer i projektet). Delar av projektets resultat har presenterats på fyra årliga möten hos Naturvårdsverket inom utlysningen ”Förorenade sediment”.

1.3 Målsättning och frågeställningar

Projektets mål var att testa olika mätmetoder och utreda deras lämplighet för en *platspecifik riskbedömning* av yttre hamnen i Oskarshamn i syfte att förbättra vår metodik för bedömning av spridning av sedimentföroreningar till omgivningen och risker för människor och miljön. I projektet jämfördes olika riksbedömningsmetoder – från enkla riskkvoter till mer komplexa ekologiska mätvariabler – avseende deras

relevans och tids- och kostnadseffektivitet i syfte att kunna utreda vilka mätningar som är mest användbara för att bedöma om ett förorenat område utgör en risk, och underlätta vid beslut om vilka sedimentområden som eventuellt behöver saneras.

Projektets specifika målsättningar var att:

- Utföra en platsspecifik riskbedömning av förorenade sedimenten i Oskarshamns yttre hamn för att undersöka vilka risker som finns för människor och miljön.
- Testa två vägledningar från Norge och Nederländerna:
 - 1) *NEA Sediment ERA guideline* (Breedveld m.fl., 2018)
 - 2) TRIAD-metoden (Jensen & Mesman, 2006)
- Utföra platsspecifika och ekologiskt relevanta mätningar som biotillgänglighet och effekter på bottenfauna och bakterier och utvärdera om sådana mätningar kan förbättra ekologisk riskbedömning.
- Undersöka hur nya metoder inom metagenomik (DNA- och RNA-sekvensering) kan användas inom riskbedömning.
- Utvärdera hur effekter till följd av klimatförändringar i Östersjön, som till exempel ökad resuspension av sedimentpartiklar eller minskad syrehalt i bottenvattnet (hypoxi), påverkar spridningen av föroreningar i sedimenten och vilka miljörisker detta medför.
- Granska de riskbedömningsverktyg som används i projektet och identifiera vilka mätningar som är mest användbara.
- Ta fram resultat som gör det lättare att avgöra vilka risker de förorenade sedimenten i yttre hamnen utgör för miljö och människor.
- Ge exempel på hur en detaljerad, platsanpassad riskbedömning kan utföras samt lämna rekommendationer för bedömning av liknande förorenade områden i Sverige.

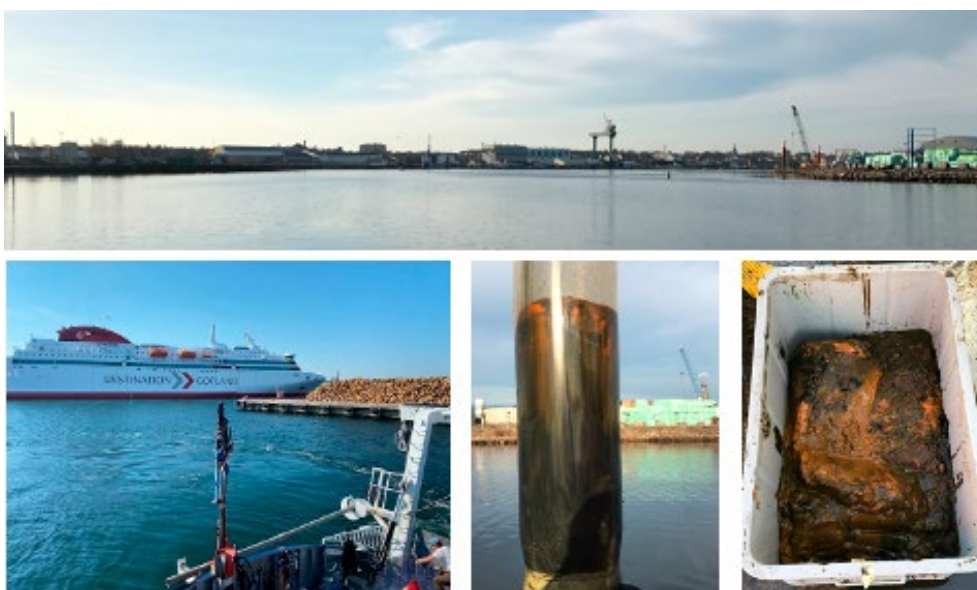
Följande frågeställningar har adresserats i projektet:

- Hur tillförlitliga är kemiska riskkvoter (RQ) (NEA steg 1), baserade på totala halter av föroreningar i sediment, vid miljöriskbedömningar?
- Förbättras riskbedömningen om man mäter toxicitet hos bottendjur? Vilka specifika testmetoder är i så fall mest lämpliga?
- Ger mätning av biotillgänglighet en bättre riskbedömning? Vilka metoder finns för att uppskatta biotillgänglighet och hur kan dessa resultat användas praktiskt?
- Kan osäkerheten i riskbedömningar minska genom att inkludera fler ekologiska indikatorer? Vilka ekologiska parametrar är då mest betydelsefulla?
- Hur effektivt är det norska riskbedömningsverktyget (NEA-metoden) när det gäller att beräkna spridningsrisk samt risker för människa och miljö?
- Hur bra är TRIAD-metoden för att räkna fram integrerad risk?
- Går det att använda NEA- eller TRIAD-metoden för att prioritera vilka förorenade sedimentområden i Sverige som eventuellt bör saneras?

1.4 Bakgrund

1.4.1 Oskarshamns hamn

Hamnen i Oskarshamn har länge varit en strategisk knutpunkt för sjöfarten i Östersjön. Hamnen har en kort inseglingssträcka från yttre till inre hamnen och är viktig för transporten av människor och varor i regionen. Härifrån går bland annat färjor till Gotland och stora mängder trävaror skeppas ut till olika delar av världen (se Figur 1). Sedan 2001 är hamnen klassad som riksintresse.

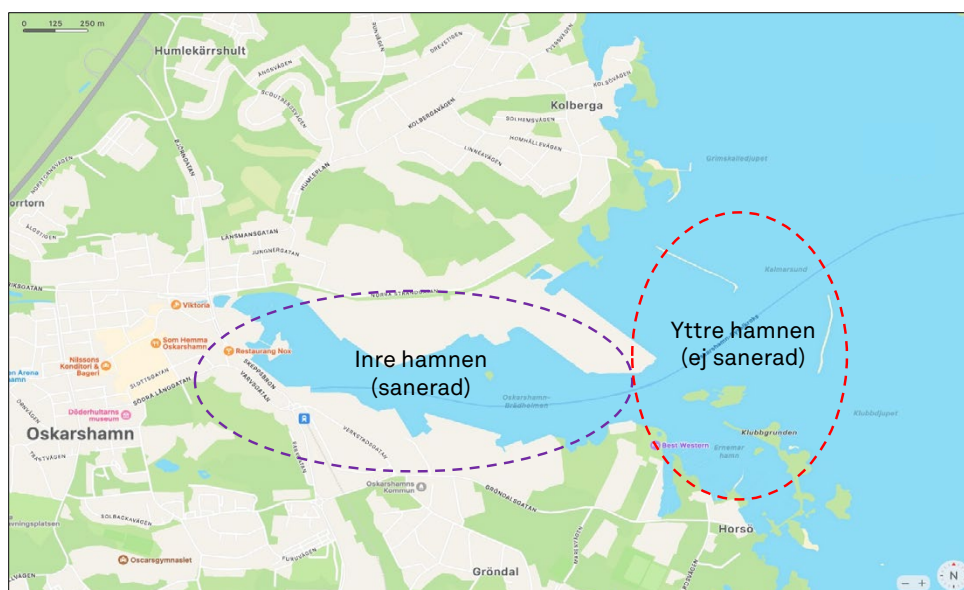


Figur 1. Den övre bilden visar en panoramavy över den inre hamnen. På den södra sidan låg tidigare Kopparverket. I mitten syns den 72 m höga varvskranen. På den norra sidan finns ett industriområde där både batterifabriken och oljehamnen är belägna. På de nedre bilderna syns till vänster Gotlandsfärjan, som passerar den nya oceankajen där trävaror är på väg in till terminalen i inre hamnen. I mitten och till höger: en sedimentpropp och ett bottenhugg med förorenat sediment insamlade från Månskensviken utanför gamla kopparverket. Den orangebruna färgen kommer av höga koncentrationer av järn och andra metaller, vilka har oxiderats av bakterier i sedimentet. Foton: Jonas Gunnarsson.

Under förra seklet etablerades tunga tillverkningsindustrier i hamnen som kopparverket (Oskarshamns Kopparverk AB) och batterifabriken (Svenska Ackumulator AB Jungner, nu SAFT AB). Fabrikerna, varvet och den övriga hamnverksamheten skapade tillväxt för Oskarshamns stad men förorenade samtidigt hamnens vatten och sediment med metaller, som arsenik (As), kadmium (Cd), koppar (Cu), kvicksilver (Hg), nickel (Ni), bly (Pb) och zink (Zn) och organiska miljögifter som polyklorerade dibensodioxiner och furaner (dioxiner, PCDD/F) och polyklorerade bifenyl (PCB) (Bank, A & Carlsson, B, 2005). För att få en bättre förståelse för hur och varför föroreningarna har uppstått i hamnen har Kalmar läns museum (Lamke, 2012) samt Oskarshamns kommun (Öberg-Högsta, A-L & Bank, A, 2005) tagit fram historiska kartläggningar av den tidigare industriverksamheten i området. Merparten av miljögifterna kommer från kopparverket och batterifabriken men även från varvet och Oskarshamns kommuns avloppsvatten. Kopparverket som var i bruk mellan 1918–1969 låg på inre hamnens södra strand vid Månskensviken där orenat processvatten släpptes ut i hamnen. Dessutom tömdes tunnor med sura bad från kopparextrak-

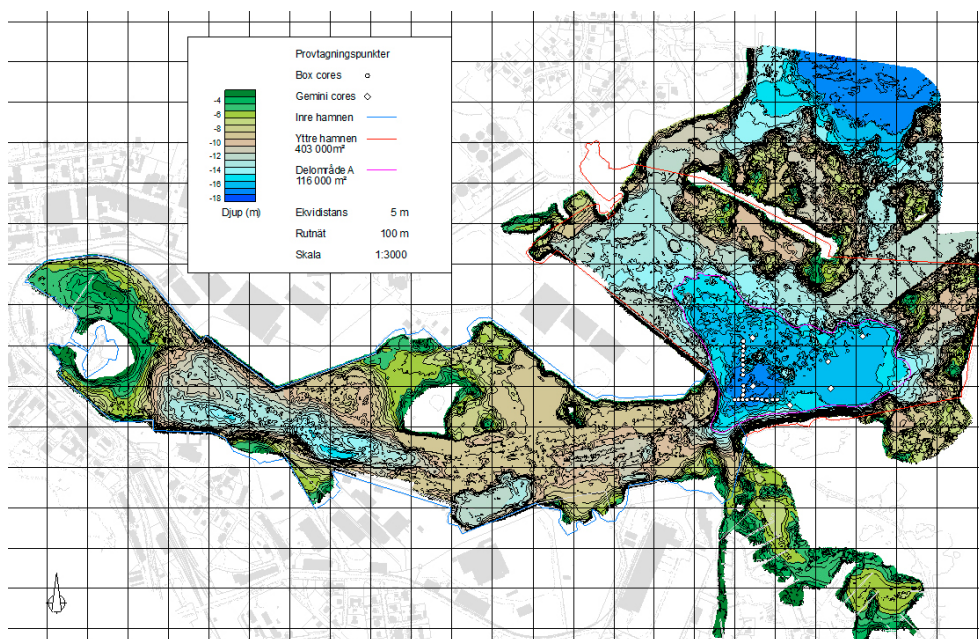
tionen i markområdet och i hamnen. Förutom utvinning av koppar från kopparmalmer extraherades andra miljöfarliga metaller som bly, arsenik, och zink. En kemikaliefabrik byggdes också för att framställa saltsyra och andra kemikalier från malmen. I den ”svenska kopparprocessen”, som användes då, uppstår kis aska – en restprodukt som krossas till ett pulver och blandas med koksalt (NaCl) innan den genomgår en ”klorerad rostning” som gör att Cu blir lös. Badet lakas med vatten och svavelsyra och det är från dessa sura bad som stora mängder Cu och andra metaller tros ha släppts ut i hamnen. Det är också troligtvis genom denna utvinning samt genom förbränning vid järnsintring som dioxiner bildats och förorenat hamnen. Idag vet vi att metallindustrin och sinterverk står för betydande utsläpp av dioxiner och furaner till miljön. Orsaken tros vara att koppar tillsammans med klor katalyserar kemiska reaktioner som leder till att dioxiner bildas. Denna så kallade *de novo syntes* kan resultera i att dioxiner bildas oavsiktligt. Batterifabriken SAFT AB på hamnens norra sida har släppt ut stora mängder Cd och Ni. Produktionen pågår fortfarande, men dagens utsläpp från verksamheten är betydligt lägre än när fabriken startade. Batterifabriken har numera tillstånd att släppa ut upp till 15 kg kadmium och 70 kg nickel per år (Bank, A & Carlsson, B, 2005).

Under 20 år kartlade Oskarshamns kommun föroreningsituationen och visade att hamnen var en av Sveriges mest förorenade platser. Över tusen sedimentprover analyserades för metaller och organiska miljögifter för att kartlägga föroreningsgraden av hamnens sediment (Arner, E, 2000; Björinger, P, 2012a, 2012b, 2012c; Tobiasson, S, 2012; Östlund, P, 2005), samt i fisk (Arner, M & Persson, J, 2005), blåmusslor (Andersson, S, 2012) och i blåstång (Arner, M, 2005). Höga eller mycket höga halter av metaller, främst As, Cu och Zn, uppmättes i sedimenten, men det mest alarmerande var de höga dioxinhaltarna (med några prover över 3000 ng WHO-TEQ/kg TS sediment) (Molander, P & Elander, P, 2010). Även i blåmusslor var dioxinhaltarna ofta höga (Andersson, S, 2012). Undersökningar visade också att den intensiva båttrafiken orsakade betydande resuspension av sediment i hamnbassängen. Risker för att partikelbundna och lösta ämnen transporteras från hamnen till Kalmarsund och övriga Östersjön bedömdes som hög och årliga läckaget från inre hamnen till Kalmarsund uppskattades till 3000 kg Zn, 700 kg Cu, 600 kg Ni, 350 kg As, 250 kg Pb, 20 kg Cd, 1 kg Hg och 100 g dioxiner (Oskarshamns kommun, 2016). På grund av de höga föroreningshalterna och spridningsrisken till Östersjön beslutades att hamnen skulle saneras och 2012 beviljades Oskarshamns kommun ett bidrag från Naturvårdsverket på en halv miljard kronor för att sanera inre hamnen. Det är Sveriges hittills största statligt medfinansierade saneringsprojekt. Totalt muddrades 460 000 m³ sediment från inre hamnen. Efter avvattning transporterades muddermassorna med lastbil till en deponi fyra km sydväst om staden. Saneringsprojektet, som genomfördes under perioden 2016 till 2020, slutade på en total kostnad på 630 miljoner kronor. Av detta stod kommunen för 50 miljoner kronor, batterifabriken SAFT bidrog med 41 miljoner kronor och Naturvårdsverket finansierade resterande 539 miljoner kronor. Saneringen av inre hamnbassängen är nu klar och åtgärds målet, som var att minska spridningen av prioriterade metaller och organiska miljögifter från hamnbassängen till Kalmarsund och Östersjön med 90 %, beräknas ha uppnåtts. Hamnsaneringen beskrivs i detalj i Oskarshamns kommuns rapport 2022:1 (Liedberg Jönsson, B. m.fl., 2022). För att minska läckaget av miljögifter från marken och återkontaminering av hamnen pågår i skrivande stund en marksanering av tomten där Kopparverket låg. Ett miljökontrollprogram har också påbörjats för att följa effekten av åtgärderna på miljökvaliteten i hamnområdet.



Figur 2. Oskarshamns inre och yttre hamn.

Hamnen delas in i en inre och en yttre hamnbassäng (Figur 2). Hittills har endast inre hamnen sanerats då största delen av föroreningarna bedöms ha ansamlats där och eftersom den är grundare (5–7 m djup) och lättare att muddra jämfört med yttre hamnen (medeldjup 10 m, max djup 18 m) (Figur 3). Yttre hamnens sediment är också kraftigt förorenade och uppskattas innehålla upp till 25 % av den totala föroreningsbelastningen i hamnområdet. I detta projekt har vi främst fokuserat på yttre hamnen och utfört en platsspecifik riskbedömning för att skatta riskerna av föroreningarna i yttre hamnens sediment för miljön och människor. Yttre hamnen utgör en bra fallstudie för att testa olika riskbedömningsmetoder, då kunskap behövs om vilka miljörisker som eventuellt kvarstår efter att inre hamnen sanerats, samt då det finns omfattande insamlade data om föroreningshalter i sediment, bottenpografien, vattenströmmar, turbiditet, sjöfart och miljöövervakning. Inom projektet har vi dels fått tillgång till redan insamlade data, dels utfört egna provtagningar av sediment och bottenfauna för kompletterande mätningar och för att kunna göra toxicitetstester och mesokosmexperiment. Figur 3 visar en batymetrisk karta över hamnen och de positioner där nya sediment- och vatten-prover samlades in i detta projekt.



Figur 3. Batymetrisk karta över hamnen i Oskarshamn. Inre hamnen (med en yta på 500 000 m², avgränsad med yttre blå linje) har sanerats genom muddring och isolationsövertäckning. Yttre hamnen (med en yta på 403 000 m², avgränsad med röd linje) har inte sanerats ännu. Blå-mörkblå yta visar delområde A med största djup i en djuphåla i yttre hamnen (lila linje, 160 000 m², djup 14–18 m). I projektet har vi utfört en platsspecifik riskbedömning med fokus på yttre hamnen för att bedöma vilka risker förorenade sedimenten utgör för människor och miljön. Vita prickar visar stationer där vi har samlat in prover av sediment och bottenfauna i projektet. Källa: Kartan är framtagen på uppdrag av Oskarshamns kommun av företaget Clinton Mätkonsult AB, som godkänner att den presenteras här.

1.4.2 Ekologisk Riskbedömning (ERA)

Många industrier ligger nära vattendrag och i kustområden. Föroreningar från dessa verksamheter kan därmed lätt spridas till grundvatten, sjöar och hav. En stor del av föroreningarna binder till partiklar som sedan sjunker till botten, vilket har resulterat i omfattande sedimentföroreningar både i Sverige och globalt. Tidigare trodde man att sedimenten huvudsakligen fungerade som en slutstation för miljögifter – att föroreningarna täcktes över av nya partiklar och förblev begravda. Numera vet vi att föroreningar i sediment inte alltid stannar kvar, utan kan återföras från sedimenten tillbaka till ovanliggande vatten eller tas upp av bottenlevande organismer och spridas vidare upp i näringskedjan till rovdjur, fisk och människor. Förorenade sediment innebär därför risker, både för ekosystemen och för människors hälsa. I många svenska sjöar och kustvatten i Östersjön är halterna av dioxiner och kvicksilver höga i sedimenten, vilket har lett till att dessa gifter ansamlas i fisk. Det här har fått allvarliga följder, bland annat rekommenderas barn och kvinnor i fertil ålder att inte äta fet fisk från Östersjön och från svenska insjöar mer än några få gånger om året.

Förorenade sediment utgör även en risk för den omgivande miljön, främst för bottenlevande organismer. Bottenekosystem utgör betydelsefulla biotoper med stor artdiversitet. Dessa miljöer är viktiga för fiskars lek och tillväxt samt för att bibehålla ekosystemtjänster som näringsomsättning och nedbrytning av organiskt material. För att skydda både människor och miljön i områden med förorenade sediment, och för att lättare prioritera var insatser behövs mest, krävs det bättre verktyg för riskbedömning.

Sedan 1980-talet har ett flertal vägledningar tagits fram för ekologisk riskbedömning av sediment i USA, Kanada, Nederländerna och Norge (Breedveld och Ruus 2018; Environment Canada 2012; Ingersoll, T. Dillon, och Biddinger, G.R 1997; Newman, Roberts, och Hale 2002). I Sverige har vi traditionellt inriktat oss mer på förorenad mark än på sediment. Men eftersom sedimentområden följer samma lagstiftning som markområden har arbetet med att kartlägga förorenade sediment ökat under senare år. Nyligen blev förorenade sediment ett eget särskilt fokusområde och ett regeringsuppdrag om förorenade sediment (RUFSS) startades 2019, där fem myndigheter (NV, SGI, SGU, HaV och länsstyrelserna) gavs i uppdrag att förbättra kunskap och hantering av förorenade sediment (Naturvårdsverket, 2019). Myndigheterna har efter RUFSS fortsatt att samverka inom ett nätverk benämnt ”SESAM” (Sediment-samverkan mellan myndigheter). De har även startat ett branschforum för alla som arbetar med förorenade sediment och tagit fram hemsidan ”renasediment.se”, som uppdateras kontinuerligt med information och vägledning för bedömning och åtgärder av förorenade sediment. Arbetet i RUFSS och SESAM har bidragit till flera rapporter och vägledningar för att kunna inventera förorenade sedimentområden, bedöma föroreningsgraden för att underlätta prioritering av vilka områden som behöver antingen åtgärdas eller undersökas vidare med en fördjupad platsspecifik riskbedömning (Engström, 2023; Norrlin m.fl., 2022; Severin, 2018; Thuresson, 2024; Tjensvoll m.fl., 2022; Wernersson m.fl., 2025).

Fyra pilotprojekt har utförts inom RUFSS, för att undersöka nedbrytning av föroreningar i sediment, pröva saneringsåtgärder som avvattning av muddermassor *ex situ* och sanering *in situ* genom behandling med biokol. Arbetet med att ta fram vägledningar för att bedöma och prioritera förorenade områden har kommit långt (till exempel Wernersson m.fl. (2025)). Men myndigheterna inom RUFSS lyfter fram att fler exempel på platsspecifika riskbedömningar i förorenade sedimentområden behövs för att kunna gå vidare från att identifiera förorenade områden till att kunna bedöma hur höga riskerna är för miljön och människor och därmed kunna avgöra om det förorenade området behöver åtgärdas eller ej. Projektet FRISKA sediment ger exempel på hur en sådan platsspecifik riskbedömning kan utföras, utifrån det välstuderade förorenade hamnområdet i Oskarshamn.

I projektet jämfördes två metoder för riskbedömning; norska miljödirektoratets (NEA:s) vägledning för förorenade sediment (Breedveld m.fl., 2018) och TRIAD-metoden från RIVM (*National Institute for Public Health and the Environment*) i Nederländerna (Jensen & Mesman, 2006). Båda vägledningar presenterar metoder för att beräkna risker och följer en stegvis process som bygger på tre delar: 1) inhämtning av information, 2) bedömning av exponering och effekter, 3) riskanalys och förslag för beslut enligt den metod som föreslogs först av naturvårdsverket i USA (US EPA, 1992). Processen är iterativ, det vill säga, avsikten är att om steg 1 visar ”oacceptabel risk” kan antingen saneringsåtgärder föreslås och riskbedömningen avbryts vid detta tidiga stadium, eller så kan mer information inhämtas om det bedöms att osäkerheterna i utfallet är för stora. Då görs en fördjupad analys i steg 2 där mer data samlas in och en ny bedömning görs. I steg 3 kan mer platsspecifik information samlas in tills det bedöms att utfallet är tillräckligt säkert för att kunna lita på riskvärdena och avgöra om området behöver saneras eller ej. Denna stegvisa och iterativa arbetsprocess som successivt adderar data så att riskklassningen och osäkerheten kan revideras vid varje steg har för avsikt att göra bedömningen tids- och kostnadseffektiv. Riskbedömningen kan avslutas redan vid steg 1 eller steg 2 om informationen bedöms vara tillräcklig för att säkerställa riskklassningen.

Om det däremot fortfarande finns höga osäkerheter med riskklassningen kan mer tid och resurser läggas på att hämta in mer data, det vill säga göra en alltmer plats-specifik undersökning. Många föreslagna ramverk för riskbedömning föreslår detta arbetssätt, från enkla data (gallringsundersökning) till en fullkomlig platsspecifik bedömning, där mer data om till exempel föroreningarnas biotillgänglighet, toxicitet för bottendjuren, och ekologiska processer som sedimentlevande organismers förmåga att bryta ned organiskt material (respiration) eller återvinna närsalter (nitrifikation, denitrifikation) undersöks i detalj. Det finns relativt få exempel på sådana platsspecifika undersökningar i förorenade sedimentområden, vilket beror på att de är arbetsintensiva.

Enkla riskbedömningar, baserade på endast riskvoter, där totala halter av föroreningar i sedimenten jämförs med riktvärden (riktvärden), kritiseras för att sakna ekologisk relevans och forskare förespråkar ofta att fler ekologiska mätvariabler behöver inkluderas i riskbedömningar. Detta vägs mot vad problemägare och miljökonsulter kan göra för typ av mätningar i mån av tid, kunskap och resurser. Nya metoder utvecklas ständigt. Till exempel möjliggör metagenomisk sekvensering av DNA i sediment en identifiering av områdets samtliga arter till exempel vilka bakterier som finns i sedimentet och även vilka funktioner de har. Inom projektet har vi prövat både enklare kemiska analyser och mer avancerade biologiska metoder i en steg-för-steg-process, för att kunna utvärdera deras relevans och kostnadseffektivitet i riskbedömningen. Syftet har alltså varit att visa om det verkligen är nödvändigt att använda dessa mer avancerade metoder och om de bör ingå i framtida platsspecifika riskbedömningar eller inte.

Projektet bygger vidare på tidigare vägledningar för inventering och riskbedömning av förorenade områden i Sverige (Berggren och Enell 2021; Naturvårdsverket 1999, 2010; Persson, J m.fl. 2006; Sternbeck m.fl. 2008; Thuresson 2024) samt våra tidigare projekt ”Metodik för miljöriskbedömning” inom NVs kunskapsprogram Hållbar Sanering (Gilek m.fl., 2009; Jones m.fl., 2006; Jones m.fl., 2009). NEA-ramverket är framtaget för marina system i Norge. TRIAD-metoden är framtagen för bedömning av förorenade mark- eller sediment. Projektets mål var att testa dessa två ramverk (NEA:s vägledning och TRIAD-metoden) för en platsspecifik riskbedömning av förorenade sediment i Oskarshamn och se hur vägledningarna kan anpassas till förhållanden för brackvattensystem i Östersjön.

1.4.3 Norska vägledningen för riskbedömning

NEA:s vägledning för riskbedömning publicerades 2015 på norska (Breedveld & Ruus, 2015) och har sedan översatts och publicerats på engelska (Breedveld & Ruus, 2018) och refereras som *The Norwegian Environment Agency guidelines for environmental risk assessment of contaminated sediments*, här förkortat till *NEA-vägledningen*. Den föreslår en trestegsprocess, från enkel till mer och mer plats-specifik, för att bedöma risker av sedimentföroreningar för miljön, människor, och spridningsrisken till omgivningen (Figur 4). Vägledningen bygger på Norges system för klassificering av förorenade sediment (Bakke T. m.fl., 2010). Det norska systemet är baserat på effektbaserade ”grensverdier”, alltså riktvärden som baseras på faktisk toxicitet uppmätt genom djurförsök och/eller beräknad biotillgänglighet. Norska riktvärden är hämtade ur EU:s tekniska riktlinjer (*Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards*, European Commission, 2017).

Det råder stor brist på underlag för att ta fram effektbaserade bedömningsvärden för föroreningar i sediment. I Sverige används både effektbaserade och s.k. tillståndsbaserade bedömningsgrunder. De effektbaserade utgörs av HaVs riktvärden och bedömningsgrunder för god kemisk och ekologisk status enligt HVMFS 2019:25 (Havs och Vatten myndigheten, 2019). Eftersom dessa riktvärden oftast härleds från toxicitetstester på vattenlevande organismer och sedan omräknas till sediment, samt att de i dagsläget endast finns effektvärden för ett begränsat antal ämnen, har vi i denna rapport främst utgått från NEA:s norska effektbaserade värden i våra riskbedömningar.

I rapporten har vi också jämfört de uppmätta föroreningshalterna i sedimenten i hamnen med ”tillståndsbaserade” bedömningsgrunder. Dessa tillståndsbaserade bedömningsgrunder är indikativa och bygger inte på effekter, utan halterna delas in i fem olika klasser baserat på analyserade halter av föroreningar i sediment från olika delar av Sverige, både i marina och limniska miljöer. Klassgränserna utgörs av olika percentiler enligt metoder som beskrivs i Josefsson (2017); Naturvårdsverket (1999); SGI (2024). I projektet har alla uppmätta föroreningshalter i Oskarshamns sediment, både från inre och yttre hamnen, klassats enligt dessa indikativa tillståndsbaserade riktvärden som ”medelhöga” till ”mycket höga” halter (se Bilagor B4, B5).

Förutom effektbaserade riktvärden innehåller NEA:s vägledning ett kalkylblad i Excel som innehåller ekvationer och schablonvärden för att kunna beräkna föroreningarnas spridning och risker för miljön och människor. Kalkylbladet kan laddas ned från länken:

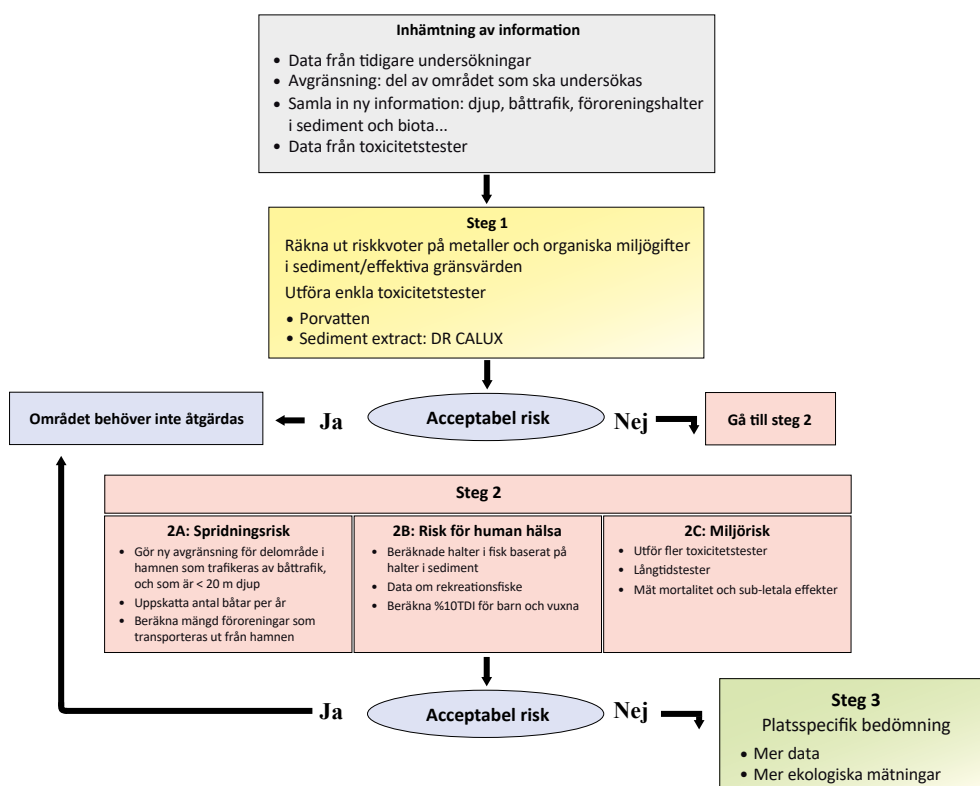
<https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2020/april-2020/risikovurdering-av-forurenset-sediment--regneark/>

Kalkylbladet använder data som till exempel uppmätta föroreningshalter i sediment eller i porvatten, resultat från toxicitetstester, sedimentparametrar som kornstorlek, organisk halt, vattendjup och vattenomsättning, båttrafik och föroreningshalter i biota (till exempel i musslor eller i fisk). Risker för humanhälsa baseras på beräkning av tolerabelt dagligt intag (TDI) som är ett hälsobaserat gränsvärde som anger mängden av en förorening som kan intas per dag under en hel livstid utan någon risk för konsumenten (beräknas här för både vuxna och barn). I NEA-metoden används 10 % av TDI då det anses att max 10 % av intaget kan härröra från förorenade sediment. NEA-metoden görs i tre steg (Figur 4).

Under **steg 1** behövs endast data över föroreningskoncentrationer i sediment och några enkla toxicitetstester med porvatten och DR CALUX (TEQ dioxinhalt). Riskvärdena som räknas ut genom kalkylbladet i första steget är konservativa för att hellre överskatta än underskatta risken. Om risken anses oacceptabel kan man bryta undersökningen och gå vidare till steg 2 för en mer detaljerad undersökning.

Under **steg 2** läggs ytterligare data in i kalkylbladet från fler mätningar av föroreningshalter i sediment och biota, samt resultat från fler toxicitetstester. Här lägger man också in data om vattendjup, sedimenttyp, båttrafik, samt data om rekreativ fiske och en beräkning av både miljörisker (från ekotoxikologiska data), spridningsrisken (data om uppgrumling av sedimentpartiklar och vattentransport) och risker för människohälsa (uppskattad fiskkonsumtion och TDI-beräkningar). I steg 2 är riskbedömningen fortfarande relativt enkel, det vill säga baserad på en hel del schablondata i kalkylbladet. Bedömningen kan avslutas här och beslut om eventuella åtgärder fattas baserat på de erhållna riskvärdena.

Om riskvärdena är höga men anses innehålla betydande osäkerheter kan modellens beräkningar och schablonvärden verifieras eller ersättas med platsspecifika data i **steg 3**. Detta görs genom att samla in ytterligare data från fält eller genom mesokosmexperiment. På detta sätt minskas osäkerheten och riskbedömningen blir mer realistisk. I detta projekt anpassades verktyget för förhållanden i Östersjön genom att använda toxicitetstester med brackvattenorganismer i stället för marina arter. I material och metoder redovisas hur vi samlat in data från tidigare och egna undersökningar i hamnen, hur vi utfört toxicitetstester och mesokosmexperiment för att generera fler platsspecifika mätningar. En kortfattad beskrivning av beräkningarna som vi utfört under steg 1, 2 och 3 presenteras i material och metoder. En detaljerad beskrivning av alla ekvationer och beräkningsmetoder som används i kalkylbladet presenteras i NEA:s vägledning (Breedveld & Ruus, 2018).

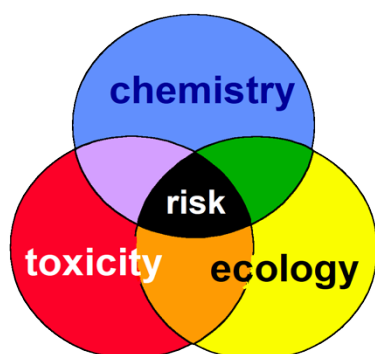


Figur 4. NEA:s vägledning för riskbedömning av förorenade sediment. "Risikovurdering av förorenset sediment – Veileder M409" (Breedveld och Ruus 2015). Bedömningen görs från enkel till mer platsspecifik i tre steg. Under **steg 1**, beräknas riskkvoter av totala föroreningshalter i sediment delat med effektbaserade riskvärden, samt enkla toxicitetstester med porvatten och bottendjur, samt dioxinhalter med Dr CALUX metoden, eller mätning av TEQ dioxiner i sediment. I **steg 2** läggs ytterligare data in modellen för att beräkna spridningsrisker från hamnen till omgivningen genom till exempel propellererosion från båttrafik, samt risker för människor och miljön. Om riskvärdena från steg 2 anses oacceptabla, kan man gå vidare till **steg 3**, där **fler platsspecifika mätningar läggs till**, som till exempel uppmätta föroreningshalter i biota (fisk, musslor), och fler biologiska mätningar från fält eller från mesokosmer.

1.4.4 TRIAD-metoden

TRIAD-metoden utvecklades av Peter Chapman i Kanada (Chapman, 1990) för att bedöma risker från förorenade sediment med som huvudbudskap att det inte räcker att mäta risker baserade på kemiska mätningar, utan det är viktigt att inkludera mätningar av toxiska effekter, biotillgänglighet och ekologiska effekter. Chapman föreslog att ha med tre separata undersökningslinjer, en kemisk, en toxikologisk och en ekologisk linje, för att styrka bevisprövningen, ”bättre med tre vittnen än ett”. I början var metoden endast kvalitativ med en tabell med + och -, som illustrerade att om man till exempel mäter höga föroreningshalter i sediment, men inte kan påvisa någon toxisk effekt eller någon ekologisk effekt, så är förmodligen inte föroreningarna biotillgängliga. Om man istället kan påvisa toxiska effekter men kemiska analyserna visar endast låga föroreningshalter, så kan det bero på att man inte analyserar för rätt ämne, eller att observerade effekterna beror på något annat än föroreningar, till exempel höga halter vätesulfid, ammonium, pH (Ho & Burgess, 2013). Om man mäter höga föroreningshalter och toxiska effekter och ekologiska effekter kan man vara tämligen säker att förorenade sedimentet utgör en miljörisk. Dvs osäkerheten i riskbedömningen minskar ju fler olika mätningar som visar på en effekt. Metoden har sedan vidareutvecklats i Nederländerna inom EU Liberation projektet, där + och - har ersatts med beräknade riskvärden. I Liberation föreslås ekvationer och skalningsmetoder för att kunna uttrycka alla olika mätningar (till exempel riskkvoter, procent dödlighet, antal djur, diversitet) som riskvärden på en gemensam skala från 0-1. Först beräknas ett riskvärde för varje undersökningslinje, sedan sammanvägs de tre undersökningslinjerna till ett integrerat riskvärde med tillhörande standardavvikelse (Jensen & Mesman, 2006). Dessa värden möjliggör att dels beräkna riskerna, men även att kvantifiera osäkerheten kring integrerade riskvärdena. Metoden har tillämpats i Sverige på förorenad mark inom Naturvårdsverkets program Hållbar sanering (Gilek m.fl., 2009; Jones m.fl., 2006; Jones m.fl., 2009). I projektet har vi använt TRIAD-metodiken för en platsspecifik riskbedömning av förorenade sediment.

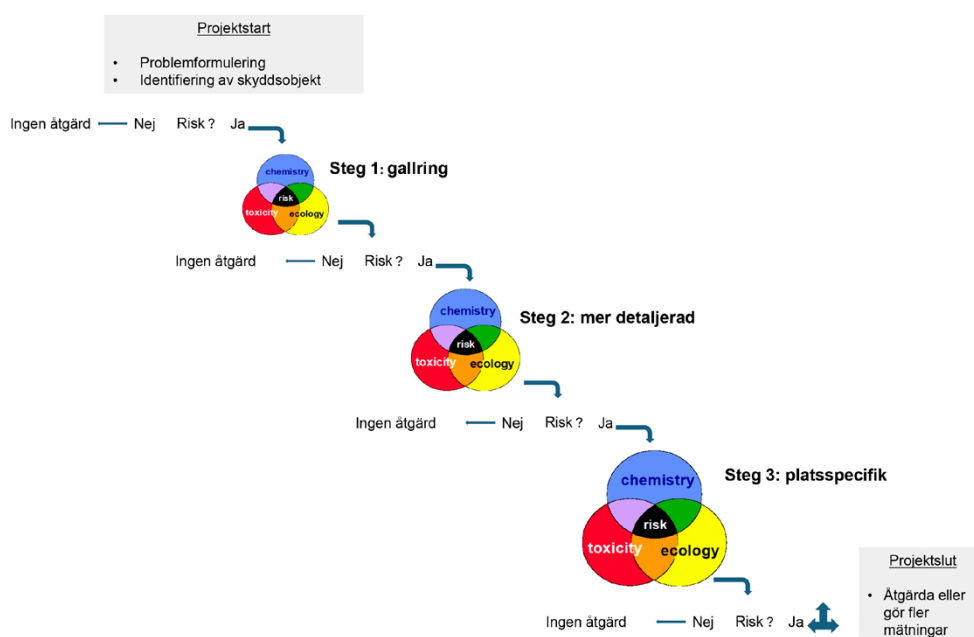
I TRIAD-metoden föreslås att varje undersökningslinje startas med enkla mätvärden och att fler platsspecifika mätningar successivt läggs till för att minska osäkerheten kring det beräknade integrerade riskvärdet (Figur 5).



- **The sediment quality TRIAD:** Peter Chapman. *The Science of the Total Environment*, 97/98 (1990)
[doi.org/10.1016/0048-9697\(90\)90277-2](https://doi.org/10.1016/0048-9697(90)90277-2)
- **LIBERATION** EU project: Jon Jensen, Miranda Mesman, Michiel Rutgers RIVM Report nr 711 701 047 (2006)
- **Metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden**, Gilek, Jones, Allard, Gunnarsson m.fl. NV Rapport 5928 (2009)

Figur 5. TRIAD-metoden för riskbedömning av förorenade sediment baserad på tre undersökningslinjer (kemiska, toxikologiska och ekologiska linjen).

Efter varje steg integreras riskvärdena från de tre undersökningslinjerna till en sammanvägd risk. Utöver sammanvägda risken beräknas även osäkerheten för sammanvägda risken vid varje steg. Kvantifiering av sammanvägda risken och osäkerheten kring riskvärdet är en fördel jämfört med NEA:s vägledning, där detta ej görs. Med TRIAD-metoden är det möjligt att bestämma om en risk är acceptabel eller ej utifrån ett beräknat riskvärde (medelvärde av de tre undersökningslinjerna), samt att kvantifiera osäkerheten (standardavvikelse). Om osäkerheten är hög efter steg1, går man vidare till steg 2 och samlar in mer data för att minska osäkerheten. Om sammanvägda riskvärdet är högt efter steg 2 och osäkerheten fortfarande är hög, går man vidare till steg 3 och samlar in ytterligare data tills osäkerheten är tillräckligt låg för att säkerställa risken för ett effektivt beslutsfattande (Figur 6).



Figur 6. Stegvis ansats i TRIAD-metoden för riskbedömning av förorenade sediment. Mätvärdena inom varje undersökningslinje skalas från 0 till 1. Därefter beräknas ett sammanvägt riskvärde som jämförs med förbestämda riskklasser (Tabell 2). Om risken är hög, efter steg 1, men osäkerheten kring risken också är hög fortsätter bedömningen till steg 2 och sedan eventuellt till steg 3 för att reducera osäkerheten, säkerställa effektivt beslutsfattande. Vid varje steg blir TRIAD-diagrammet större för att illustrera att antalet mätningar ökar för att göra undersökningen mer och mer platsspecifik.

Den *kemiska linjen* består, under steg 1, av jämförelser av uppmätta föroreningshalter i sediment eller porvatten med riktvärden. Som riktvärden har vi här använt NEA:s effektbaserade ”gränsvärden” som beskrivs ovan. I projektet föreslår vi att föroreningarnas biotillgänglighet inkluderas under steg 2, genom enkla labbmetoder (magsaftextraktion), eller utifrån bioackumulationsfaktorer, för att ersätta totalhalter i sediment (MEC) med uppskattade biotillgängliga halter ($PEC_{bioavailable}$) enligt de metoder som beskrivs i (Allard, A-S & Gunnarsson, J, 2009).

Toxikologiska linjen består av olika toxicitetstester. En fördel med att använda toxicitetstester utöver kemiska mätningar är att de mäter sedimentföroreningarnas samlade toxikologiska effekt på organismerna. Om man endast mäter föroreningshalter med kemiska analyser finns risken att man endast hittar de föroreningar som man analyserar, det vill säga okända föroreningar som inte ingår i en kemisk

standard kommer inte upptäckas vid analys. Mätning av toxicitet tar också hänsyn till cocktaileffekten och till föroreningarnas biotillgänglighet. I TRIAD metodiken används data från flera ekotoxikologiska tester för att ta hänsyn till att organismerna har olika känslighet för olika föroreningar (Gilek m.fl., 2009). Antalet toxicitetstester ökar successivt från steg 1 till 2 och 3 för att göra bedömningen mer platsspecifik och minska osäkerheten kring integrerade riskvärdet.

Ekologiska linjen inkluderar olika biologiska mätningar, till exempel inventering av växter och djur (antal arter och biologisk mångfald), bottenfaunans sammansättning, mikroorganismers diversitet och funktion (respiration, denitrifiering). I projektet har vi tillämpat TRIAD-metoden för att bedöma miljörisker från Oskarshamns förorenade sediment jämfört med ett opåverkat referensområde och har följt de metoder som föreslås i (Gilek m.fl., 2009; Jensen & Mesman, 2006). Som referens valdes ett oförorenat område utanför Askö, ett naturreservat i Trosas skärgård, från vilket vi samlat in referenssediment och testorganismer (till exempel föroreningskänsliga vitmärlor) som vi sedan exponerat för sediment från Oskarshamn.

En översikt av de mätningar som vi använt i projektet i de tre undersökningslinjerna, från steg 1 till 3, presenteras nedan (Tabell 1) och beskrivs mer i detalj i material och metoder och i resultaten.

Tabell 1. Exempel på mätningar i TRIAD-metodens tre undersökningslinjer som vi testat i projektet under respektive steg 1, 2 och 3.

	Kemiska	Toxikologiska	Ekologiska
Steg 1 Gallring	Föroreningshalter i sediment Beräkning av riskkvoter Beräkning av toxisk potential	Mätning av DR-CALUX (för dioxiner) alternativt TEQ dioxiner Porvattentester Enkla toxtester % dödlighet	Fältbeskrivning, tidigare naturinventeringar, bottenfauna, alger, fisk
Steg 2 Detaljerad	Utökad provtagning Nya beräkningar av TP Biotillgänglighetsmätningar	Ett batteri av toxicitetstester för att mäta letala och subletala effekter på sedimentlevande djur e.g. toxicitetstester med märkräfter	Beräkning av bentisk kvalitetsindex på bottenfauna (BQI och BQX)
Steg 3 Platsspecifik	Bioackumulations- tester (BAF) Kvantifiering av plats- specifika variabler som bottenström, båttrafik, syrehalt	Långtidstester, mesokosm- experiment för att mäta dödlighet och subletala effekter (tillväxt, reproduktion, embryonalutveckling)	Mätning av meiofauna Mikroorganismers diversitet Mikroorganismers funktioner genom O ₂ respiration, närsalts- fluxer, kväveomsättning

Skalning:

I *Liberation*-rapporten (Jensen & Mesman, 2006) föreslås olika skalningsmetoder för att omvandla alla värden från till exempel kemiska analyser (halter), toxicitetstester (% dödlighet) eller ekologiska mätningar (till exempel antal arter) till en enhetlig skala från 0 till 1, där 0 = ingen risk och 1 = maximal risk. Skalningsmetoderna som används i projektet beskrivs under material och metoder.

Sammanvägning av risken inom en undersökningslinje:

Efter att resultaten har omvandlats till en skala 0:1 vägs de samman till ett riskvärde per undersökningslinje.

Integrering av de tre undersökningslinjerna:

Därefter sammanvägs riskvärdena från de tre undersökningslinjerna till ett integrerat riskvärde genom att beräkna ett geometriskt medelvärde av de 3 riskvärdena. Osäkerheten i det integrerade riskvärdet beräknas genom att mäta standardavvikelsen från medelvärdet. Ett integrerat riskvärde och standardavvikelsen beräknas först för steg 1. Om osäkerheten är stor fortsätter man till steg 2 för en fördjupad undersökning. Om osäkerheten fortfarande är hög efter steg 2 går man vidare till steg 3. Målet är att osäkerheten (standardavvikelsen) av integrerade riskvärdet minskar successivt i takt med att fler platsspecifika mätvärden läggs till. Här användes *Liberation*-rapportens rekommendation om att standardavvikelsen (SD) bör vara $\leq 0,3$ för att riskvärdet ska kunna anses tillräckligt säkert. I projektet beräknades den integrerade risken och osäkerheten från steg 1 till steg 3 för att se om den minskat med fler platsspecifika ekologiska mätningar.

Riskklassning:

I *Liberation*-rapporten och i andra liknande riskbedömningar föreslås förbestämda klassningsgränser. Redan i allra början av riskbedömningen när man identifierar målet med riskbedömningen, det vill säga vilka objekt som ska skyddas (människor, djur, växter, sedimentfunktioner etcetera) relaterat till områdets användning (hamnen i Oskarshamn) och naturvärden i omgivningen (Kalmarsund och Östersjön) behöver man också vara överens om riskklassningen. I projektet jämfördes uträknade integrerade riskvärden med de riskklasser som föreslås i RIVM:s vägledning (Tabell 2).

Tabell 2. Förbestämda klassningsgränser som föreslås i TRIAD-metoden. Vid varje steg beräknas ett integrerat riskvärde från tre undersökningslinjer med respektive kemiska, toxikologiska och ekologiska mätvärden. Sedan jämförs det beräknade riskvärdet med dessa klassvärden. Om beräknade riskvärdet är lägre än 0,2 anses risken vara låg. Om det beräknade riskvärdet är lika med eller högre än 0,2 men lägre än 0,5, anses miljörisken vara medelhög. Om riskvärdet är lika med eller över 0,5 är risken hög.

Beräknat riskvärde	Riskklasser	Klassning
Riskvärde	$0 < 0,2$	Låg risk
Riskvärde	$0,2 < 0,5$	Medelhög risk
Riskvärde	$0,5 < 1$	Hög risk

Fördelar med TRIAD-metoden:

TRIAD-analysen gör att vi kan jämföra betydelsen av de olika mätningarna för den integrerade risken och utvärdera vilka mätvariabler som är mest lämpliga för riskbedömning. Är det till exempel tillräckligt att basera risker på riskkvoter (totalhalt i sediment delat med ett gränsvärde)? Bör riskkvoter korrigeras för biotillgänglighet? Vad tillför utökade mätningar av ekologiska variabler, såsom effekter på mikroorganismer? Resultaten från TRIAD-analysen presenteras i en tabell som gör det möjligt att visualisera hur den integrerade risken och standardavvikelsen kring risken ändras i takt med att data läggs till eller tas bort. I projektet gjordes en sådan jämförelse för att kunna beskriva vilka mätningar som är mest relevanta och kan rekommenderas eller ej i kommande ERA. I resultaten visas riskvärdena med olika färger (som trafikljus) enligt klassningen i Tabell 2. Det gör att tabellen blir en överskådlig beslutsmatris som är lätt att presentera för alla parter, myndigheter och problemägare och underlättar beslutsprocessen.

1.4.5 Hur påverkas miljöriskerna i hamnen av resuspension och hypoxi

Yttre hamnområdet i Oskarshamn ingick inte i hamnsaneringen då spridningsrisken från yttre hamnen uppskattades vara låg idag. I förundersökningen till saneringen beskrivs att en ökad spridningsrisk eventuellt kan uppstå i framtiden med ökad båttrafik eller på grund av kraftigare stormar som följd av klimatförändring (Bank, Anders & Carlsson, Bo, 2005). Den allmänt vedertagna uppfattningen är att föroreningars spridning ökar vid uppgrumling av sedimentpartiklar (resuspension), vilket i sin tur kan öka miljögifternas biotillgänglighet och upptag i födokedjan (till exempel Bradshaw m.fl. (2012) och Charles m.fl. (2005)). Motsatta resultat har också rapporterats (Eggleton & Thomas, 2004), till exempel har (Apler m.fl., 2019) visat att när sediment från fiberbankar uppvirvlades minskade lösta fraktionen av metaller, medan mängden partikelbundna metaller ökade vid resuspension. Fördelningen av föroreningar till och från partiklar, det vill säga sorption och desorption, styrs av en rad fysikalisk-kemiska faktorer, som organiskt kol, syrekonzentration samt typ och storlek av partiklar (Latimer m.fl., 1999). Dessa faktorer är platsspecifika och därför kan det vara svårt att bedöma effekter av resuspension endast genom modellering. Utöver att analysera riskerna under dagens rådande förhållanden undersöktes i projektet hur spridningen av sedimentföroreningar kan påverkas vid ökad resuspension.

I Östersjön har produktion av växtplankton ökat som följd av det varmare klimatet och övergödning (Viitasalo & Bonsdorff, 2022). Detta har lett till en ökad sedimentering och anrikning av organiskt material till sedimenten. När det organiska materialet bryts ner av syreförbrukande mikroorganismer tar syret slut vilket resulterat i en lavinartad utbredning av syrefria bottenar (Conley m.fl., 2011). Syrekonzentrationen (O_2) i bottenvattnet påverkar sediment-bundna miljögifters mobilitet och biotillgänglighet, särskilt för metaller. Metallers mobilitet styrs bland annat av redox-förhållanden i sedimenten. Vid oxiderande förhållanden som normalt råder i de övre millimetrarna av syresatta sediment dominerar metallers sorption av bindning till Fe- och Mn-oxider. Under detta syresatta lager och i hypoxiska-anoxiska (reducerande) sediment dominerar i stället bindning till sulfider – en mycket stark kemisk bindning (Eggleton & Thomas, 2004). Metaller kan även binda till Fe- och Mn-sulfider men dessa oxideras fort vid resuspension och syresättning, medan mer stabila föreningar som CuS och pyrit (FeS) oxideras långsammare. Fritt Fe och Mn fälls snabbt ut som oxider/hydroxider, vilka kan binda nyligen frisatta metaller i olika grad. Olika platsspecifika egenskaper och mekanismer styr således frisättningen av metaller vid resuspension vilket gör utfallet av resuspension för spridning av metaller svårt att förutse.

I projektet utfördes resuspensions-experiment på labb där metallers mobilitet och toxicitet för mikroorganismer jämfördes under normoxi och hypoxi för att utvärdera hur lägre syrekonzentration påverkar föroreningarnas spridning och miljörisker. Experimenten beskrivs nedan under material och metoder.

2. Material och metoder

2.1 Data från tidigare undersökningar i hamnen

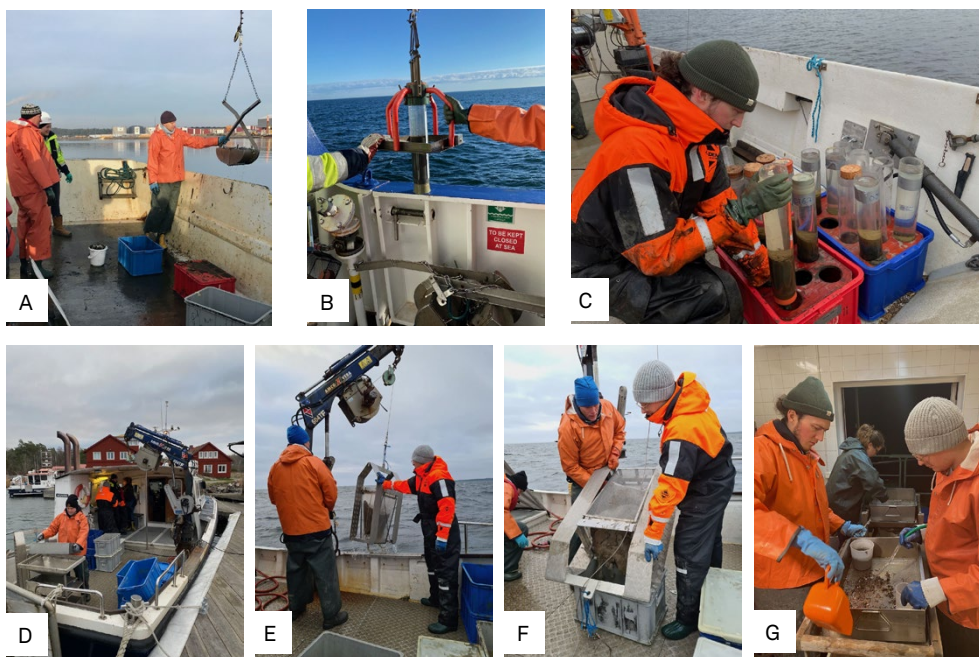
Data som användes i riskbedömningarna med NEA- och TRIAD-metoderna nedan kommer dels från tidigare miljötekniska undersökningar inför hamnsaneringen på uppdrag av Oskarshamns kommun, dels från våra egna provtagningar i detta projekt och i vårt systerprojekt CAPTIVE. För data från tidigare undersökningar har huvudsakligen följande källor använts (Tabell 3).

Tabell 3. Källhänvisning till tidigare miljötekniska rapporter som tagits fram av hamnsaneringsgruppen på uppdrag av Oskarshamns kommun som förstudier inför saneringen, från vilka vi hämtat kompletterande data till riskbedömningen med NEA- och TRIAD-metoderna i rapporten.

Källa	Ref	Beskrivning	Mätvariabler
Bank & Carlsson, 2005 Bank, A (pers.com)	1	490 provplatser från inre och yttre hamnen fördelade med systematisk provtagning (RTK) i ett rutnät med avstånd på 50 m mellan stationerna. Databas med alla data, genom pers. com. från Ander Bank	Metaller, PCBer Dioxiner och TBT
von Post, 2010	2	Beskrivning av provplatser, koordinatsystem, vattendjup, och sedimenttyper för rutnätets alla prover	Kartering, bilder
Östlund, 2005	3	Omfattande sedimentundersökning av 9 stationer i inre hamnen med fokus på föroreningshalter och sedimentparametrar	Samma föroreningar som ovan samt PAHer och Hg
Tobiasson, 2012	4	Provtagning av sedimentets ytgel i inre och yttre hamnen	Metaller, PCB, PCDD/F, TBT
Björinger, 2012	5	Provtagning av ytvatten	Metaller, dioxiner, vattenkemi
Björinger, 2012	6	Sedimentprover från 2 stationer (E1, E2) yttre hamnens djuphåla	Metaller, PCB, PCDD/F, TBT
Björinger, 2012	7	Sedimentfällor i inre hamnbassängen	Metaller, PCDD/F
Björinger, 2013	8	Sedimentfällor i yttre hamnen	Metaller, PCDD/F
Andersson, 2012	9	Upptag av metaller i blåmusslor	Metaller
Fredriksson et al, 2023	10	Upptag av metaller i blåmusslor	Metaller
Arnér & Persson, 2005	11	Upptag i fisk	Metaller, PCDD/F
Tobiasson, 2012	12	Mjukbotten övervakning	bottenfauna
Tobiasson, 2023	13	Mjukbotten övervakning	bottenfauna
Tobiasson, 2023	14	Mjukbotten övervakning	bottenfauna
Bergström, 2007	15	Vattenflöden, modellering	Export av metaller
Elander, 2011	16	Metaller, vattenomsättning	Kornstorleksfördelningar

2.2 Insamling av nya prover i projektet

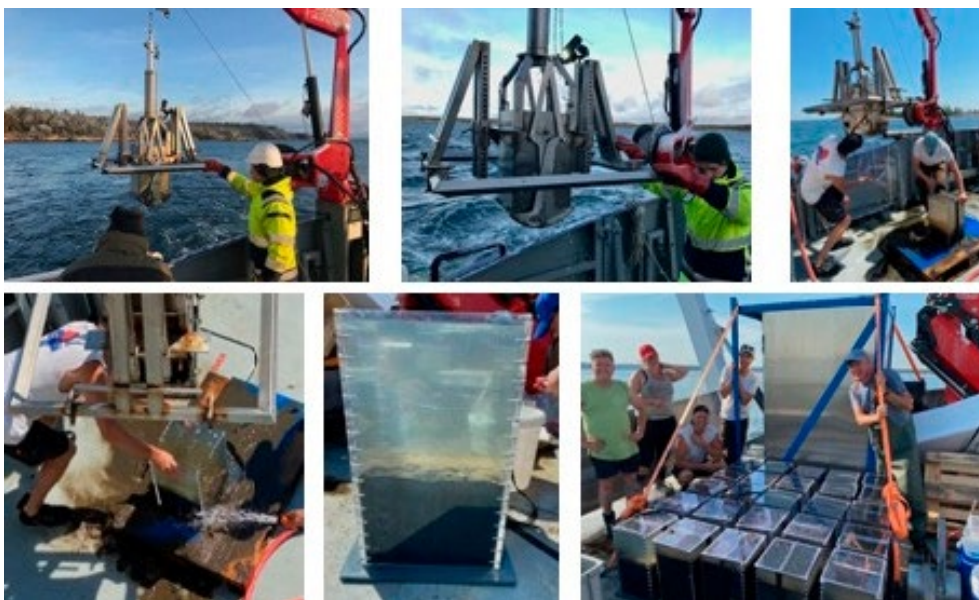
Sediment- och vattenprover samlades in från hamnen för att analysera föroreningshalter i översta sedimentet (0–3 cm) och andra platsspecifika fysikalisk-kemiska parametrar vid sex olika tillfällen: november 2016 (före hamnsaneringens start), maj 2017, juni 2020, augusti 2020, november 2021 och maj 2023. Se Bilaga B1 för en översikt över alla provtagningar, koordinater, antal och typ av prover. Prover samlades in både från inre hamnen vid Månskensviken (djup: 8 m) före saneringen, och från yttre hamnen i djuphålan vid Store Klubb (16 m) och vid Grimskalledjupet (17 m) (se karta Figur 3). Huvudfokus i projektet har legat på yttre hamnen då den ännu inte har sanerats. Provtagningarna sammanfattas nedan och beskrivs även mer i detalj i CAPTIVE projektet (Gunnarsson m.fl., 2025). Sedimentproppar togs med två typer av rörprovtagare, antingen med Kajak (Ø 8 cm, längd 50 cm) eller med Gemini-hämtare (Ø 8 cm, längd 80 cm). För provtagning av bottenfauna användes en van Veen-huggare (25 L, 24 kg) (Figur 7 A).



Figur 7. A: Provtagning med bottenhuggare i inre hamnen. B och C: Provtagning av sedimentproppar med Kajak-hämtare. D: Provtagning av sedimentproppar i yttre hamnen med en Gemini-hämtare E och F: Provtagning av bottenfauna (makrofauna) från referensområdet vid Askölaboratoriet med bottenhuggare. G: Framsällning av bottenfauna genom 1 mm såll för insamling av testorganismer för toxicitetstester. Foto: Jonas Gunnarsson.

2.2.1 Provtagning för mesokosmexperiment med boxcorer

En ny provtagare för boxcore (Blomqvist m.fl., 2015) användes för att ta ostörda bottensediment med ovanliggande vatten, som ett "akvarium från havets botten", med transparenta boxar (stötsäker 8 mm tjock plast, 28 x 28 x 50 cm) med löstagbara bottenar och lock (Figur 8). Totalt provtogs 20 boxar från djuphålan i yttre hamnen (Figur 3) och 5 kontrollboxar från referensområdet vid Askö. Boxarna täcktes med bottenar och lock och transporterades med *M/S Electra* till Askö-laboratoriet, där de placerades i vattenkärl med genomströmmande sandfiltrerat östersjövatten. Sedan användes dem i ett stort mesokosmexperiment för att mäta platsspecifika variabler, meiofauna och sedimentmikroorganismers diversitet och funktioner (respiration, näringsfluxer, denitrifikation).



Figur 8. Provtagning av boxcores. Provtagaren (box-corer) laddas med en tom transparent plastbox och sänks långsamt ned till botten. Sedan tas provtagaren upp på däck och en box fylld med cirka en tredjedel ostört bottensediment och två tredjedelar bottenvatten tas ut. Leran på utsidan spolas av och sedan laddas provtagaren med en ny box och ett nytt prov tas. Ned till höger 20 färdigprovtagna boxar med botten och lock som transporteras till Askö för att användas i mesokosm-experimentet. Foto: Jonas Gunnarsson.

Testorganismer (östersjömusslor och vitmärlor) samlades också in vid referensstationen (Figur 7 E,F,G) och exponerades under 2 månader för Oskarshamns sediment i mesokosm försöket. Förutom platsspecifika biologiska mätningar för detta projekt, användes också boxcore-experimentet för att testa effekter av tunnskitsövertäckning med aktivt kol och Polonite, som redovisas i CAPTIVE projektet och i vår publikation (Wikström, Forsberg, m.fl., 2024a).

Utöver mesokosm försöket provtogs, under maj 2023, ytterligare boxcore från yttre hamnen, från vilka sedimentproppar (\varnothing 4,6 cm, L. 30 cm) provtogs till ett experiment där effekter av Cu och hypoxi undersöktes på sedimentlevande mikroorganismer (se Figur 9 och 2.9).

Vid varje provtagning samlades också vattenprover för att mäta syre, salthalt och partikelhalt i bottenvattnet. Dessutom utfördes turbiditets-mätningar med CTD profiler i vattenmassan och i bottenvattnet efter passage av Gotlandsfärjan i yttre hamnen. Ingen signifikant ökning av turbiditet kunde mätas efter färjan, vilket kan bero på att det antingen inte sker någon resuspension av djuphålan botten-sediment vid färjans passage, eller mer troligt på grund av att det tog cirka 25 min för oss att komma i position med turbiditets-mätaren efter färjans passage och att eventuella uppvirvlade partiklar i bottenvattnet kan ha hunnit sedimentera eller transporteras bort (turbiditets-mätningarna presenteras i (Rämö m.fl., 2022) supporting info).

Två bottenstransekter filmades med undervattenskamera (ROV) och batymetriska mätningar av djuphålan gjordes med BEAM-ekolod från fartyget M/S *Electra*. Bilderna visade en typisk ackumulationsbotten med en homogen och platt bottenstruktur i mitten av djuphålan omringad av låglutande kanter. Se Bilaga B1 för en lista över alla prover som tagits i projektet. För mer detaljer om sediment batymetrimätningar med BEAM se (Wikström m.fl., 2024a) supporting info.

2.2.2 Provtagning av sedimentproppar för resuspensions-experiment

November 2022 togs 24 sedimentproppar med Gemini-hämtare från yttre hamnen, vid station E2 (57°15' 888" N, 16°29' 164" E) med båten *Uhro*, Utkiken Oskarshamn. Syftet var att beräkna hur mycket miljögifter som läcker ut till ovanliggande vatten vid propellererosion. Då resultaten från boxcore-studien ovan visade att det provtagna området har en stor heterogenitet avseende på färg (vissa boxcore var roströda av järn) och kis askor, tegel och sten, och en stor rumslig variation i föroreningshalter, togs även Kajak-proppar från sex stationer spridda över djuphålan (Figur 3) för att kartera föroreningsgraden i djuphålan. Två bottenhugg togs med van Veen för att mäta halter miljögifter i bottenfaunan i yttre hamnen. Sedimentpropparna och proverna transporterades med lastbil till Stockholm och placerades i ett termokonstantrum vid 6 °C för kommande analyser och toxicitetstester (2.5 och 3.2) och resuspensions-experiment (2.8 och 3.6).

2.2.3 Provtagning av sedimentproppar för hypoxi-experiment

Maj 2023 samlades nya sedimentproppar till ett experiment för att undersöka kombinationseffekter av koppar och hypoxi på mikroorganismer i sediment. Totalt samlades 40 sedimentproppar från boxcore-prover på däck med båten *Uhro* (Figur 9), vid station E2 (57°15' 873" N, 16°29' 326" E), där höga halter av Cu tidigare rapporterats. Propparna förseglades med gummiproppar och transporterades till vårt sedimentlabb på Stockholms universitet (SU). Ytterligare 40 proppar samlades in på samma sätt från referenslokalen vid Askö. Cirka 800 L brackvatten från Askö samlades transporterades till SU. Sedimentpropparna monterades sedan i ett experiment-system som beskrivs nedan under 2.9, Figur 16 och 17.



Figur 9. Provtagning av sedimentproppar i yttre hamnen för hypoxi-experiment. Övre bilder provtagning med liten boxcorer, från vilken sex stycken proppar sub-samlas. Totalt samlades 40 proppar från yttre hamnen och 40 proppar från referensområdet vid Askö. Till höger insamling av 800 L brackvatten från Askö. Sedimentpropparna och vattnet transporterades sedan till Stockholm. Foto: Jonas Gunnarsson.

2.3 Kemiska analyser i sediment, vatten och djur

Metallanalyser i sediment, vatten, bottendjur och i passiva provtagare utfördes av ALS Scandinavia AB i Luleå med ICP-MS enligt ALS metoder för sediment MS-1 (11 metaller) eller M-2 (10 metaller), för vatten V3a-Bas och V3a-Hg, för membranfilter M4SUSP. Kvantifiering av metaller enligt protokoll SS EN ISO 17294-1:2004; 17294-2:2016 och EPA 200:8. Analyser av PCDD/F och plana PCB:er i prover från inre hamnen (sediment och östersjömusslan *Macoma balthica*) genomfördes av ALS i Pardubice, Tjeckien. Cirka 15–20 g vått prov extraherades med Soxhlet i toluen, spikades med en intern standard och analyserades med GC/HMRS enligt ALS protokoll ISO 17025. TEQ-Dioxiner analyserades också med CALUX® metoden (Chemically Activated Luciferase eXpression), även kallad DR-CALUX, en *in vitro* cellmetod som föreslagits som alternativ till traditionella kemiska GC/MS analyser av dioxiner. Detta gjordes i samarbete med Magnus Engwall och Maria Larsson vid Örebro universitet, inom ett examensarbete av Alexandra Selldén Poulsen vid SU (Poulsen, Alexandra, 2018). Syftet var att jämföra CALUX metoden med traditionella kemiska analyser för dioxin-förorenat sediment från Oskarshamn. Sediment, passiva provtagare (SPMD och DGT) och djurprover från mesokosmförsöket analyserades för metaller på ALS med de metoder som beskrivs ovan, medan dioxiner, PCB:er och PAH:er i SPMD analyserades på Oekometric GmbH, Bayreuth, Tyskland. Proverna extraherades med toluen och analyserades med GC/HMRS. Prover som samlades in från yttre hamnen med *Uhro* under november 2021 och maj 2023

analyserats för metaller på ALS, enligt de metoder som beskrivs ovan. För vattenprover analyserades både filtrerade och ofiltrerade vattenprover. En del prover filtrerades också genom membranfilter (*nitrocellulose*) och genom vägda glasfiberfilter (Whatman GF/C) för att kunna mäta metaller i lösning (C_{diss}), metaller associerade till suspenderade partiklar (C_{part}) samt massa suspenderade partiklar (mg/l).

Vid samtliga provtagningar analyserades också sediment och vattenprover på ackrediterade marinekologiska labbet (MEL) vid SU. För sediment mättes vatteninnehåll, torrsvikt, organiskt innehåll med glödförlust (LOI), samt mängden kol (TC), organiskt C (TOC), och kväve (TN) med en elementanalysator (Thermo Scientific Flash 2000), metod 31712052 och enligt (Hedges & Stern, 1983). Närsalter (PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_x^-) i ovanliggande vatten analyserades med en flödesnäring-analysator (Alpkem FlowSolution IV, OI Analytical) för PO_4^{3-} : metod 319528, SS-EN ISO 15681-2:2018 modifierad för Alpkem SFA, för NH_4^+ : metod 319526, för NO_x^- : metod 319527. I våra experiment med fokus på effekter på mikroorganismer och biogeokemiska reaktioner mättes sedimentprofiler av O_2 och pH i porvatten med mikroelektroder och flux av metangas (CH_4^+) från sediment till ovanliggande vatten med en Shimadzu 8A GG-FID, på DEEP, SU. För mer detaljer om analysmetoderna se våra publikationer (Bonaglia m.fl., 2019; Rämö m.fl., 2022; Wikström m.fl., 2024a).

Halter av metaller och organiska miljögifter som ackumulerats i bottenfauna analyserades i östersjömusslan *Macoma balthica*, blåmusslan *Mytilus edulis*, sandmusslan *Mya arenaria*, havsborstmasken *Hediste diversicolor*, vitmärlorna *Monoporeia affinis* och *Pontoporeia femorata* och fjädermyggslarver *Chironomus sp.* Efter insamling av djuren hölls de i rent östersjövatten i minst ett dygn för att tömma tarmen på förorenat sediment (så att endast miljögifter som ackumulerats i djurens vävnad var kvar vid analys). Djuren extraherades och analyserats för metaller, eller dioxiner, PCB:er, PAH:er med samma metoder som beskrivs ovan. I mesokosmförsöket och i resuspensions-försöket användes en ^{14}C -märkt PCB (PCB 47 ([U- ^{14}C] - 2,2',4,4'-tetra-chlorobiphenyl, $\log K_{\text{ow}} = 5,85$, $\log K_{\text{oc}} = 4,88$, Sigma Chemicals, St. Louis, USA) som modellämne för att mäta biotillgänglighet och läckage av PCB (C_{part} och C_{diss}). ^{14}C -märkt PCB har använts som surrogat för dioxiner och PCB i sediment, då det är snabbare att analysera radioaktivitet med en scintillationsräknare än att mäta ämnena med konventionella kemiska analyser (GC/MS). Detektionsgränsen är lägre och det är mindre risk för bakgrunds-kontaminering, eftersom det enda som mäts är det ^{14}C -märkta ämnet som har tillsatts under försöket. I dessa experiment har naturligt sediment från hamnen spikats med ^{14}C -PCB på labb enligt (Hedman m.fl., 2008).

2.4 Undersökning av bottenfauna

Bottenfaunasamhället i inre och yttre hamnen har undersökts av Linnéuniversitet före och efter hamnsaneringen (Tobiasson, S, 2023), samt genom nya provtagningar i projektet. Eftersom bottenfauna (sedimentlevande evertebrater) är stationära och har fleråriga livscyklar används bottenfaunans sammansättning som bedömningsgrund för miljötillståndet på mjukbottnar inom Sveriges nationella och regionala miljöövervakning. Indexet BQI (Benthic Quality Index) har tagits fram för att bedöma miljöstatus på sedimentbottnar (Leonardsson m.fl., 2009). Ett botten-samhälle består av arter som är både känsliga och tåliga för olika typer av störningar,

som miljögifter eller syrebrist. Genom att jämföra antalet känsliga och tåliga arter ger BQI-indexet en indikation på miljötillståndet i det undersökta området.

$$BQI = \left[\sum_{i=1}^{S_{class}} \left(\frac{N_i}{N_{tot\ class}} * Sensitivity_i \right) \right] * \log_{10}(S + 1) * \left(\frac{N_{tot}}{N_{tot} + 5} \right)$$

S = antal arter, S_{class} = antal arter för vilka det finns ett känt artkänslighetsvärde. N_{tot} = totalt antal individer per 0,1 m², N_i = antalet individer av taxa i , $N_{tot\ class}$ = totalt antal klassade individer. Artkänslighetsvärdet är ett värde som har tagits fram i förväg, baserat på hur adapterat djuret är för olika störningar. Ju känsligare arten är för störning, desto högre är känslighetsvärdet (Leonardsson m.fl., 2009).

BQI indexet varierar mellan 1 och 15. En hög andel toleranta arter ger ett lågt BQI medan en hög andel känsliga arter ger ett högt BQI-värde. Det beräknade BQI-värdet för ett område jämförs sedan med förbestämda statusklassvärden för respektive *hög*, *god*, *måttlig*, *otillfredsställande*, och *dålig* miljö enligt EU:s vattendirektiv (Naturvårdsverket, 2007). Linnéuniversitetets undersökningar visade att den biologiska mångfalden för bottenfaunan var relativt låg, med mest tåliga arter som östersjömusslan *Macoma balthica*, sandmusslan *Mya arenaria*, fjädermyggselarver (*Chironomus* sp.) samt rovborstmaskarna *Marenzelleria* och *Hediste diversicolor* (tidigare *Nereis diversicolor*). Arterna är föroreningståliga och typiska för störda miljöer som i hamnar (Leppäkoski, 1975a). BQI-värdena visade att miljöstatusen var *måttlig* (BQI = 3,04) i yttre hamnen, och som *otillfredsställande* (BQI = 2,84) i inre hamnen. Undersökningarna visade att miljön i hamnen är påverkad av båttrafik och föroreningar, men miljötillståndet i hamnen var inte var inte sämre än vid referensområdet utanför hamnen (Rotvik) och inga direkta kopplingar till sedimentens föroreningar kunde påvisas. I detta projekt togs nya bottenfaunaprover i inre hamnen utanför gamla kopparverket (före saneringen) och från djuphålan i yttre hamnen, bottenfaunan bestämdes taxonomiskt på Stockholms Universitet och BQI-värden beräknade enligt ovan jämfördes med Linnéuniversitetets tidigare mätningar.

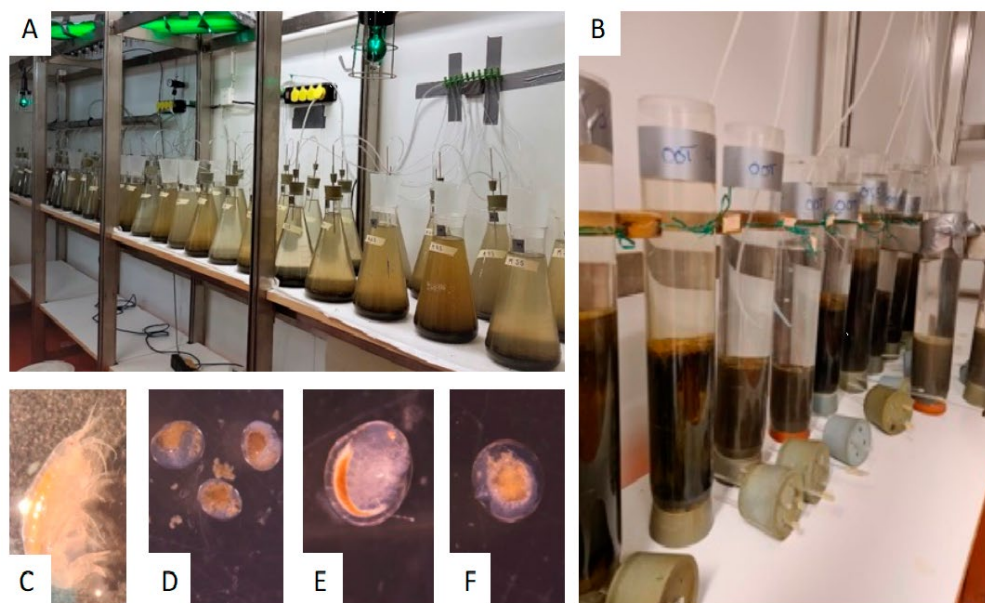
2.5 Toxicitetstester

NEA-metoden rekommenderar att man utför toxicitetstester med minst tre testorganismer (kiselalgen *Skeletononema costatum*, copepoden *Tisbe battagliai* ostronet *Crassostrea gigas*) samt en test med DR CALUX-metoden för att mäta bio-TEQ dioxiner. I projektet har vi anpassat NEA-metoden för Östersjöns miljö och valt i stället brackvatten-levande organismer, som samlades in i fält eller odlades på labb. Tabell 4 visar de organismer och tester som valdes i projektet.

Tabell 4. Toxicitetstester som utförts i projektet. Testerna beskrivs i detalj i referenserna: 1. (Poulsen 2018) 2. (Svensk Standard 1991) 3. (ECCC 2017) 4. (Cartine, J 2018) 5. (Gunnarsson, Wikström, Renman, Renman, Honkanen, m.fl. 2026) 6. (Strandgaard, S 2026) 7. (Sawyers, J 2017) 8. (Wikström, m.fl. 2024a).

Toxicitetstest	Plats	Beskrivning	Tid	Testsystem/ matris	Ref
CALUX <i>H4SSE-luc assay</i>	Inre och Yttre hamnen	Bio TEQ på sedimentextrakt jämförs med Kem TEQ		96-håls plattor sedimentextrakt	1
Nitocra	Inre och Yttre hamnen	Akut test, dödlighet Test i porvatten	48 h	15 ml tub porvatten	2
Hyaella	Inre och Yttre hamnen	Tillväxt och dödlighet Test i sållat sediment	14 d	400 mL bägare sediment	3,4
Pontoporeia	Yttre hamnen	Tillväxt och dödlighet Test i sållat sed, 1 L glasburkar	24 d	1 L glasburkar sediment	5,6
Monoporeia	Yttre hamnen	Tillväxt och dödlighet Test i sållat sed	51 d	1 L glasburkar sediment	5,6
Monoporeia	Inre och Yttre hamnen	Embryonal utveckling, dödlighet Test i sållat sediment	40 d	2 L Ekolv sediment	7
Monoporeia	Yttre hamnen	Embryonal utveckling, dödlighet Test i naturligt ej sållat sediment	61 d	Kajak, sed propp sediment	5,6
Monoporeia	Yttre hamnen	dödlighet Test i naturligt ej sållat sediment	50 d	Boxcore sediment	8

För tester med vitmärlor samlades cirka 1 000 vitmärlor (500 *Monoporeia affinis* och 500 *Pontoporeia femorata*) in från referensområdet vid Askö och användes i olika toxicitetstester (Tabell 4). *M. affinis* och *P. femorata* är små märlkräftdjur (8–10 mm) som lever nedgrävda cirka 2 cm i Östersjöns mjuka botten ned till 70 m djup. Arterna är lika varandra men *P. femorata* lever lite djupare ned i sedimentet än sin släkting *M. affinis*. Båda är bytesdjur för fisk och en viktig led i transporten av miljögifter från sediment till högre trofnivåer. Inom miljöövervakningen är de klassade som känsliga indikatorarter och de påträffas endast på botten med en god ekologisk status. Båda arterna används också som bioindikator inom miljöövervakning för olika vattendrag inom EU, där missbildade ägg och embryon observeras under lupp för att upptäcka subletala effekter, det vill säga som ett tidigt varnings-system för miljöförändringar (Gorokhova m.fl., 2023; Naturvårdsverket, 2021). De lever normalt inte i störda miljöer som i Oskarshamns hamn men kan användas som en känslig testorganism i labbtester för att bedöma hur giftigt sedimentet är (Naturvårdsverket 2007). I projektet användes både *M. affinis* och *P. femorata* för toxicitetstester med sediment från hamnen för att studera om effekterna (mortalitet och missbildade embryon) kunde relateras till miljögifterna (Figur 10).



Figur 10. Toxicitetstester med vitmärlor. A Försöksupställning med 2,5 l E-kolvar med sållat sediment från Månskensviken i inre hamnen och från Grimskalledjupet utanför hamnen, samt referenssediment från Askö. B En annan toxicitets test där vitmärlor exponeras för sedimentproppar med ostört sediment från 6 lokaler i yttre hamnen. I båda experimenten kvantifieras överlevnad och störning av embryonalutveckling hos vitmärlor enligt (Sundelin och Eriksson 1998). C Närbild på en vitmärla *Monoporeia affinis*. D Två normala ägg överst och ett missbildat under. E. Ett normalt embryo. F. Ett missbildat embryo. Foto: James Sawyers och Jonas Gunnarsson.

Följande tester gjordes med *M. affinis*: 40-dagars test (dödlighet och embryonalutveckling) i 2,5 l e-kolvar (30 djur/ E-kolv) med sållat sediment från inre och yttre hamnen enligt (Reutgard & Furuhausen, 2016); 51-dagars test (dödlighet) i 1 l glasburkar (tio djur per burk) med sållat sediment från yttre hamnen (station E2); 61-dagars test (dödlighet och embryonalutveckling) i naturliga sedimentproppar (Kajak) (tio djur per propp) från yttre hamnen; 66-dagars test (överlevnad) i naturliga sediment i boxcore-experimentet (20 *M. affinis* per boxcore). För *P. femorata* gjordes ett 24-dagars test (dödlighet) i 1 l glasburkar (10 *P. femorata* per burk) med sållat sediment från yttre hamnen (station E2). Detta var samma test som för *M. affinis* ovan, men experimentet fick brytas tidigare, 24 dagar med *P. femorata* i stället för 51 dagar med *M. affinis*, då *P. femorata* visade sig vara känsligare än sin släkting *M. affinis* och döda individer började observeras på sedimentet efter 20 dagar, varpå vi bestämde oss för att avsluta testen med *Pontoporeia* efter 24 dagar, men lät exponeringen av *Monoporeia* gå 51 dagar.

Ett annat långtidsexperiment (51 dagar) utfördes med *Pontoporeia femorata* där djuren tillsattes i naturliga sedimentproppar insamlade från yttre hamnen. Döda märlor började här också observeras efter 20 dagar och i slutet av experimentet var 99 % döda, vilket visar igen att *Pontoporeia* är mer känsliga än sin släkting *Monoporeia*, trots att de morfologiskt är mycket lika.

Förutom dessa två vitmärlor utfördes toxicitetstester med hoppkräftan *Nitocra spinipes* och märlkräftan *Hyaella azteca*, som båda går att odla på labb, till skillnad från vitmärlorna *M. affinis* och *P. femorata* som måste hämtas i fält. *N. spinipes* (Harpacticoida, Copepoda) är en liten (0,45–0,75 mm) bottenlevande hoppkräfta

som förekommer i svenska vatten med salthalt från 1–35 ‰. Den används ofta som testorganism vid undersökningar av porvattnets toxicitet (Breitholtz & Bengtsson, 2001). För detta centrifugerades sediment från yttre hamnen (1000 g, 20 minuter) och det utvunna porvattnet samlades upp, frystes in vid -20 °C, och skickades till Toxicon AB i Härslöv för testning av akut toxicitet med *N. spinipes* (enligt Svensk Standard 1991).

Märkräftan *Hyaella azteca*, som är mellan 3 och 8 mm lång, förekommer inte naturligt i Östersjön utan kommer ursprungligen från Central- och Nordamerika. Den används ofta som testorganism eftersom den är enkel att odla i laboratoriemiljö och dessutom är känslig för både metaller och organiska föroreningar (Hasenbein m.fl., 2015; Leung m.fl., 2016). *H. azteca* odlades på SU i akvarier (20 l) där de acklimatiserades successivt från sötvatten till brackvatten (salinitet 6 ‰). Överlevnads- och tillväxtstester med sållat sediment från hamnen utfördes enligt standardmetoder (ECCC, 2017; Lotufo & Farrar, 2018) (Figur 11).



Figur 11. Försöksupställning för 14-d överlevnadstest med *Hyaella azteca*. Tio juvenila kräftdjur (närbild till höger) tillsattes per bägare (400 ml) med sediment från inre eller yttre hamnen. Efter exponering sållades överlevande djur fram, räknades och vägdes. Foto: Josefin Cartine och Jonas Gunnarsson.

Toxicitetstesterna utfördes i 400 ml glasbägare med 100 ml siktat sediment (0,5 mm såll) från inre hamnen (Månskensviken) eller yttre hamnen station E2 (OOT2). Efter att ha tillsatt sedimenten fylldes bägarna med 175 ml Askö vatten, täcktes med klockglas och kopplades till ett tryckluftssystem. Fem replikat bägare användes per behandling. För varje försök siktades cirka 700 juvenila kräftdjur (< 7 dagar gamla) från egna kulturer, genom ett 600 µm såll och 10 djur tillsattes per bägare och exponerades för sedimenten under minst 14 dagar. I slutet av försöken sållades sedimenten (500 µm) och överlevande kräftdjur räknades och vägdes. Som kontroll användes bägare med sediment från referenslokalen (Askö) och bägare med endast Askövatten.

2.6 Bioackumulationstester och Biotillgänglighetsmätningar

2.6.1 Bioackumulation

Bioackumulation beräknas genom att mäta bioackumulationsfaktorer, till exempel BAF (föroreningshalt i djuret / föroreningshalt i sediment).

$$BAF = \frac{\text{Föroreningshalt i organism}}{\text{Föroreningshalt i sediment}}$$

Bioackumulationsfaktorer ger ett platsspecifikt integrerat mått på föroreningarnas relativa biotillgänglighet, det vill säga ett mått på hur stor andel av den totala koncentrationen som tas upp av djuren efter metabolisering och utsöndring. BAF används som ett mått på den biotillgängliga fraktionens relativa storlek. Till exempel visar ett BAF-värde under 1 att djuren tar upp mindre föroreningshalter än i sedimentet, medan ett BAF-värde över 1 visar en nettoackumulation det vill säga att djuren tar upp högre föroreningshalter än i sedimentet. Men observera att ett BAF-värde lika med 1 visar att föroreningen har samma koncentration i sedimentet som i djuret både i ett kraftigt förorenat och i ett mindre förorenat sediment. Djuret i det mer förorenade sedimentet har alltså ackumulerat mer än djuret i det mindre förorenade sedimentet, men bägge har BAF-värdet 1.

Inom riskbedömning kan BAF-värden användas för att, från en känd föroreningshalt i sedimentet, beräkna hur mycket som ackumuleras i organismer och kan transporteras vidare till högre trofnivåer, till exempel fisk. I slutändan kan mänsklig exponering genom konsumtion av fisk och skaldjur beräknas, så kallat *sekundärförgiftning* (Wernersson & Pettersson, 2023). Till exempel om, man har beräknat ett BAF = 2 för Summa PCB 7, om man vet att föroreningshalten i sedimentet är 100 ng PCB /Kg sed, kan man skatta att $100 \times 2 = 200$ ng PCB /kg kan tas upp i bottenlevande organismer och transporteras vidare i näringskedjan. I NEA-metoden bedöms risker för miljön och människors hälsa antingen med enkla fördelningskoefficienter baserat på halter i sediment (steg 2), eller baserat på BAF-värden om dessa finns tillgängliga (steg 3).

Då upptaget av föroreningar, särskilt fettlösliga organiska föroreningar styrs i hög grad av mängden fett i djuren och mängden organisk kol i sediment, är ett bättre mått på bioackumulation att mäta BSAF-värden, i stället för BAF-värden (Boese m.fl., 1996). BSAF står för *Biota Sediment Accumulation Factor* och är ackumulationsfaktorer som är justerade för lipidhalten i djuren och organisk C i sediment och beräknas enligt ekvationen:

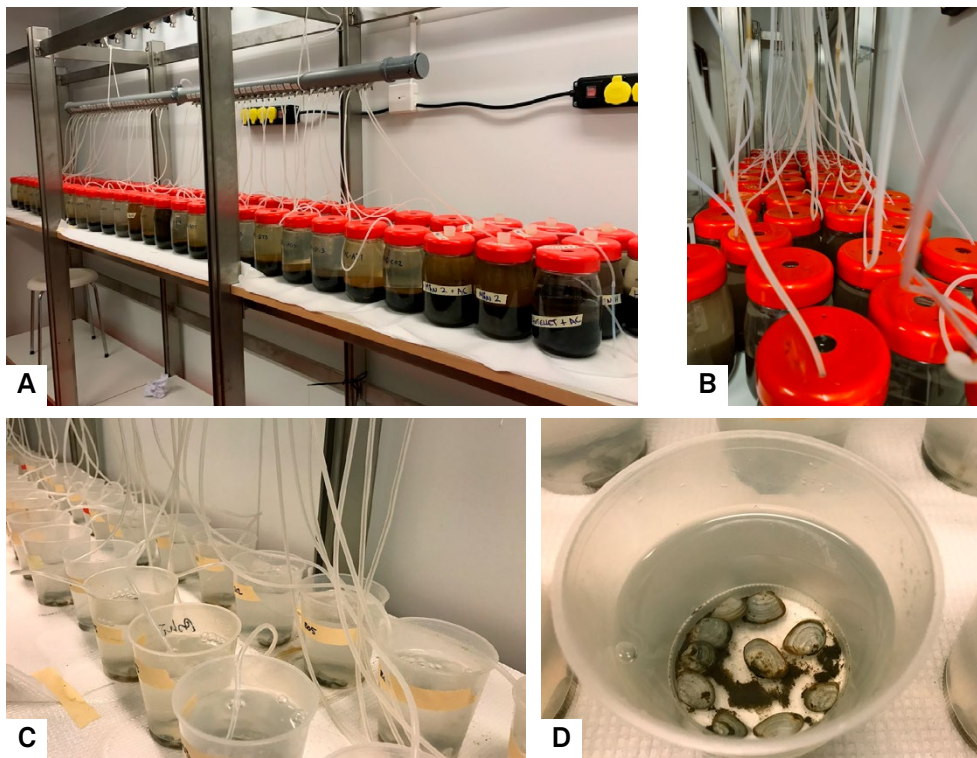
$$BSAF = \frac{(\text{Föroreningshalt i organism}) \times (f \text{ Lipid})}{(\text{Föroreningshalt i sediment}) \times (f \text{ org C})}$$

Där $f \text{ Lipid}$ är lipidfraktionen i organismen (till exempel om organismen har 8 % lipid halt är $f \text{ Lipid} = 0,008$). $f \text{ org C}$ är fraktionen organiskt C i sediment (till exempel om % TOC i sediment är 5 %, så är $f \text{ org C} = 0,005$). Genom att justera för lipid- och org C halten blir ackumulationsfaktorerna mer platsspecifika och kan användas för att beräkna upptaget i andra djur på platsen, eller i andra områden, förutsatt att

man har mätt mängden org C i sedimenten och lipidhalten i olika organismer, till exempel i fisk (Melwani m.fl., 2009). Därför har databaser med BSAF värden tagits fram för olika organismer och för olika ämnen (US Army Corps of Engineers, 2025). I projektet har vi beräknat BAF-värden för både metaller och dioxiner i olika botten-djur och BSAF-värden för dioxiner och PCB:er. På grund av de höga kostnaderna för att analysera dioxiner kunde BSAF-värden för dioxiner endast analyseras i en art, östersjömusslan *Macoma balthica*. Men östersjömusslan är en mycket relevant organism för att mäta bioackumulering, då den är både föroreningstålig och vanlig i hela Östersjön och påträffas i hamnen. Den ligger nergrävd i sedimentet på cirka 1–2 cm djup och kan filtrera och depositionsäta med hjälp av sina två långa andningsrör. Så vitt vi vet är våra uppmätta BSAF-värden de första som rapporteras för PCDD/Fs och plana PCB:er i hamnsediment från Östersjön.

I projektet mättes bioackumulation av metaller, dioxiner och PCB i olika sedimentlevande djur som exponerats för sediment från inre och/eller yttre hamnen i labbtester som beskrivs i Tabell 5. Som testorganismer användes Östersjömusslan *Macoma balthica*.

Ett första bioackumulationsförsök gjordes enligt standardmetoder (ASTM, 2020; EPA, 2000), där *M. balthica* exponerades för sediment från inre hamnen (Månskensviken) och från en lokal i yttre hamnen Grimskalledjupet (17 m). Sedimentet samlades in med en van Veen huggare och sållades för att avlägsna all inhemsk makrofauna. Cirka 600 ml sållat sediment och 400 ml brackvatten lades i 1 l glasburkar varpå 10 östersjömusslor som samlats in från referenslokalen vid Askö adderades. Musslorna exponerades under två månader med konstant luftning i ett termokonstant rum vid 5 °C (Figur 12). Efter exponering sållades Östersjömusslorna fram från sedimentet. Cirka 98 % av musslorna hittades levande i slutet av försöket. De hölls i filtrerat Östersjövatten under 24 timmar, så att de kan tömma sin tarm på sediment. Musslorna frystes och analyserades för metaller, PCB och dioxiner enligt analysmetoderna ovan (2.3). Några burkar hölls också utan musslor för biotillgänglighetsmätningar genom magsaftextraktion (se 2.6.2).



Figur 12. A: Försöksupställning för biackumulationstester och toxicitetstester i 1 L burkar med antingen *Macoma*, *Monoporeia* eller *Pontoporeia*. Samma experimentsystem för varje art. B: Burkarna luftas kontinuerligt under experimenten, ett hål i mitten av varje lock gör det möjligt att ta vattenprover eller salthalt, pH och O₂ under experimenten. C: I slutet av experimenten hålls testorganismen i vatten (24 t). D: Musslor med utsöndrat sediment efter 24 t. Djuren fryses sedan (-20°C) tills de analyseras. Foto: Jonas Gunnarsson.

Förutom dessa tester med sållat sediment utfördes ett bioackumulationsförsök med naturliga sedimenten i boxcore-experimentet (2.7). Östersjömusslor *M. balthica* samlades in från referenslokalen och 30 individer tillsattes per boxcore. Musslorna märktes med ett kryss på skalet för att kunna skilja dem från inhemska *individer* som eventuellt redan fanns i boxcoren. Efter sju veckors exponering bröts mesokosm-experimentet och Östersjömusslorna sållades fram och förbereddes för analys enligt ovanstående metoder. Metaller som bioackumulerat i bottenfaunan analyserades och BAF beräknades för att undersöka hur mycket miljögifter som tas upp av bottenfaunan. En översikt av de bioackumulationsmätningar som utförts i projektet visas i Tabell 5.

Tabell 5. Bioackumulationstester och BAF mätningar i projektet. * ingen exponeringstid då det är mätningar i djur som samlats in direkt från fält. Övriga mätningar är för testorganismer som samlats in från referenslokalen vid Askö och sedan exponerats för Oskarshamns sediment i labbtester. För mer detaljer se (Gunnarsson, Wikström, Renman, Renman, Honkanen, m.fl., 2026).

Organism	Plats	Beskrivning	Tid	Mätvariabler
Östersjömussla <i>Macoma balthica</i>	Inre och Yttre hamnen	Upptagstest sållat sed	60 d	BAF metaller & BAF PCDD/F BSAF PCDD/F
Östersjömussla <i>Macoma balthica</i>	Yttre hamnen	Boxcore naturligt sed	50 d	BAF PCDD/F BSAF PCDD/F
Vitmärsla <i>Monoporeia affinis</i>	Yttre hamnen	Upptagstest & Toxtest Test i sållat sed, 1 L glasburkar	51 d	BAF metaller
Vitmärsla <i>Pontoporeia femorata</i>	Yttre hamnen	Upptagstest & Toxtest Test i sållat sed, 1 L glasburkar	24 d	BAF metaller
Havsborrisk <i>Hediste diversicolor</i>	Yttre hamnen	Boxcore och från fält naturligt sed	50 d	BAF metaller
Havsborrisk <i>Marenzelleria sp.</i>	Yttre hamnen	Från fält naturligt sed	*	BAF metaller
Fjädermygglarv <i>Chironomus sp.</i>	Yttre hamnen	Från fält naturligt sed	*	BAF metaller
Blåmussla <i>Mytilus edulis</i>	Yttre hamnen	Från fält naturligt sed	*	BAF metaller

2.6.2 Biotillgänglighet

Miljöriskbedömningar som baseras på totala föroreningshalter i sedimentet kan vara missvisande då oftast endast en bråkdel av sedimentbundna föroreningar är biotillgängliga för bottenlevande organismer. Föroreningarna kan vara så hårt bundna till sedimentpartiklar att de inte tas upp i djuren. Riskbedömning som är baserad på totala halter kan därför överskatta riskerna för miljön och människor, vilket gör att behovet för sanering av förorenade sediment således också överskattas. Med andra ord utgör höga halter av miljögifter i sediment inte nödvändigtvis en hög toxicitetsrisk. Bioackumulation måste ske innan toxicitet kan uppstå. Föroreningarnas biotillgänglighet i sediment styrs av flera faktorer såsom mängden organiskt kol, partikelstorleken, kompaktionsgraden, ämnens kemiska egenskaper samt hur lång tid ämnet varit i kontakt med sedimentpartiklarna. Oftast minskar biotillgängligheten med tiden då sorption till partiklar och absorption in i partiklarnas mikroporer ökar (Alexander, 2000; Kraaij m.fl., 2002). Olika metoder har tagits fram för att mäta den biotillgängliga fraktionen. Direkta mätningar av biotillgängligheten kan göras genom att exponera organismer för förorenade sediment och beräkna bioackumulationsfaktor (BAF & BSAF) som vi gjort ovan. Men eftersom bioackumulationstester är tidskrävande och dyra att utföra har flera indirekta metoder föreslagits, som till exempel att mäta halter i porvatten och vatten med passiva provtagare (se nedan under 2.7) eller med kemiska metoder som sediment sekventiell extraktion, en metod där man använder en serie olika reagenser (syror eller lösningsmedel) för att stegvis frigöra och analysera olika ämnen med gradvis minskande biotillgänglighet (Quevauviller m.fl., 1993).

I projektet används samtliga metoder, passiva provtagare (2.7), sekventiell extraktion (2.9) och en metod kallad ”magsaftextraktion *in vitro*”, där sediment extraheras på labb i ett provrör med en konstgjord magsaft (härmar matsmältningen i tarmen hos en sedimentlevande organism), varpå halten som frisätts från sediment till magsaften anses motsvara den biotillgängliga fraktionen (Weston m.fl., 2002; Weston & Maruya, 2002). Det är en biomimetisk metod, det vill säga en metod som härmar biologiska processer för att mäta biotillgänglighet. En fördel med metoden är att den är snabb och enkel, och samtidigt biologisk relevant eftersom extraktionen sker i en fysiologisk lösning som härmar matsmältning och upptagsprocesser i tarmen på ett sedimentlevande djur. I riskbedömningen har den föreslagits vara lämplig att användas i ett tidigt stadium (steg 2) för att få en uppfattning om föroreningarnas biotillgänglighet. Om en stor fraktion av föroreningarna är biotillgänglig finns det själ att gå vidare med fler platsspecifika mätningar (Allard, Ann-Sofie & Gunnarsson, Jonas, 2009; Sternbeck m.fl., 2008). Extraktionsmetoden utförs genom att ett sedimentprov skakas i provrör med magsaft under cirka 6 timmar för organiska ämnen och under cirka 12 timmar för metaller. Sedan centrifugeras sedimentet och supernatanten pipetteras ut. Mängden metall eller organiskt gift som frisätts från sedimentet till magsaften kvantifieras och jämförs med totala mängden i sedimentet, och en DFEE (Digestive Fluid Extraction Efficiency) räknas ut.

$$DFEE (\%) = (\text{mängden som frisätts i magsaften} / \text{totala mängden i sediment}) \times 100$$

DFEE representerar den biotillgängliga fraktionen som kan jämföras med andra biotillgänglighetsmätningar som till exempel BAF. En biotillgänglig halt kan räknas ut.

$$\text{Biotillgänglig halt} = (DFEE \times \text{Total halt}) / 100$$

Två artificiella magsafter testades i projektet; en för organiska ämnen (Voparil & Mayer, 2004) och en för metaller (Kalman & Turner, 2007). Magsaften för organiska ämnen innehåller gallsyra (taurocholsyra) i en fysiologisk lösning med utspätt bovint serumalbumin (BSA) (5 g BSA/l). Magsaften för metaller innehåller ingen gallsyra men en mer koncentrerad proteinlösning (56 g BSA/l). Tanken är att upptaget av organiska miljögifter liknar magsmältningsprocessen för fettämnen i tarmen, där fetterna först spjälkas med gallsyra till kolesterol och triglycerider som sedan transporteras, genom tarmepiteliet till blodet och lymfvätskan, ut till vävnaderna i kroppen. För metaller behövs ingen spjälkning, utan upptaget sker med membran- och transportproteiner (Goff, 2018). Därför innehåller artificiella magsaften för metaller ingen gallsyra, men en tio gånger högre proteinhalt än magsaften för organiska miljögifter.

Sedimentprover från hamnen extraherades med dessa två artificiella magsafter för att skatta biotillgängligheten av metaller och organiska ämnen. Biotillgänglighetsmätningarna validerades sedan genom att jämföra dem med bioackumulerade halter i djuren.

2.7 Mesokosmexperiment

Mesokosmer möjliggör storskaliga kontrollerade vatten- och sedimentexperiment under fältliknande förhållanden. I NEA- och TRIAD-metoderna föreslås mesokosmexperiment under steg 3 för att beräkna spridning baserade på realistiska fluxer av föroreningar från sediment till vatten, och för att undersöka platsspecifika ekotoxikologiska effekter och ekologiska indikatorer, till exempel syreförbrukning och kväveomsättning (denitrifikation), som ett mått på den mikrobiella aktiviteten. I projektet utfördes ett mesokosmexperiment med stora ”boxcores” (28 x 28 x 50 cm), det vill säga akvarieliknande sedimentkärnor även kallade ”boxkosmer”. Dessutom utfördes två liknande mesokosmexperiment med naturliga sediment men i mindre mesokosmer bestående av sedimentproppar (Ø 8 cm, L. 80 cm) med naturligt sediment, för att undersöka effekter av resuspension och hypoxi (2.8 och 2.9).

I mesokosm-experimentet med boxcorer samlades 20 boxkosmer in från yttre hamnen och jämfördes med fem boxkosmer från referensområdet Askö (Figur 8). Boxarna med intakt sediment transporterades till Stockholms universitets fältlaboratorium vid Askö där de placerades i stora bassänger (2200 l) med naturligt östersjövatten (Figur 13). Sedan tillsattes testdjur till boxkosmerna (30 östersjömusslor *Macoma balthica* och 20 vitmärlor *Monoporeia affinis* insamlade från referensstationen tillsattes per boxkosm) och boxarna kopplades till ett luft- och vattencirkulationssystem, så att varje boxkosm hölls som ett enskilt akvarium med fem replikat per behandling.

Experimentssystemet är likt det vi använt i våra tidigare mesokosmstudier (Josefsson m.fl., 2012; Näslund m.fl., 2012; Schaanning m.fl., 2021). Varje boxkosm består av en 40 l kub med cirka 1/3 sediment, 2/3 vatten. Det är som en ”tårtbit av botten” med alla de djur, mikroorganismer och föroreningar som finns i sedimentet. Femton boxar från hamnen användes i systerprojektet CAPTIVE för att undersöka om tunnskiktstäckning med biokol och Polonite (kalk material) kan användas som saneringsteknik för att behandla förorenade sediment på plats och reducera läckage av sedimentföroreningar (Gunnarsson, Wikström, Renman, Renman, Honkanen, m.fl., 2026). I projektet användes platsspecifika mätningar (till exempel makro- och meiofauna, mikroorganismer, biogeokemiska processer) i fem boxar från hamnen som inte behandlats med sorbent och jämfördes med fem boxar från referensområdet.

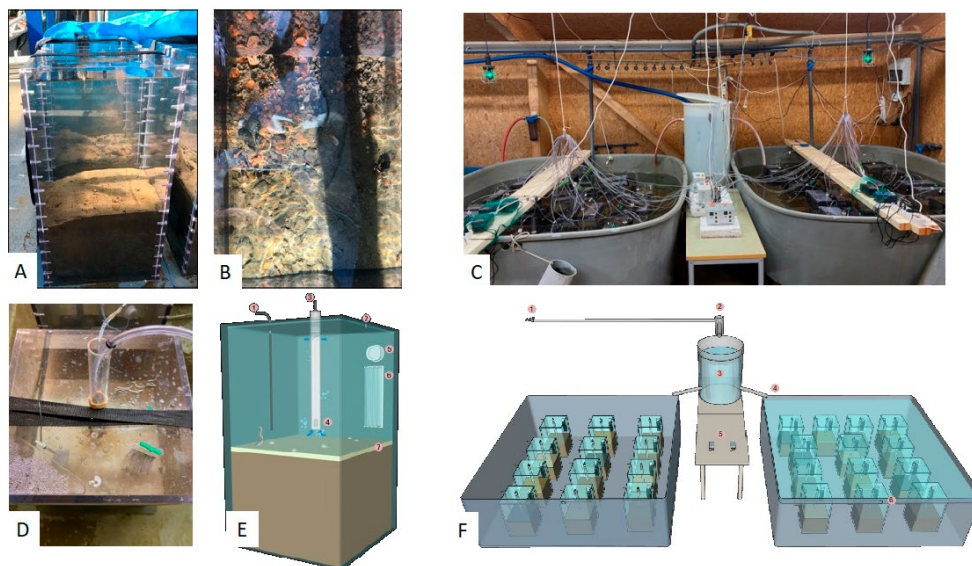
Två typer av passiva provtagare (SPMD och DGT) monterades i varje boxkosm (Figur 14). SPMD (*semi-permeable membrane device*) användes för att mäta fritt lösta dioxiner (PCDD/F) enligt (Wikström m.fl. 2021). Den typ som användes var 91,4 cm lång (Smith, Russel, 2024). Membranen rullades upp på en specialbyggd hållare av rostfritt stål och hängdes i vattenpelaren cirka 10 cm ned från locket (Figur 12). DGT står för *diffusive gradient in thin films* och provtagaren består av en plastkapsel med en 0,8 mm diffusiv gel och en Chelex-jonbytarmassa (LSNM från DGT-Research) som fångar 30 katjoniska metaller (Zhang & Davison, 1995). Mesokosmstudien är publicerad, se Wikström, m.fl. (2024a) för en mer detaljerad beskrivning av experimentet och alla mätmetoder.

I slutet av boxcore-försöket kvantifierades fluxer av närsalter, metangas, och O₂ i tre mindre sedimentproppar (Ø 4,6 cm, L. 30 cm) från boxarna från Oskarshamn och från referensen Askö (n = 5). Sedimentpropparna kalibrerades till samma sediment och vattenhöjd (15:15 cm) och placerades i en vattentank med magnetomrörare (samma system som i 2.9, Figur 14 och 15). Propparna förslöts med gummiproppar

och inkuberades under 6 timmar, varefter fluxer kvantifierades enligt Bonaglia m.fl. (2014). Vi mätte följande funktionella variabler: O₂ respiration, CH₄ produktion, kväveomsättning (NH₄⁺, NO_x⁻, denitrifikation) och PO₄³⁻ flux.

I mesokosmstudien gjordes följande platsspecifika mätningar:

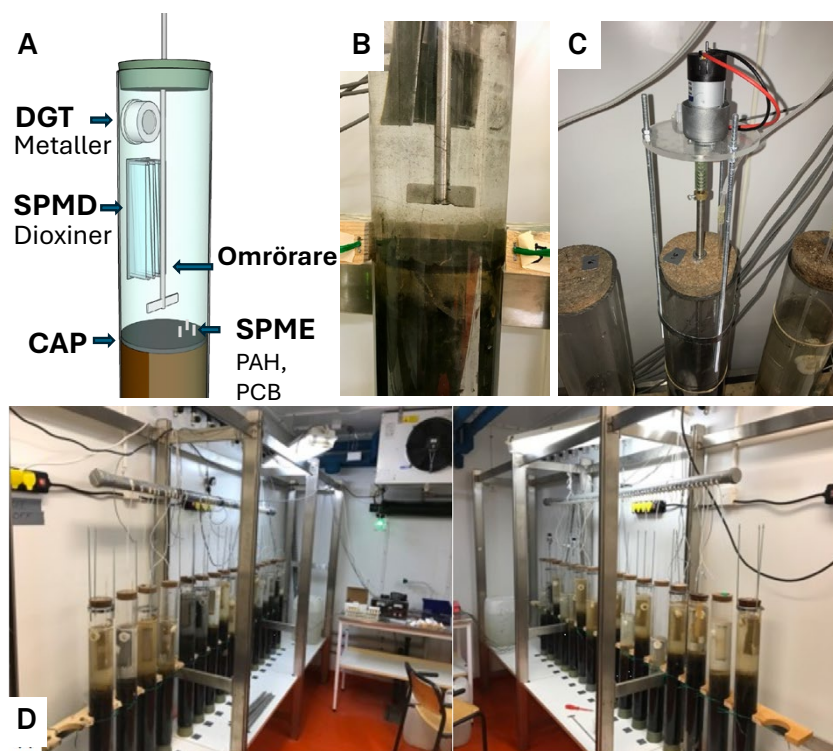
- Läckage av lösta dioxiner (upptag i SPMD)
- Läckage av lösta metaller (upptag i DGT)
- Biotillgänglighet av metaller med magsaftextraktion
- Biotillgänglighet av ¹⁴C-PCB med magsaftextraktion
- Bioackumulering av PCB:er och dioxiner i östersjömusslor
- Bioackumulering av metaller i havsborstmask
- Bottensammhällets sammansättning (makro- och meiofauna)
- Mikroorganismers biogeokemiska funktioner (respiration, kväveomsättning, produktion av metan)
- Mikroorganismers artsammansättning (metabarcoding)



Figur 13. Mesokosmexperiment. **A, B:** En boxcore med sediment från djuphålan i yttre hamnen, från sidan och från ytan (observera synliga rester av tegel och kis askor från hamnens industri-verksamheter). **C:** Boxarna förvaras i två bassänger. Ovanför boxarna ses alla slangar för tillförsel av luft av vatten (med luft- och peristaltiska-pumpar i mitten) och gröna lampor för att hålla boxarna vid naturliga ljus- och temperaturförhållanden. **D, E:** Luftslangen mynnar ut i ett perforerat rör placerat under locket som skapar jämn vattencirkulation i varje box⁽³⁾⁽⁴⁾. På sidan ses passiva provtagarna DGT⁽⁵⁾ och SPMD⁽⁶⁾. **F:** Illustration av systemet. Filtrerat naturligt Östersjövatten⁽¹⁾⁽²⁾ som pumpas kontinuerligt från cirka 8 m djup utanför Askö laboratoriet tillförs en vattentank⁽³⁾ från vilken vattnet pumpas ut till boxarna. Vid provtagning sänks vattennivån i bassängen (till vänster). Under experimentet höjs vattenytan i bassängerna (t.h.) så att boxarna kan hållas vid jämn *in situ* temperatur och för att minska risken för läckage. Foton: Johan Wikström och Jonas Gunnarsson. Illustrationer Johan Wikström. För detaljer se Wikström, m.fl. (2024a).

2.8 Resuspension

För att undersöka hur partikelresuspension påverkar läckage av föroreningar från sediment till vatten har vi utfört två experiment med sediment från yttre hamnen där vi simulerat erosion orsakad av fartygspropellrar (propellererosion). I stället för boxkosm har vi använt sediment-proppar (Ø 8 cm, L. 80 cm) provtagna med Gemini-hämtare från yttre hamnen (station E2, 57°15' 888" N, 16°29' 164" E) (Figur 6). Nackdelar med sedimentproppar jämfört med boxkosmer är att kanteffekterna är större. Avgångsfluxer kan både överestimeras på grund av vortexeffekten under omrörning och underestimeras då halter av ämnen byggs upp i gränsskiktet mellan sediment och vatten under statiska förhållanden, vilket kan reducera diffusiva fluxer jämfört med situationen i fält, där vattnet byts ut med vattenströmmen. Men fördelen jämfört med boxkosm är att sedimentproppar är mer lätthanterade, det går att ha fler replikat och behandlingar i experimentet. Två resuspensionsexperiment utfördes. I det första insamlades 32 proppar från yttre hamnen och fokus låg på tunnskiktstäckning för att jämföra hur behandling med aktivt kol påverkar läckage av föroreningar. Studien är publicerad (Rämö m.fl., 2022). En propeller i rostfritt stål monterades cirka 2 cm över sedimentytan (Figur 14).



Figur 14. **Resuspensionsexperiment 1.** A: Illustration av passiva provtagarna (SPMD och DGT som i boxcores ovan) SPME är glasfibrer övertäckta med silikongummi som sorberar organiska miljögifter i porvatten, (Witt m.fl. 2013). B och C: omrörare med motor D: Försökupställningen med alla 32 proppar. Notera luftsystem och gröna lampor som i boxcore-försöket. I mitten 12V-transformator kopplad till motorerna till omrörarna.

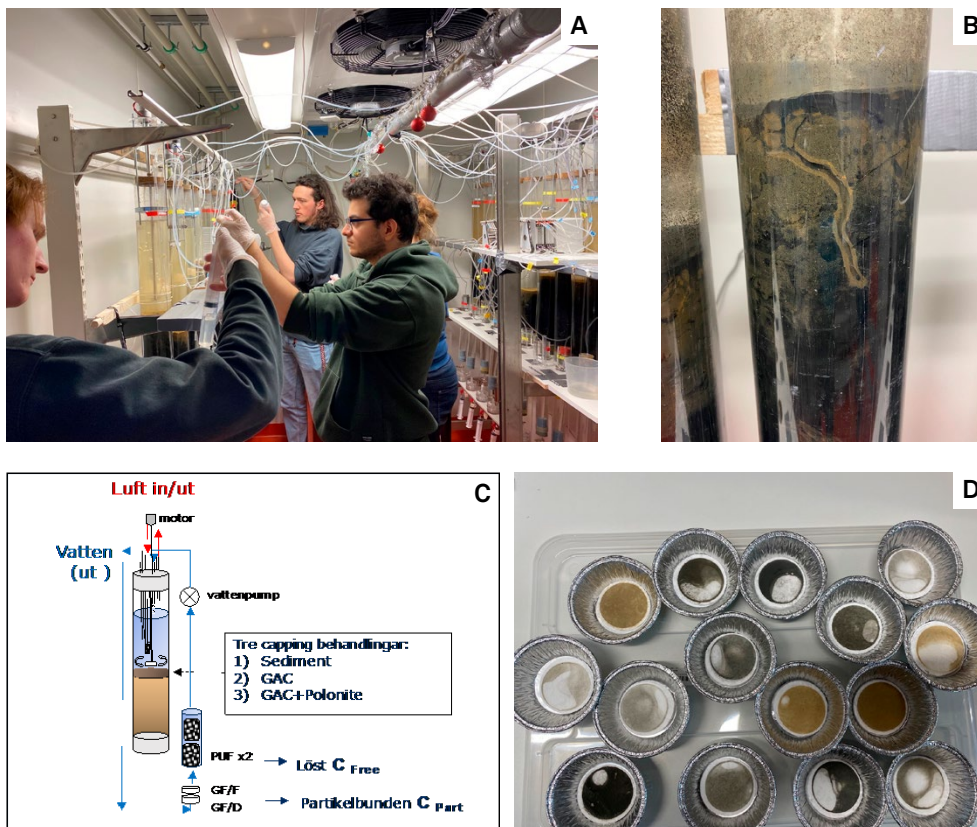
Omröraren kopplades till en motor och snurrades en gång per dag under 15 min för att simulera effekten av propellerdriven erosion från båttrafiken i hamnen. Propellerns hastighet och höjd över sedimentytan kalibrerades för att få en cirka 15 gånger högre suspenderad partikelmängd, 600 mg/l (TSS) jämfört med 40 mg/l i kontrollerna utan omrörning. Experimentet utfördes under 60 dagar och halter lösta metaller, PAH:er, PCB:er mättes i passiva provtagare (SPMD, DGT och SPME) (Figur 13 A). Vi mätte halter i porvatten och i vatten vid resuspension och har jämfört värdena (med och utan resuspension) med schablonvärden som föreslås i NEA- modellen för att bedöma spridningsrisken under steg 2 och 3.

Efter *resuspensionsexperiment 1*, där vi endast mätte lösta fraktionen av föroreningar med passiva provtagare, gick vi vidare och undersökte i ett annat experiment, *resuspensionsexperiment 2*, hur stor fraktion av föroreningarna som är **partikelbundna** (C_{part}) jämfört med lösta i vattnet (C_{diss}) vid resuspension. En liknande försöksupställning som i *resuspensionsexperiment 1* ovan användes, men i stället för att ha passiva provtagare placerade inne i rören, cirkulerades vattnet genom membranfilter (GF/D och GF/C placerade i serie) för att avskilja partiklar och partikel-bundna gifter (C_{part}), sedan vidare genom två skumgummi-filter (polyuretanfilter PUF), som fångar lösta fraktionen (C_{diss}) (Figur 14). Försökssystemet med recirkulerande vatten genom membranfilter och PUF är en vidareutveckling från en av våra tidigare studier som beskrivs i Hedman, Tocca, och Gunnarsson (2009). Totalt 24 sedimentproppar samlades in från station E2 i yttre hamnen och sedimentomrörare och luftslangar monterades till rören enligt Figur 15.

För att minska analyskostnaderna analyserades inte dioxiner, PAH:er och PCB:er som i boxcore-försöket och i resuspensionsförsök 1. I stället spikades sedimentet med en ^{14}C -PCB (PCB-47) som sedan analyserades i olika fraktioner (sediment, partiklar och löst) som en *tracer* och modellämne för organiska föroreningar. Användning av s.k. spikade sediment med ^{14}C -märkta organiska ämnen som olika ^{14}C -PCB:er eller ^{14}C -PAH:er är en vanlig metod för att undersöka ämnenas fördelning och upptag i bottendjur i labbexperiment (Bradshaw m.fl., 2006; Hedman m.fl., 2009; Landrum & Faust, 1991; Larsson, 1983). Metoden tenderar att överskatta biotillgängligheten men ger realistiska värden jämfört med mätningar i fält förutsatt att man låtit sediment *tracern* jämviktas tillräckligt länge (ca 1 månad eller längre). Den här metoden har en tendens att överskatta hur biotillgängliga ämnena är för organismer, men om man låter sedimentet med *tracern* stå och nå jämvikt tillräckligt länge (minst cirka en månad), får man ändå resultat som överensstämmer med vad man kan mäta ute i fält.

Den radioaktiva PCB:n blandades med sållat sediment från station E2 i en e-kolv och slurryn jämviktades under nio veckor. Sedan tillsattes cirka nio gram torrt sediment (radioaktivitet 1000 DPM/g TS) till vattenkolumnen i varje sedimentpropp och läts sedimentera ovanpå sedimentytan och bilda ett cirka 0,5 cm ytlager, som snabbt blandades in i sedimentet genom djurens bioturbation. Experimentet utfördes under fem veckor (35 dagar). Membranfiltren byttes ut två gånger per vecka. PUF-filtren byttes en gång per vecka. Membranfiltren vägdes innan de sattes i sina filterhållare. Efter provtagning frystorkades filtren och vägdes igen för att bestämma partikelmängd. PUF frystorkades efter provtagning och både membranfilter och PUF extraherades med Soxhlet under 24 timmar med aceton-hexan 1:1 för att mäta PCB enligt i (Hedman m.fl., 2009).

Vattenprover togs i början och i slutet av försöket för att mäta metaller som totalhalter i vatten (C_{tot}), halter i suspenderade partiklar (C_{part}) och lösta i vatten (C_{diss}) och analyserades på ALS enligt ovan (2.3).



Figur 15. **Resuspensionsexperiment 2.** A: MSc studenter Felix Harryson (till vänster), Samir Man (mitten) Alexander Stockhaus (bak) mäter och kalibrerar vattenflödet och tar vattenprover för analyser av suspenderade partiklar och metaller. Observera tryckluftssystemet ovanför propparna, med julgransdekorationer. B: Närbild på en propp med synlig rörgång från havsborst-masken Hediste diversicolor. C: Illustration av cirkulationssystemet, omrörare och passiva provtagare. Vissa rör behandlades med aktivt kol eller Polonite för mätningar inom projekt CAPTIVE. D: provtagna membranfilter som ska frystorkas och vägas. Foto: Jonas Gunnarsson.

Effekt av hypoxi på metallavgång:

I slutet av experimentet stängdes luftningen av och tryckluften ersattes med kvävgas (N_2). Rören bubblades med N_2 och hölls hypoxiska ($0,5-1,5 \text{ mg O}_2/l$) under 4–5 dagar varpå nya vattenprov togs för att mäta effekten av hypoxi på läckage av partikelbundna och lösta metaller (mättes inte för PCB).

I resultaten redovisas:

- Effekten av resuspension på läckage av PCB och metaller i olika fraktioner (C_{tot} , C_{part} och C_{diss}).
- Hur metalläckage påverkas av hypoxi eftersom metallernas kemiska speciering i hög grad styrs av rådande syrehalter.

2.9 Effekter av Cu och hypoxi på mikroorganismer

Mikroorganismer i mark och sediment upprätthåller livsviktiga ekosystemfunktioner som mineralisering av organiskt material och cirkulation av näringsämnen och växthusgaser. De är ofta i direkt kontakt med föroreningar i mark och sediment och om de påverkas negativt kan det ha konsekvenser för hela näringskedjan. Därför är det viktigt att förstå hur föroreningar påverkar mikrobiella samhällen och flera metoder har föreslagits för att undersöka ekotoxikologiska effekter på mikroorganismer i förorenade områden. Genom adaptation kan mikrobiella samhällen utveckla tolerans mot föroreningarna både genom fysiologiska och genetiska anpassningar och därmed ersätta känsliga organismer med mer tåliga. PICT (Pollution-Induced Community Tolerance) är en metod som tagits fram för att påvisa om ett samhälle utvecklat tolerans mot en förorening eller grupp av föroreningar (Blanck, 2002; Blanck m.fl., 1988; Rutgers & Breure, 1999). Då organismer är olika känsliga för föroreningar kommer de som är bäst anpassade överleva, det vill säga de mest toleranta arterna gynnas medan de mest känsliga missgynnas. Föroreningarna utövar ett selektivt tryck vilket leder till att toleransen ökar, men toleransökningen är också föroreningsspecifik vilket innebär att organismerna inte blir mer toleranta i allmänhet utan just mot den förorening eller cocktail av föroreningar som de exponeras för. Både fält- och laboriemetoder baserade på PICT har utvecklats för att till exempel identifiera vilken förorening som orsakar effekt i fält (Blanck m.fl., 2009) eller för att påvisa effekter av föroreningar på mikroorganismer i jord (Bååth, 1992) och i sediment (Ogilvie & Grant, 2008). PICT-baserade metoder har också föreslagits för att ta fram riktvärden för riskbedömning (Beelen, 2004; Van Beelen m.fl., 2001) och har rekommenderats vid platsspecifika riskbedömningar. I tidigare ekotoxikologiska undersökningar med PICT har främst funktionella mätningar som respiration, bakterieproduktion (tymidin-, leucininkorporering) använts. I takt med att nya molekylära tekniker inom metagenomisk sekvensering (*metabarcoding*, *metatranscriptomics*) tagits fram är det idag möjligt att analysera artsammansättningen och även arternas genuttryck i hela mikrobiella samhällen, vilket ger nya möjligheter för att undersöka effekter av föroreningar på mikroorganismer både avseende taxonomi och funktion.

I samarbete med professor Sara Sjöling och hennes medarbetare vid Södertörns Högskola användes metagenomik för att undersöka mikroorganismernas sammansättning i sedimentet från yttre hamnen i Oskarshamn jämfört med Askö. Vi studerade om mikroorganismers viktiga funktioner som till exempel denitrifikation skiljde sig mellan ett påverkat och ett opåverkat område. Studien är publicerad (Broman m.fl., 2023) och visade att mikrobiella sammansättningen skiljer sig mellan hamnen och Askö, men att det inte fanns någon skillnad i mikroorganismers funktioner (denitrifikation), vilket indikerade att mikroorganismerna i hamnen anpassat sig till föroreningarna och viktiga funktioner kan upprätthållas av mer tåliga arter i hamnen.

I projektets sista experiment undersöktes den kombinerande effekten av hypoxi och kopparförorening på sedimentlevande mikroorganismer. Syftet var att jämföra hur det mikrobiella samhället i hamnen påverkades vid exponering för nya koppar (Cu) emissioner under syrerika respektive syrefattiga förhållanden, jämfört med det mikrobiella samhället vid Askö. Eftersom mikroorganismerna i Oskarshamn har

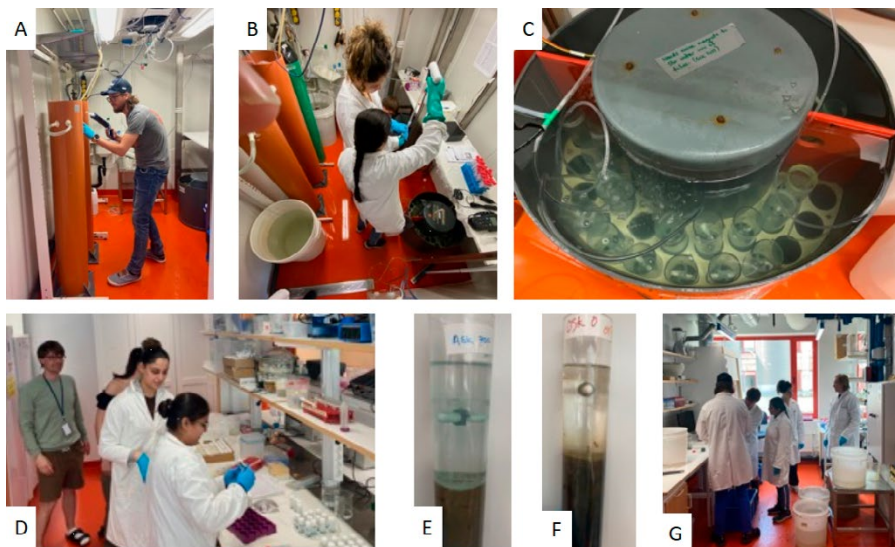
exponerats för historiska höga utsläpp av Cu var vår hypotes att de borde vara mer toleranta för Cu än samhället i sediment från referensområdet vid Askö. Effekten av hypoxi, kombinerat med Cu, undersöktes också eftersom syret påverkar biotillgängligheten av Cu.

Ytterligare ett syfte med experimentet var att räkna fram nya riktvärden för Cu i sedimentlevande mikroorganismer med EC_{10} värden, baserade på mikroorganismernas taxonomi och funktionella gener, beräknade med metagenomiska metoder. Såvitt vi vet är detta första studien som provat att ta fram nya plats-specifika riktvärden för mikroorganismer med dessa metoder.

I studien adresserades följande frågor:

- Är de mikrobiella samhällena i Oskarshamn och vid Askö olika känsliga för Cu-exponering? Om så är fallet, är mikrobiella samhället i Oskarshamn mer tolerant än vid Askö?
- Har Cu effekter på artsammansättningen?
- Kan nya plats-specifika riktvärden för Cu tas fram baserade på artdiversitet?
- Hur påverkas mikroorganismernas respons för Cu vid hypoxi?

Totalt provtogs 80 sedimentproppar, 40 från Oskarshamns yttre hamn och 40 från referensområdet, samt 800 l brackvatten från Askö (Figur 8). Propparna och vattnet transporterades till SU och placerades i ett termokonstantrum (7 °C). Sedimenthöjden justerades till 15 cm i varje propp genom att ta ur sediment från proppens botten. Propparna placerades sedan i vattenbad. Vattenkolumnen i varje propp cirkulerades med en magnetstav och magnetomrörare i mitten av badet (se Figur 16 och 17).

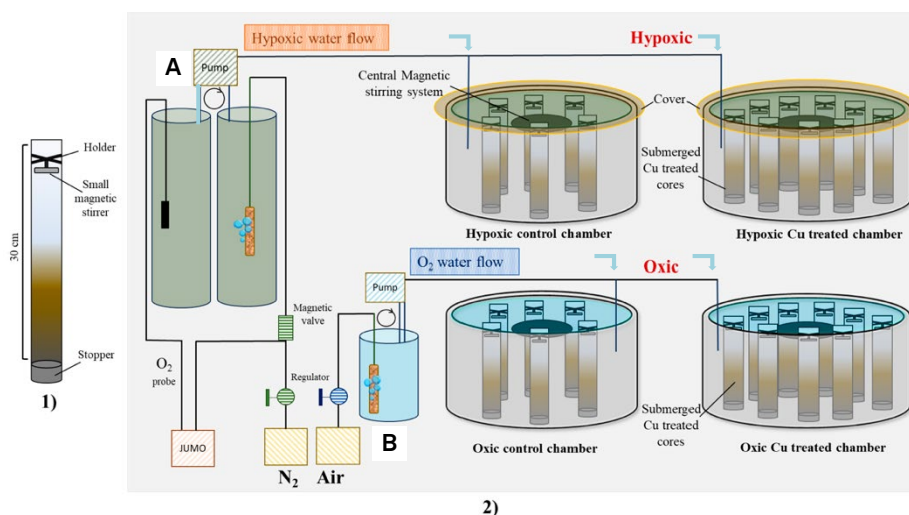


Figur 16. **Bilder från Cu/hypoxi-experiment.** **A:** Markus Olsson monterar två vattenrör (höjd 1,5 m, \varnothing 30 cm) som fylls med brackvatten och bubblas med N_2 gas för att erhålla hypoxiskt vatten. **B:** Divya Pal och Melinda Erensel doserar koppar till sedimentpropparna. **C:** Sedimentpropparna tillförs en magnetstav per propp och placeras i ett vattenbad med en magnetomrörare i mitten. Ett vattenbad användes för hypoxi- och ett annat vattenbad för normoxi-behandlingen. Ytterligare två liknande vattenbad användes för kontrollerna, det vill säga för sedimentproppar som inte doseras med Cu (se Figur 16). **D:** Märkning av rör och prover på labb, t.v. Elias Broman. **E:** Närbild på en sedimentpropp som doserats med Cu. **F:** Närbild på en kontroll utan Cu. **G:** Brytning av experimentet. Propparna tas ut en och en och översta sedimentet (0–2 cm) sparas för analyser av porvatten, TOC, och sediment mikroorganismer. Sedimentprover för mikroorganismer fryses direkt i flyttande kväve vid provtagning.

Efter tio dagars exponering avslutades experimentet. Ett vattenprov togs från varje propp för analyser av närsalter. Sedimentet i proppen trycktes upp till översta kanten och 0–2 cm sediment sparades för analys. Ett homogeniserat delprov frystes i flytande kväve för RNA-extraktion och sekvensering. Resten av provet sparades för kemiska analyser av Cu i sediment och i porvatten.

Cu-halten mättes i porvatten och i olika sedimentfraktioner, för att försöka relatera effekter på mikroorganismerna till Cu biotillgänglighet i olika sedimentfraktioner (lättillgänglig, karbonater, järn- och manganoxider, organisk fraktion, residual-fraktion) enligt (Tessier m.fl., 1979). För mikrobiell analys extraherades cirka 2 g sediment för RNA (RNeasy PowerSoil Total Kit Qiagen) och proverna sekvenserades på SciLifeLab.

I Figur 17 nedan visas en illustration av experimentsystemet, med fyra inkubationskammare (1) kontroll normoxi, (2) kontroll hypoxi, (3) tillsatt Cu gradient under normoxi, (4) tillsatt Cu gradient under hypoxi, med tre replikat sedimentproppar per behandling. Kontroller är sedimentproppar som inte doseras med ny Cu. De hålls separat för att inte utsättas för Cu från Cu behandlingarna.



Figur 17. Cu/Hypoxi-experiment – Illustration av försökssystemet. Till vänster (1) en sedimentpropp (Ø 5 cm, L. 30 cm) med "naturligt" sediment från Askö eller från yttre hamnen i Oskarshamn, provtagna med boxcore. Stora bilden (2) försökssystemet. A: Hypoxi-behandling: Två serie-kopplade stora vattenrör (1,5 m, Ø 30 cm) fylls med brackvatten från Askö och bubblas med N₂ gas, med hjälp av ett datastyrt system (JUMO) som håller en konstant låg syrehalt (1,5–2,0 mg/L). Hypoxiska vattnet pumpas sedan ut till två vattenbad, ett bad för sedimentproppar utan Cu (kontroller), och ett bad för sedimentproppar som doserats med Cu (50, 125, 500 och 700 mg Cu/L). Baden hålls skilda för att undvika Cu kontaminering av kontrollerna. Sedimentpropparna hålls under vattenytan. Vattenrören och båda vattenbaderna täcks med bubbelplast för att undvika syresättning från luften. B: Normoxi-behandling: En vattentank fylls med brackvatten som bubblas med tryckluft (10,0–11,2 mg/L). Det syresatta vattnet pumpas sedan med hjälp av en peristaltisk pump till två vattenbad med syresatt vatten, en för kontrollproppar utan Cu, och ett för sedimentproppar som doserats med Cu.

För att ta fram effektbaserade riktvärden beräknades EC₁₀-värden för de olika försöksuppläggen (Oskarshamn, Askö, under normoxi och hypoxi). Därefter användes en ekotoxikologisk metod – artkänslighetsfördelning (Species Sensitivity Distribution, SSD) – för att uppskatta hur stor andel arter som påverkas av kopparföreningar. SSD innebär att man antar att arternas känslighet för en viss förorening

följer en normalfördelningskurva (Posthuma m.fl., 2019). Med hjälp av denna kurva kan man räkna ut hur stor andel av arterna (potentially affected fraction, PAF) som påverkas vid en viss koncentration av koppar (eller annan förorening). Fördelningen kan även användas för att identifiera vilken halt av Cu eller annan förorening som motsvarar en specifik procent påverkade arter. Inom riskbedömning brukar man utgå från att maximalt 10 % av arterna får påverkas (PAF 10 %), och därmed används EC_{10} -värdet som ett gränsvärde – alltså den koncentration som påverkar högst 10 % av arterna. Ett diversitetsindex för alla sekvenserade mikroorganismer i vår studie beräknades (Shannon-Wiener H') och indexet plottades mot koncentrationen av Cu i sedimentet. Riktvärden för Cu (EC_{10}) kunde sedan räknas ut grafiskt från PAF_{10} (Figur 28).

Såvitt känt är detta första gången SSD-metoden används för att ta fram plats-specifika riktvärden för hela mikrobiella samhällen baserad på metatranskriptomik. För en mer detaljerad beskrivning av Cu- och Hypoxi-experimentet, genanalyser och uträkningar se vår publikation (Pal m.fl., 2026).

2.9.1 Riskbedömning – NEA

STEG 1

Det första steget i NEAs riskbedömning innebär en förenklad undersökning som baseras på analys av föroreningar i sedimentet som jämförs med effektbaserade riktvärden. I steg 1 ingår även tre toxicitetstester med porvatten med kräftdjuret *Nitocra spinipes* och kiselalgen *Skeletonema costatum*, och överlevnadstester i sediment med copepoden *Tisbe battaglia*, eller med larver av ostron *Magallana gigas* (tidigare *Crassostrea gigas*).

I projektet har vi anpassat toxicitetstesterna som föreslås i NEAs vägledning och ersätt dem med organismer som lever i Östersjöförhållanden (3.2.3). Om sedimenten är förorenade med dioxiner föreslår NEA-metoden att man vid steg 1 använder en celltest som kallas DR-CALUX för att mäta en biologisk respons för dioxiner, dibensofuraner och plana PCB:er i sedimentet. DR-CALUX® (*Dioxin Responsive – Chemically Activated Luciferase eXpression*) är en bioanalytisk metod med råtthepatocyter (H4IIE) som har genmodifierats, så att de producerar ljus när de exponeras för dioxin och dioxinlikande ämnen (Murk, m.fl., 1996). Testet utförs genom att vatten- eller sedimentprover extraheras på labb med ett organiskt lösningsmedel och extraktet tillsättes i en mikroplatta med genmodifierade H4IIE celler, varpå ljusemittering mäts med en luminometer. Med CALUX-metoden och andra liknande celltester mäts inte bara halter utan även cocktaileffekten av dioxinlikande ämnen i miljön (Engwall, Magnus & Larsson, Maria, 2009). Flera likande celltester har föreslagits under senare år för miljöövervakning av till exempel avloppsvatten eller dricksvatten (Engwall, M och Larsson, M, 2009). En fördel med CALUX-metoden är att den är billigare än kemiska analyser.

Inom ett MSc arbete av Alexandra Poulsen Selldén, i samarbete med Magnus Engwall och Maria Larsson på Örebro Universitet, testades CALUX-metoden på sedimentprover från inre och yttre hamnen och jämfördes med traditionella kemiska analyser av dioxiner (GC-MS) (Poulsen, Alexandra, 2018). Skillnader i resultat kan uppstå på grund av att olika extraktionsmetoder av sediment eller vattenprover används. För att undvika detta gjordes här CALUX-analyserna och de kemiska analyserna på prover som extraherades med samma metod på samma labb. Sediment togs från tre lokaler vid Månskensviken i inre hamnen och från en

lokal i yttre hamnen varpå CALUX-analys och traditionell kemisk analys (GC-MS) genomfördes. CALUX-resultaten uttrycktes som TCDD ekvivalenter (bio-TEQ) och jämfördes med TCDD ekvivalenter genom kemiska analyser (kem-TEQ).

Toxicitetstesterna kan uteslutas om sedimentanalyserna ger ett starkt underlag för initial riskbedömning utifrån de effektbaserade riktvärdena. Rekommenderade analyser av prioriterade föroreningar och sedimentparametrar visas i Tabell 6.

Tabell 6. Föreslagna analyser i NEA-metodens steg 1.

Metaller	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn
PAH	Enskilda kongenerer i PAH ₁₆
PCB	Enskilda kongenerer i PCB ₇
Organometaller	TBT
Toxicitetstester	<i>Skeletonema costatum</i> , <i>Tisbe battaglia</i> och <i>Crassostrea gigas</i> (porvatten), DR CALUX (organiskt extrakt)
Sedimentparametrar	Vattenhalt, silt- och lerinnehåll, TOC

Om den aktuella sedimentytan är större än 30 000 m² rekommenderas att en fullskalig riskbedömning enligt samtliga tre steg inleds. Delområde A (14–18 m djup) i yttre hamnen är cirka 116 000 m², medan hela yttre hamnen är 403 000 m² (Figur 3 och Figur 18). Medel/maxdjupet är 10/18 meter. Genom yttre hamnen går farleden till den inre hamnbassängen och godstrafik sker till Oceankajen där djupet är ungefär tio meter. Antalet fartygsanlöp till hela hamnen är 771 per år och dessa passerar eller anlöper yttre hamnen.



Figur 18. Yttre hamnen och provpunkter i delområde A för steg 1 i NEA-metoden.

Till riskbedömningens första steg användes föroreningsdata som samlades in i projektet från sex stationer i yttre hamnen där djupet var större än 14 m (för provtagning se 2.2.2 och Bilaga B1, för kartor se Figur 3 och 18, för riskkvoter se Bilagor B6

och B7). Det antogs att detta område (delområde A) (orange linje i Figur 18) utgjorde en ackumulationsbotten med höga koncentrationer av föroreningar.

Sedimentkärnor provtogs på sex slumpmässigt utvalda stationer (vita prickar i Figur 18). Sedimentkärnor togs med hjälp av en Gemini-hämtare och ytsediment (0–2 cm) analyserades för innehåll av metaller, PAH:er, PCB:er, dioxiner och vattenhalt (ALS Scandinavia, se 2.3). Data över TOC hämtades från fem närliggande provpunkter (Wikström et al. 2024) medan TBT uteslöts i detta steg för att ingå i steg 2. Silt- och lerinnehåll hämtades från Elander ((2011, Bilaga A3), se 2.1 Tabell 3). Eftersom dioxiner analyserades i sedimentet och en god korrelation erhöles mellan bio-TEQ PCDD/F med DR CALUX-analys och kem-TEQ PCDD/Fs med (GC/MS) i våra analyser (se 3.2.3) användes därefter genomgående kem-TEQ PCDD/Fs här. Efter NEA-metodens rekommendationer användes kräftdjuret *Nitocra spinipes* för att testa porvattnets akuta toxicitet. De övriga rekommenderade toxicitetstesterna med mikroalger i NEA-metoden ersattes med denna art eftersom den är sedimentlevande och euryhalin (tål låga till höga saliniteter) och därmed lämpar sig för Östersjöns miljö. Djuret utsattes för en spädningsserie porvatten från delområde A för att finna LC_{50} . Metodbeskrivning och resultat för tester med *N. spinipes* beskrivs nedan (3.2.3) och i Svensk Standard (1991). Fler toxicitetstester som beskrivs i 3.2.3 utfördes under steg 2 då föroreningshalterna kraftigt överskred riktvärdena i steg 1.

STEG 2 OCH 3

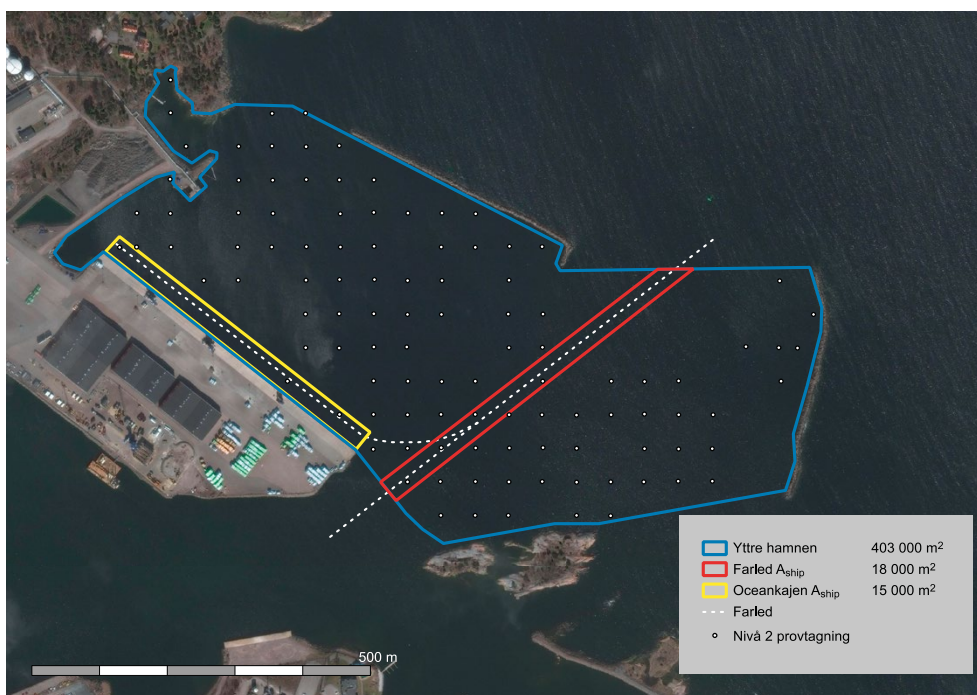
I steg 2 krävs data över fler sedimentparametrar för att beräkna koncentration i porvatten (C_{pw}) och ovanliggande vatten (C_w) utifrån C_{tot} . Detta görs med fördelningskoefficienter (K_d) som ingår i räknearket eller med platsspecifika värden. I denna studie användes C_{pw} och C_w som beräknats av modellen medan koncentrationer i bentisk biota (C_{bio}) analyserades och fördes in i räknearket. Modellen behöver även platsspecifika data som berör geologiska och kemiska sedimentparametrar, hydrodynamiska parametrar, fartygsrörelser med mera. NEA-vägledningen beskriver i detalj hur denna information samlas in genom provtagning och analyser. Området behöver undersökas geografiskt för avgränsning och djupet behöver mätas. Spridningsrisk, ekologisk risk och human risk beräknas.

Spridningsrisk

I steg 2 beslutades att expandera området till att inbegripa hela yttre hamnen för att i huvudsak undersöka dess roll som en punktkälla för spridning av föroreningar till Kalmarsund. Inför saneringen av den inre hamnen ledde Oskarshamns kommun ett ambitiöst sedimentprovtagningsprogram med provpunkter utspridda enligt ett rutnät med 50 m mellanrum (Figur 19). Även den yttre hamnen undersöktes och all data gjordes tillgänglig för denna studie (se 2.1). Antalet provpunkter för olika föroreningar redovisas i Tabell 7.

Tabell 7. Antalet provpunkter för olika analyser i steg 2.

Analys	Provpunkter
Metaller	126
PAH ₁₆	6
Sum PCB 7	64
Tributyltenn (TBT)	84
Dioxiner (WHO-TEQ)	64



Figur 19. Yttre hamnens provpunkter och områden berörda av fartygstrafik (Aship) i NEA-metodens steg 2 och 3.

I steg 2 sätts ett värde för maximal tillåten spridning genom att låta modellen beräkna spridning utifrån gränsvärdet gällande sedimentkoncentration i steg 1. Överskridningen av riktvärdena för spridning och sedimentkoncentration blir således identiska. Den totala spridningen (F_{tot}) uttrycks som mg/m²/år och innefattar spridning av lösta föroreningsfraktioner genom bioturbationsdriven diffusion från sediment (F_{diff}), genom upptag av organismer (F_{org}) och genom uppgrumling orsakad av fartygstrafik (F_{ship}) enligt ekvationen:

$$F_{ship} = \frac{2 N_{ship} m_{sed} C_{sed} (f_{diss} + f_{susp})}{A_{ship}}$$

Där 2 är en faktor för att beakta ankomster och avgångar, N_{ship} är antalet fartygsanlöp, m_{sed} är massan suspenderat finkornigt sediment, C_{sed} (oftast kallad C_{tot}) är sedimentkoncentrationen, f_{diss} är löst fraktion (beräknas av modellen), f_{susp} är fraktionen suspenderat sediment (< 2 µm) och A_{ship} är sedimentarean som påverkas av fartygstrafik (< 20 meter djup). I den yttre hamnen sker tyngre båttrafik huvudsakligen vid anlöp till Oceankajen, som är en godshamn, och vid genomfart av färjor till den inre hamnen. Således bedömdes dessa två arealer (A_{ship}) stå för spridning orsakad av båttrafik. A_{ship} för farleden och Oceankajen uppskattades till totalt 33 000 m² (Figur 18) med hjälp av sjökort och GIS.

Utöver spridningen orsakad av båttrafik (F_{ship}) beräknar även modellen spridning genom diffusion (F_{diff}) och bioackumulation (F_{org}). Box 5,6 och 7 i vägledningen beskriver samtliga beräkningar. En viktig platsspecifik parameter för beräkning av F_{diff} är faktorn a enligt vilken diffusion ökar på grund av bioturbation. I detta fall sänktes a från 10 till 3 eftersom schablonvärdet 10 tagits fram med hänsyn till den marina miljön med större arter och bioturbationsdjup (ca 10 cm) samt

högre abundans jämfört med yttre hamnen i Oskarshamn där djuren är mindre än i Nordsjön och bottenmiljöerna har ett relativt lågt artantal, se Bilaga 13 och Tobiasson, S (2023a) samt Wikström, m.fl. (2024a).

Ekologisk risk

NEA-metoden är framtagen främst för Norges atlantkust – ett marint habitat med hög salinitet. Därför ingår toxicitetstester på marina organismer i riskbedömningen: 1) tillväxthämning hos kiselalgen *Skeletonema costatum*, 2) mortalitet hos copepoden *Tisbe battaglia*, och 3) mortalitet hos larver av japanskt jätteostron (*Magallana gigas*, tidigare *Crassostrea gigas*). I Sverige förekommer dessa arter mer sparsamt framför allt på grund av den lägre saliniteten i Östersjön. *S. costatum* återfinns längs hela Sveriges kust men främst vid högre salinitet. *T. battaglia* har ej rapporterats i Sverige medan *M. gigas* numera är en vanligt förekommande främmande/invasiv art i Bohuslän och Halland. Samtidigt återfinns merparten av förorenade sediment i Sverige i söt- eller brackvattnemiljö. Av denna anledning modifierades toxicitetstesterna i denna studie till att använda arter som är vanliga i Östersjön eller tål att leva i brackvattnet. Se Tabell 4 och Tabell 9 för en sammanfattning av toxicitetstesterna.

Beräknade eller uppmätta C_{pw} och C_w jämförs med effektbaserade riktvärden för $PNEC_w$ (*predicted no effect concentration* i vatten) i (Arp m.fl., 2014). Dessa värden används för att uppskatta den högsta koncentrationen av en förorening som kan finnas i miljön utan att ha en effekt på ekosystemet. Utifrån C_{sed} beräknade modellen C_{pw} samt C_w .

Human risk

Eftersom yttre hamnen sällan används för rekreation och bad genomfördes inte bedömning av risker kopplade till kroppskontakt och intag av vatten och sediment. Metoder för detta finns beskrivna i NEA-vägledningen. Dock gjordes en riskbedömning för humant intag av fisk från området genom att simulera ett scenario där fisk från yttre hamnen konsumerades på regelbunden basis. Modellen använder data över föroreningar i sediment samt fördelningskoefficienter mellan vatten och organismer (BCF) och sediment och organismer (BAF eller BSAF) för att beräkna koncentrationer i fisk och skaldjur om sådana fältdata saknas. Schablonvärden för intag av fisk och skaldjur användes för en vuxen (1 kg fisk och skaldjur per vecka) och ett barn (200 g per vecka).

För att bedöma human risk modellerades ett scenario där en vuxen och ett barn fiskar abborre och flundra från den privata bryggan i yttre hamnens nordvästra hörn och konsumerar 138 g fiskmuskel per dag, vilket är standardvärdet i modellen. Barnets konsumtion motsvarar 20 % av den vuxnas. Beräknad livstidsexponering jämförs med de riktvärden som anges i MTR/TDI (*maximum tolerable risk/tolerable daily intake*). Många andra källor för human exponering av miljögifter finns och 10 % av en persons totala exponering bedöms härröra från förorenad fisk.

I steg 2 beräknades överskridningen av 10 % MTR/TDI med hjälp av C_{sed} och med C_{sed} och C_{bio} . I steg 3 användes koncentrationer i fisk (C_{fisk} , abborre och flundra) som provtogs vid Oceankajen innan saneringen av den inre hamnen (Arnér & Persson, 2004). Data över PAH och PCB i fisk saknades.

2.10 TRIAD – Integrerad riskbedömning

Som beskrivs i inledningen (1.4.4) erbjuder TRIAD-metoden en vägledning för att utföra en sammanvägd riskbedömning baserad på data från tre undersökningslinjer (*lines of evidence*, LOE) från: 1) kemi, 2) toxikologi och 3) ekologi. I detta projekt tillämpades TRIAD-metoden på Oskarshamns hamn enligt de metoder som beskrivs i Jensen och Mesman (2006) och i Gilek m.fl. (2009). För att kunna jämföras behöver först alla mätningar inom de tre LOE skalas till samma effektskala (0–1) där 0 visar ingen effekt och 1 är maximal effekt. I projektet användes tre olika skalningsmetoder beroende på vilken typ av data som ska skalas inom de tre undersökningslinjerna.

2.10.1 Skalning för kemiska LOE med Toxisk Potential

I TRIAD-metoden beräknas toxisk potential (TP, *Toxic Pressure*) som mäter den kombinerade effekten av flera föroreningar i sedimentet, till exempel den kombinerade effekten av flera metaller eller PAH:er. TP uttrycks som ett riskvärde mellan 0–1 enligt ekvationen:

$$TP = \frac{1}{(1 + \exp(\log \text{gränsvärde} - \log \text{uppmätt halt}) / \beta)}$$

Där *gränsvärdet* är det effektbaserade gränsvärdet för ämnet, till exempel för Cu. *Uppmätt halt* är ämnets halt i sedimentet och β är en konstant som motsvarar lutningen av en artkänslighetsfördelningskurva (SSD). Vid beräkningarna har ett schablonvärde på $\beta = 0,4$ använts, som kan nyttjas då inga artspecifika SSD har beräknats. Ett TP beräknas först för varje enskilt ämne, enligt ekvationen ovan. Den kombinerade effekten av alla metaller beräknas sedan för varje station genom att summera alla enskilda TP-värden (om det antas att ämnena har en additiv effekt, så kallad *Response addition*). TP-värdet justeras också för bakgrundshalter och en kombinerad toxicitetsrisk räknas fram för varje provpunkt. För mer detaljer om TP-metoden se Jensen och Mesman (2006) (text box 7, sida 49) och räkneexempel i Gilek m.fl. (2009).

2.10.2 Skalning för toxiska LOE med procentmetoden

Resultat från toxicitetstester anges oftast som procent av en uppmätt effekt (till exempel % dödlighet, % överlevnad, % tillväxt, % andel missbildade embryon). Jensen och Mesman (2006) (text box 1, sida 44) föreslår en beräkningsmetod som de kallar för procentmetoden där procentvärden omräknas till riskvärden mellan 0–1. Två olika beräkningsmetoder används beroende på om responsvariabeln är positiv, till exempel överlevnad, eller negativ, till exempel dödlighet. Nedan visas ett exempel för procentmetoden (positiv respons), där $x = 40$ % överlevnad i ett toxicitetstest med vitmärslan *M. affinis* och $y = 98$ % överlevnad i kontrollbehandlingen från referensstationen.

- 1) Subtrahera x från 100 och dividera med 100

$$R_1 = (100 - x) / 100$$
$$R_1 = (100 - 40) / 100 = 0,60$$

- 2) Skala referensvärdet y till 100 med samma metod

$$R_2 = (100 - y) / 100$$
$$R_2 = (100 - 98) / 100 = 0,02$$

- 3) Skala skillnaden mellan mätvärdet (x) och referensvärdet (y)

$$R_3 = (R_1 - R_2) / (1 - R_2)$$
$$R_3 = 0,59$$

Riskvärdet för toxicitet blir då 0,59. Ett sådant värde beräknas för varje toxicitetstest och i slutet görs ett medelvärde (geometriskt medelvärde) och en standardavvikelse av alla testerna som indikerar den integrerade risken inom toxicologi LOE. För mer detaljer se räkneexempel 3, skalning av toxicitetsdata, sida 32 i Gilek m.fl. (2009).

2.10.3 Skalning för ekologiska LOE med BQX-triad

Ekologiska data kan vara mätningar av bottenfauna eller mikroorganismer i sediment som antal och diversitet av arter genom samhällsanalys, biomassa, eller genom att mäta funktioner som till exempel respiration, kväveomsättning eller fluxer av närsalter och växthusgaser. I projektet användes även nya molekylära metoder (metagenomik, DNA- eller RNA-extraktion och sekvensering). Med dessa tekniker kan specifika arter eller hela sedimentets mikrobiom fastställas. Specifika funktionella gener, till exempel gener för nedbrytning av PAH:er, eller för transport av Cu genom cellmembran kan också analyseras. För att skala ekologiska mätvariabler mellan 0–1 föreslår TRIAD-metoden en beräkningsmetod kallad *Biological quality index* (BQX) som föreslogs av (Shouten m.fl. (1999) enligt:

$$BQX = 1 - 10 \exp(-\text{Summa } |\log X_n|) / n$$

Där X är olika ekologiska endpoints (till exempel antal arter, abundans, biomassa, diversitet ...) och n är antalet endpoints (om till exempel antal arter, abundans och diversitet uppmätts är n = 3). I projektet beräknades BQX-index med platsspecifika data från boxcores med sediment från yttre hamnen och Askö. BQX-metoden omvandlar flera olika biologiska mätvärden till ett enda riskvärde, som uttrycks mellan 0–1. Tre olika BQX beräknades: 1) BQX_{makrofauna} (abundans, diversitet av makrofauna och BQI indexet för makrofauna, se 2.4), 2) BQX_{meiofauna} (abundans nematoder, total abundans meiofauna (alla arter) och diversitet), och 3) BQX_{funktion} (med funktionella endpoints från boxcore-experimentet, till exempel denitrifikation, respiration och metanavgång). Observera att BQX (*Biological quality index*) inte är det samma som BQI (*Benthic Quality Index*) och att BQI ingick här som en av mätvariablerna för att beräkna BQX_{makrofauna}.

2.10.4 Integrering och tolkning av riskvärdena

Efter att resultaten från de kemiska, toxiska och ekologiska undersökningslinjerna omvandlats till riskvärden beräknas först ett medelvärde inom varje undersökningslinje och sedan ett medelvärde för alla tre undersökningslinjerna och en associerad avvikelse. Medelvärdena beräknas som geometriskt medelvärde och avvikelsen som standardavvikelse.

Det integrerade riskvärdet jämförs sedan med det förbestämda riskklasserna som presenteras i Tabell 2 (< 0,2 = låg risk; 0,2–0,5 = medelhög risk; > 0,5 = hög risk). Standardavvikelsen visar hur stor osäkerhet det finns kring riskvärdet. När

avvikelsen är under 0,3 anses riskvärdet vara tillräckligt säkerställt för att accepteras och kan ligga till grund för beslut om åtgärder i området.

Som nämnts tidigare börjar TRIAD-undersökningen som en gallring med endast ett fåtal mätningar under steg 1 för att sedan successivt fördjupas med fler mätningar under steg 2 och fler platsspecifika mätningar under steg 3. Osäkerheten förväntas också minska successivt.

Möjligheten att ge en undersökningslinje mer eller mindre vikt finns också, men generellt rekommenderas att samma vikt ges till alla tre undersökningslinjer vilket var fallet här.

3. Resultat

3.1 Kemisk status

3.1.1 Föroreningshalter i sediment

I projektets riskberäkningar användes våra egna data över föroreningshalter i hamnen och vid behov kompletterades de med halter i sediment, vatten och biota som rapporterats från tidigare miljötekniska undersökningar, huvudsakligen från de rapporter som nämns i Tabell 3. Då tidigare halter rapporterats runt 2010, togs nya prover av sediment och bottenfauna vid sex olika tillfällen: november 2016 (före hamnsaneringens start), maj 2017, juni 2020, augusti 2020, november 2021 och maj 2023. En sammanställning av föroreningshalter i dessa egna sedimentprover från inre och yttre hamnen och i referenssediment vid Askö presenteras i Bilagorna B2 och B3. Halterna visas som medelvärden och standardavvikelse i ytsedimentet (0–3 cm), i tre sedimentproppar från Månskensviken före saneringen (n = 3), fem sedimentproppar från yttre hamnen (n = 5) och fem proppar från referenslokalen vid Askö (n = 5). Analyser utfördes av ALS Scandinavia (inre hamnen) och av Oekometrics i Tyskland (yttre hamnen och Askö), förutom PAH:er i inre hamnen som är hämtade från (Östlund, P, 2005). I tidigare undersökningar av hamnen har endast ett fåtal sedimentprover analyserats för PAH:er då fokus har främst legat på tungmetaller och dioxiner. För beskrivning av provtagning och kemiska analyser se material och metoder 2.2. och 2.3 och Bilaga 1.

En jämförelse av summa dioxiner, PCB₇, PAH₁₆ och summa 10 toxiska metaller (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Vn, Zn) visas i Tabell 8. En komplett lista över halter av enskilda organiska ämnen och metaller presenteras i bilaga B2 och B3.

Från Tabell 8 kan vi se att föroreningshalterna generellt var cirka två gånger högre i inre hamnen (före saneringen) än i yttre hamnen och mellan 10 och 50 gånger högre i hamnen än vid referensen vid Askö. Tabellen visar att dioxiner (ng/kg TEQ) var cirka 50 gånger högre i inre hamnen före saneringen än referensen Askö. Samma gällde för PCB₇, medan PAH₁₆ var cirka 25 gånger högre och summan av tio toxiska metaller cirka tio gånger högre.

Tabell 8. Översikt av summa-föroreningar i ytsediment (0–3 cm) från inre och yttre hamnen, jämfört med referensområdet vid Askö. Halter i inre hamnen är före saneringen. Medelvärden av 3 proppar i inre hamnen och 5 proppar i yttre hamnen och i referensen. Observera att enheterna skiljer sig (ng, µg och mg). De sista 3 kolumner visar föroreningsgraden, det vill säga hamnen vs Askö. Yttre / Askö = 27 betyder att yttre hamnen har 27 gånger högre halter av TEQ dioxiner (ng/kg sed ts) än vid Askö. En lista över enskilda ämnen visas i Bilaga B2 och Bilaga B3.

Summa föroreningar	Enhet	Inre Hamnen	Yttre hamnen	Referens: Askö	Inre/ Yttre	Inre/ Askö	Yttre/ Askö
TEQ Dioxins	ng/kg sed ts	248	125	4,6	2,0	53,9	27,2
Summa PCB (7)	µg/kg sed ts	33,9	25,3	0,7	1,3	48,4	36,1
Summa PAH (16)	µg/kg sed ts	6925	3306	263	2,1	26,3	12,6
Summa Metaller (10)	mg/kg sed ts	3193	2401	323	1,3	9,9	7,4

3.1.2 Jämförelse med tillståndsbaserade bedömningsgrunder

En jämförelse av föroreningshalter i sediment med svenska ”tillståndsbaserade bedömningsgrunder” visas i Bilaga 4 för metaller och i Bilaga 5 för organiska ämnen. Baserat på de halter som vi mätt i inre och yttre hamnen klassas samtliga uppmätta halter som antingen *medelhöga* eller *mycket höga*. Av metallerna är det främst As, Cu, Pb och Zn som visar de högsta halterna vilket stämmer överens med tidigare mätningar i hamnen (Molander, Per & Elander, Pär, 2010). Cu visar *mycket höga* halter i yttre hamnen i våra mätningar (Bilaga B4). Dock var halterna uppmätta här cirka hälften så höga än vad som rapporterats i tidigare undersökningar (Molander, P & Elander, P, 2010) vilket möjligen indikerar en viss förbättring sedan 2000-talet. För organiska miljögifter klassas halterna också som *höga* till *mycket höga*, med flera cancer-framkallande PAH:er som klassas med *mycket höga* halter, enligt tillståndsbaserade bedömningsgrunder (Bilaga B5).

3.1.3 Jämförelse med effektbaserade riktvärden

Riskkvoter (RQ-värden) beräknades baserade på NEA:s föreslagna ”effektbaserade riktvärden”. Som nämns i inledningen är effektbaserade riktvärden framtagna från toxicitetstester på djur för marina eller limniska sediment. I Bilaga B6 presenteras beräknade RQ-värden jämfört med NEA:s effektbaserade riktvärden för metaller, för sediment från sex olika lokaler i yttre hamnens djuphåla jämfört med referensområdet vid Askö. RQ-värdena bekräftar att det finns en relativ stor rumslig variation i djuphålan, trots att stationerna ligger endast cirka 50 m från varandra (Figur 3 och 16, vita prickar visar våra sex provtagningslokaler OOT1-OOT6). Resultaten visade att RQ överskred NEA:s riktvärden för As, Cu, Pb och Zn, mer är fem gånger vid station OOT1, medan risken generellt beräknades till låg vid station OOT4. Vid referensstationen Askö beräknades samtliga metallhalter utgöra låg risk (Bilaga B6). Effektbaserade riskkvoter för PAH:er och PCB:er vid samma stationer i yttre hamnen visas i Bilaga B7. Som för metallerna visar RQ för organiska miljögifter en stor rumslig variation. De stationer som har högsta RQ för metaller har också oftast (men inte alltid) högsta RQ för PCB:er och PAH:er. Station OOT1 hade de högsta RQ-värdena för både metaller och organiska föroreningar. Flera cancerframkallande PAH:er uppvisar en hög riskkvot. Summa PCB:er (PCB7) visar också generellt en hög till en medelhög riskkvot. Station OOT2, som även kallas E2 i tidigare undersökningar från yttre hamnen (Björinger, P, 2012c) och som vi använt i våra toxicitetstester visar höga RQ för cancerogena antracener och medelhöga RQ för PCB₇ och övriga PAH:er.

3.1.4 Toxisk potential

Förutom riskkvoter för enskilda ämnen beräknades toxisk potential (TP) för föroreningsblandningar i sediment. Som nämnts i 2.11.1 är TP ett mått på cocktail-effekten – den kombinerade effekten av enskilda ämnen i sedimentet.

Med TRIAD-metoden beräknades TP för metaller och organiska ämnen (PCB:er och dioxiner) i steg 1. Beräknade TP-värden för metaller i yttre hamnens sediment visas i Bilaga B8 och för PAH:er och PCB:er i Bilaga B9.

TP uttrycks som riskvärden på en skala från 0–1, där 0 motsvarar ingen påverkan och 1 mycket stor påverkan. TP-värdena klassades enligt följande riskklasser: TP < 0,2 = låg risk (grön); TP = 0,2–0,5 = medelhög risk (gul); TP > 0,5 = hög risk (röd).

Resultaten för metaller (Bilaga B8) visar att ingen metall enskilt utgör en hög risk. Däremot visade den kombinerade effekten av metallerna en hög risk vid stationerna OOT 1, 2, 3 och 6 och en kombinerad medelhög risk vid stationerna OOT4 och 5.

Toxisk potential för PAH:er och PCB₇ (Bilaga B9) indikerar att de flesta PAH:er ej enskilt utgör en hög risk. Generellt utgör PAH:er en högre risk än PCB₇. Vid station OOT 5 visade flera cancerogena PAH:er en medelhög risk. Den kombinerade TP för alla PAH:er visade en mycket hög risk vid samtliga stationer i yttre hamnen.

3.2 Toxicitetstester

Ett batteri av toxicitetstester användes för att bedöma om sediment från hamnen utgör en potentiell risk för sedimentlevande organismer.

3.2.1 Avgränsning

Några toxicitetstester har utförts på sediment från inre hamnen, med prover som vi hann samla in före hamnsaneringen. Huvudfokus i projektet har legat på yttre hamnen och endast prover från yttre hamnen ingår i riskbedömningen med NEA-metoden. I stället för att använda de marina testorganismer som föreslås i NEA-metoden, har vi använt oss av fyra brackvatten levande organismer som beskrivs nedan.

3.2.2 Testorganismer och testkriterier

Fyra känsliga kräftdjur (*N. spinipes*, *H. azteca*, *M. affinis* och *P. femorata*) exponerades för porvatten, sållat sediment eller naturligt sediment från hamnen varpå dödlighet eller subletala effekter (tillväxt, embryonal utveckling) mättes. Resultaten kontrollerades mot en serie tester med rent sediment från Askö. Testorganismerna och testerna beskrivs i material och metoder (2.5). Både akuta tester upp till 96 h och långtidstester (kroniska) från 14 till 61 dagar utfördes. Testerna följde standardprotokoll för toxicitetstestning, förutom för långtidstester i naturliga sediment i Kajak rör och i boxcore-mesokosmer, där standardmetoder saknas. Kraven för testerna var att dödligheten i kontrollen är högst 10 % för akuta tester och högst 20 % för långtidstester. I boxcore-försöket sänktes denna gräns till 50 % eftersom flera arter fanns i systemen, vilket betyder att testorganismen *M. affinis* som tillsattes till mesokosmerna kan ha blivit ett bytesdjur, dvs dött av andra själ än toxicitet. I varje test mättes följande sediment parametrar: torrsvikt, vatteninnehåll, TOC (totalt organiskt kol), TC (totalt kol), TN (totalt kväve), C:N kvot, LOI (*loss on ignition*, viktförlust genom förbränning av organiskt material). Vattenparametrar som mättes var salinitet, pH, syrekoncentration, temperatur, och närsalter. Under långtidstester mättes pH, temperatur, syrekoncentration och salinitet en gång i veckan.

3.2.3 Toxicitetstester och resultat

Resultaten från toxicitetstesterna som utförts i projektet visas i Tabell 9 och beskrivs mer i detalj i texten nedan.

Tabell 9. Batteriet av toxicitetstester som utförts i projektet. Se text nedan för en kort beskrivning av testerna. Förkortningen nm betyder "not measured". Test beskriver vilken art som har testats. Beskrivning: visar om testet har utförts med sållat homogeniserad sediment eller i naturligt sediment, dvs i sedimentproppar eller i mesokosmer. Endpoints: mätvariabel i testet t.ex. % dödlighet, reducerad tillväxt eller andel missbildade embryo. Tid: visar exponeringstiden, akuta tester 24–96 t, långtids- (kroniska) tester 96 t – 61 d. Testsystem: beskriver vilken typ av test som gjorts. Inre: Inre hamnen. Yttre: yttre hamnen. Till exempel visar ett värde %14 för *Hyalella* i yttre hamnen, att 14 % av djuren dog i yttre hamnen jämfört med kontrollen. Ref: Referenser där testerna beskrivs i mer i detalj (se fotnot under tabellen).

Test	Beskrivning	Endpoint	Tid	Testsystem	Inre	Yttre	Ref
CALUX	Bio TEQ	TEQ TCDD ng/kg ts	24 h	96-håls plattor	167	nm	1
<i>Kemisk TEQ</i>	Kem TEQ	TEQ TCDD ng/kg ts		sediment-extrakt	171	125	2
<i>Nitocra</i>	Porvatten	% dödlighet	96 h	15 ml tub	nm	1 %	3
<i>Hyalella</i>	Sediment (sållat)	% dödlighet	14 d	400 mL bägare	40 %	14 %	4,5
<i>Hyalella</i>	Sediment (sållat)	% reducerad tillväxt	14 d	400 mL bägare	38 %	nm	4
<i>Monoporeia</i>	Sediment (sållat)	% dödlighet	40 d	2,5 L Ekolv	58 %	33 %	6,7
<i>Monoporeia</i>	Sediment (sållat)	% missbildade embryo	40 d	2,5 L Ekolv	17 %	4 %	6,7
<i>Monoporeia</i>	Sediment (sållat)	% dödlighet	51 d	1 L glasburkar	nm	19 %	5,2
<i>Monoporeia</i>	Sediment (naturligt)	% dödlighet	61 d	Kajak, sed propp	nm	27 %	5,2
<i>Monoporeia</i>	Sediment (naturligt)	% missbildade embryo	61 d	Kajak, sed propp	nm	10 %	5,2
<i>Monoporeia</i>	Sediment (naturligt)	% dödlighet	50 d	Boxcore	nm	78 %	8
<i>Pontoporeia</i>	Sediment (sållat)	% dödlighet	24 d	1 L glasburkar	90 %	59 %	5,2

Ref: 1) (Selldén Poulsen, A, 2018); 2) (Gunnarsson, Wikström, Renman, Renman, Honkanen, m.fl., 2026); 3) (Svensk Standard, 1991); 4) (Cartine, J, 2018); 5) (Strandgaard, S, 2026); 6) (Sawyers, J, 2017); 7) (Rämö, R m.fl., 2022); 8) (Wikström, m.fl., 2024a).

CALUX bio-TEQ kontra kem-TEQ:

Resultaten visade att uppmätta kem-TEQ och bio-TEQ (se 2.10.1) visade en relativt god korrespondens. Bio-TEQ (medelvärde ± standardavvikelse) i tre sedimentprover i inre hamnen var 167 ± 139 ng/kg TS, jämfört med 171 ± 171 ng kem-TEQ/kg TS (Tabell 9). De två metoderna gav lika resultat, men standardavvikelsen (rumsliga variationen) var för stor för att kunna avgöra om DR CALUX var lika exakt som den kemiska analysen. Fler prover och analyser behöver göras för att kunna säkerställa denna jämförelse statistiskt. Eftersom jämförelsen mellan bio-TEQ och kem-TEQ var relativt bra användes vanliga kem-TEQ värden i vår riskbedömning i NEA-metoden, i stället för bio-TEQ.

Nitocra spinipes

Enligt NEA-metodens rekommendation gjordes ett standardiserat toxicitetstest med kräftdjuret *Nitocra spinipes*. Testet anpassades för den salinitet som råder i Oskarshamn. Porvatten extraherades från ett blandprov från yttre hamnen (från station E2, det vill säga samma som OOT2) och analyserades för akut toxicitet under 96 h med *Nitocra*. Ingen akut toxicitet kunde observeras efter 96 h.

Hyaella azteca

Överlevnads och tillväxt tester med sållat sediment från inre och yttre från hamnen visade att dödligheten var 40 % med sediment från inre hamnen och 14 % med sediment från yttre hamnen. *H. azteca* visade 38 % reducerad tillväxt vid i inre hamnen (ingen tillväxt test gjordes med sediment från yttre hamnen).

Monoporeia affinis och *Pontoporeia femorata*

Vitmärlorna är känsliga för föroreningar och syrebrist och deras förekomst i fält indikerar god miljöstatus. Detta tyder på att *P. femorata* är betydligt känsligare för föroreningar än *M. affinis*, trots att båda vitmärlorna är morfologiskt mycket lika. Samma skillnad i känslighet mellan arterna har rapporterats tidigare när de utsätts för syrebrist (Johansson, 1997). Det visar att det är viktigt att ha med flera olika arter (testbatteri) för att inte över- eller underskatta miljörisken. *M. affinis* uppvisade en dödlighet på 58 % i inre hamnen och 40 % i yttre hamnen, och en ökning av missbildade embryon med 17 % i inre hamnen och 7 % i yttre hamnen jämfört med kontroller. *P. femorata* uppvisade en dödlighet på 59 % vid exponering för sediment från yttre hamnen (inte mätt för inre hamnen).

- Inre hamnens sediment (före sanering) var mer toxiskt än i yttre hamnen.
- Ingen akut toxicitet kunde påvisades varken i inre eller i yttre hamnen, vilket var förvånande med hänsyn till de höga riskkvoterna (RQ) och den höga toxiska potentialen (TP) som presenteras ovan.
- Långtidstesterna visade däremot en tydlig kronisk toxicitet både i inre och i yttre hamnen som indikerar att hamnens sediment kan utgöra en potentiell miljörisk för bottenlevande djur.
- Sammantaget visar toxicitetstesterna följande toxicitet jämfört med Askö
 - **Inre hamnen:**
 - dödlighet: 49 ± 13 %.
 - subletala effekter: 26 ± 15 %.
 - **Yttre hamnen:**
 - dödlighet: 39 ± 25 %.
 - subletala effekter: 7 ± 4 %.

3.3 Bioackumulation

I projektet har vi mätt hur stor andel av sedimentföroreningar som tas upp i bottenfauna med hjälp av bioackumulationsfaktorn BAF = föroreningshalt i djuret/föroreningshalt i sediment och med BSAF faktorer = (Föroreningshalten i djuret/lipidfraktionen i djuret)/(Föroreningshalten i sediment/fraktion organiskt C i sediment). BAF och BSAF faktorer kan användas både för att beräkna relativ biotillgänglighet och för att bedöma risken för trofisk transport av föroreningarna genom näringskedjan upp till toppkonsumenter, till exempel fisk och människor.

I projektet har vi mätt BAF-värden för metaller, dioxiner och PCB:er i olika bottendjur som exponerats för sediment från inre och yttre hamnen med metoder som beskrivs under 2.6.1 och presenteras i Tabell 5, 10 och 11. BSAF-värden för dioxiner har endast mätts i östersjömusslor som exponerats för sediment från inre hamnen (Tabell 11). Uppmätta metallhalter i bottenfauna jämförda med tillstånds-

klassade bedömningsgrunder och effektbaserade riktvärden visas i Bilaga B10 och B11. BAF-värden för metaller visas i Tabell 10.

Tabell 10. Bioackumulations faktorer (BAF-värden) för metaller i inre och yttre hamnen. Metallhalter i djuren visas i Bilaga B10. Metallhalter i sediment visas i Bilaga B3.

BAF	Arter	Cu	Pb	Cd	Zn	Hg	Ni
Inre hamnen							
Östersjömussla	<i>Macoma balthica</i>	1,87	0,05	0,99	1,51	0,96	0,08
Yttre hamnen							
Östersjömussla	<i>Macoma balthica</i>	0,33	0,01	0,00	0,20	0,06	0,01
Blåmussla	<i>Mytilus edulis</i>	0,00	0,01	0,00	0,06	0,03	0,01
Sandmussla	<i>Mya arenaria</i>	0,01	0,02	0,00	0,06	0,01	0,02
Havsborstmask	<i>Hediste diversicolor</i>	0,08	0,02	0,00	0,32	0,08	0,10
Havsborstmask	<i>Marenzelleria</i>	0,27	0,01	0,00	0,53	0,01	0,24
Fjädermygg larv	<i>Chironomus</i>	0,02	0,02	0,00	0,04	0,05	0,03
Vitmärsla	<i>Monoporeia affinis</i>	0,03	0,01	0,00	0,05	0,01	0,02
Vitmärsla	<i>Pontoporeia femorata</i>	0,02	0,01	0,00	0,03	0,01	0,04
Referens Askö							
Östersjömussla	<i>Macoma balthica</i>	1,51	0,06	0,30	0,12	< 0,01	0,05
Vitmärsla	<i>Monoporeia affinis</i>	0,40	0,00	0,14	0,09	< 0,01	0,06
Vitmärsla	<i>Pontoporeia femorata</i>	0,23	0,00	0,03	0,08	< 0,01	0,04
Havsborstmask	<i>Nereis diversicolor</i>	0,05	0,01	0,02	0,02	< 0,01	0,01

Samtliga BAF-värden var under 1 förutom för Cu i *M. balthica*, vilket visar att metallernas biotillgänglighet i bottenfauna var låg relaterat till de totala koncentrationerna i sedimentet. Detta betyder att bioackumulationen var låg men inte nödvändigtvis en låg risk för vidare transport i näringskedjan. BAF-värden över 1 hade i detta fall inneburit att djuren bioackumulerat mycket höga koncentrationer (högre än sedimentets totala koncentrationer). Med de högsta uppmätta sedimentkoncentrationerna i mesokosm-experimentet som ett exempel hade BAF-värden över 1 inneburit att djurens torrsvikt bestått av upp till 0.23 % Cu, 17 % Fe, 0.18 % Zn, vilket djuren inte överlevt.

BAF- och BSAF-värdena för inre hamnen beräknades genom ett experiment med *M. balthica* insamlade från referensområdet vid Askö, som sedan exponerades i ett bioackumulationsexperiment för sediment från inre hamnen (tre sedimentprover från Månskensviken) under två månader. Övriga BAF-värden beräknades från metallhalter i djur som samlats in direkt från hamnen delade med uppmätta totalhalter i yttre hamnens sediment. BAF-värden för dioxiner och PCB:er visas i Tabell 11.

Tabell 11. Bioackumulations faktorer (BAF- & BSAF-värden) för dioxiner i Östersjömussla. Övre raden visar halter i sediment från inre och yttre hamnen och i referens Askö. Yttre (1) är sediment från yttre hamnen vid Grimskalledjupet. Yttre (2) är från djuphålan i yttre hamnen. Halterna är *upperbound* ng/kg TS, summa PCDF/Fs TEQ-ekvivalenter. Östersjömussla visar halter per torrsvikt (TS) i *Macoma balthica*. BAF och BSAF är uttryckta per TS. Medelvärden från 3 eller 5 stationer och inom parentes visar standardavvikelse.

	Inre	Yttre (1)	Yttre (2)	Askö
Sediment	260 (125)	42	122,4	4,48
Östersjömussla	80	22	15,8	0,79
BAF i Östersjömussla	0,38 (0,17)	0,56	0,53 (0,35)	0,18 (0,07)
BSAF i Östersjömussla	0,63 (0,17)	1,8	1,83 (1,32)	0,26 (0,16)

På grund av den höga kostnaden för dioxinanalyser kunde vi endast analysera dioxiner i *M. balthica* (inte i fler bottendjur som vid metallanalyserna). *M. balthica* är en representativ art för att skatta bioackumulation och trofisk transport från sediment då den lever i hela Östersjön och är viktig föda för fisk. BAF-värdena för dioxiner och plana PCB:er var alla < 1 , som också var fallet för alla metaller utom Cu och Zn. Det indikerar att biotillgängligheten relativt de mycket höga koncentrationerna i sediment var låg, det vill säga djuren tog upp en liten andel av de totala koncentrationerna. Vi har också räknat ut BSAF, det vill säga lipid och organiskt kol justerade bioackumulationsvärden, där lipidhalter i *M. balthica* mättes genom mikrogravimetriska metoden av (Gardner m.fl., 1985). Procent lipid låg runt 3–4 % i Östersjömusslorna som exponerades för hamnens sediment och runt 4–5 % i östersjömusslor som exponerades för referenssedimentet vid Askö. En mer detaljerad tabell med % TOC och % Lipid visas i Bilaga 14. Både BAF och BSAF värdena visar att biotillgängligheten för dioxiner var lite högre i yttre hamnen än i inre hamnen. Det var ingen skillnad i biotillgänglighet mellan djuphålan vid hamnens mynning (Yttre 2) och vid Grimmskalledjupet (Yttre 1). Både BAF och BSAF värdena var lägre vid referenslokalen Askö. Att BSAF värdet är högre (1,8) i yttre hamnen betyder att musslorna har aktivt tagit upp mer dioxiner med deras föda än enbart genom jämvikt med sedimenten och indikerar att det finns en risk för sekundärförgiftning i yttre hamnen genom trofisk transport i födokedjan. Resultaten visar således att en del av dioxinerna ackumuleras i bottendjuren och kan transporteras vidare till högre trofnivåer.

Det stämmer också överens med de beräkningar som gjordes under steg 2 och 3 i NEA-modellen (se 3.7.2). BSAF värdena är de första som rapporteras för dioxiner från hamnsediment i Östersjön och värdena ligger i linje med rapporterade BSAF värden mellan 0,18 och 2, rapporterade från andra internationella studier för upptag av PCB:er och PAH:er i *Macoma balthica* och sin släkting *Macoma natusata* (US Army Corps of Engineers, 2025).

3.4 Biotillgänglighet (DFE)

Den relativt låga biotillgängligheten beror på att merparten av föroreningarna är hårt bundna till sedimentpartiklarna eller har kemiska sammansättningar som inte spjälkas i djurens matsmältning. Det kan i sin tur förklara varför ingen akut toxicitet kunde mätas i djuren och påvisar en lägre toxicitet än vad som förväntas av de mycket höga föroreningshalterna i Oskarshamns hamnsediment, särskilt för porvattentester med *Nitocra spinipes* där ingen toxicitet alls kunde observeras.

Ett annat sätt att mäta biotillgänglighet, som nämns ovan, är genom magsaftextraktion *in vitro*, en metod som härmar upptaget av miljögifter som normalt sker genom tarmen. I metoden (se 2.6.2) skakas sedimentet i ett provrör med en artificiell magsaft. Efter några timmar centrifugeras sedimentet och den biotillgängliga fraktionen mäts i supernatanten. Den biotillgängliga fraktionen uttrycks sedan som procent DFEE (*digestive fluid extraction efficiency*) den biotillgängliga fraktionen delat med den totala koncentrationen. Resultaten från biotillgänglighetstester med magsaftextraktion av dioxiner och PCB:er visas i Tabell 12.

Tabell 12. Biotillgänglighet av dioxiner och PCB i inre och yttre hamnen. DFEE: Digestive Fluid Extraction Efficiency visar ämnenas biotillgänglighet, som beräknats genom att extrahera sedimentprover från hamnen på labb med en artificiell magsaft enligt Voparil och Mayer (2004). DFEE-värdena visar att biotillgängligheten för dioxiner och furaner är mycket låg, endast 0,75 % av totala halten dioxin är biotillgänglig i sediment från inre hamnen, det vill säga att 99,25 % av dioxinerna inte är biotillgängliga för bottendjuren. I yttre hamnen är deras biotillgänglighet lite högre 1,56 %, men också mycket låg, med 98,4 % av dioxinerna som inte är biotillgängliga. I de tre sista raderna i tabellen visas DFEE-värden som beräknats med sediment från yttre hamnen som spikats med radioaktivt märkt PCB (PCB-47). DFEE värdena är högre för dessa ämnen och det beror på att PCB:n har tillsatts på labb och har varit inte varit i kontakt med sedimentet lika länge som i fält. Det visar att biotillgängligheten kan överskattas med sådana tester med spikade sediment. Skillnaden mellan de två sista DFEE värdena i tabellen visar effekten av resuspension (simulerad propeller-erosion). Resultaten visar att DFEE är något högre vid resuspension (28 %) jämfört med under statistiska förhållanden (24 %).

Plats	Ämne	Biotillgänglighet (DFEE %)	Källa
Inre hamnen Månskensviken	Dioxiner (Sum-WHO-PCDD/F-TEQ)	0,75 %	1
			2
Yttre hamnen Grimskalledjupet	Dioxiner (Sum-WHO-PCDD/F-TEQ)	1,56 %	1
			2
Yttre hamnen Djuphålan	PCB (14C-PCB-32)	4,31 %	3
Yttre hamnen Djuphålan (statisk)	PCB (14C-PCB-47)	24,80 %	2
			4
Yttre hamnen Djuphålan (resuspenderad)	PCB (14C-PCB-47)	28,30 %	2
			4

Källor: 1) MSc arbete (Selldén Poulsen, A, 2018), 2) CAPTIVE rapport (Gunnarsson, Wikström, Renman, Renman, Honkkanen, m.fl., 2026), 3) (Wikström, m.fl., 2024a), 4) MSc arbete (Stockhaus, A, 2022).

Som framgår av de låga DFEE värdena i Tabell 12, två första rader, var biotillgängligheten av dioxiner i Oskarshamns sediment generellt mycket låg, i relation till de höga totala koncentrationerna (0,75 % i inre hamnen (före saneringen) och 1,56 % i yttre hamnen). Som för BAF- och BSAF-värdena beskriver DFEE ett förhållande mellan biotillgänglig fraktion och total koncentration. Därför betyder låga DFEE-värden nödvändigtvis inte att risken för transport vidare i näringskedjan är låg, utan endast att den relativa biotillgängligheten är låg. För att kunna säga något om toxicitetsrisken i bottendjuren och högre upp i födokedjan kan den lösta koncentrationen i magsaften (den fraktion som kommer bioackumuleras) jämföras med föroreningarnas toxicitetsvärden (LD_{50} - eller LC_{50} -värden från toxicitetstester).

Experimenten med sediment som spikats med ^{14}C -märkta PCB:er visar en högre biotillgänglighet (4,3 % för PCB-32 och 25–28 % för PCB-47 i inre respektive yttre hamnen). Den ökade biotillgängligheten vid tester med spikade sediment har rapporterats tidigare och beror på att dessa sediment inte har varit i kontakt med föroreningarna lika länge som de naturliga sedimenten i hamnen. I dessa försök har exempelvis spikat sediment förvarats i kyl i 10 år för PCB-32 och i 9 veckor för PCB-47. Det visar att biotillgängligheten i fält riskerar att överskattas i labbexperiment med spikat sediment.

Resultaten från biotillgänglighetstester med magsaftextraktion för metaller visas i Tabell 13.

Tabell 13. Biotillgänglighet av metaller i yttre hamnen. DFEE: Digestive Fluid Extraction Efficiency visar metallernas biotillgänglighet i sediment från yttre hamnens djuphåla. DFEE har beräknats genom att extrahera sedimentprover från hamnen på labb med en artificiell magsaft enligt Wikström, Pal, m.fl. (2024). DFEE-värdena visar att biotillgängligheten för metallerna är lite högre än för dioxiner, från 0,9 % för bly till 33,9 % för strontium. DFEE är medelvärden från 5 boxcores (n = 5) med standard avvikelser, från Wikström m.fl. (2024a).

Plats	Metall	Biotillgänglighet DFEE medel %	sd %
Yttre hamnen	Cd	1,31 %	0,49%
Djuphålan	Pb	0,90 %	0,31%
	Cu	1,01 %	0,37%
	Fe	0,66 %	0,23%
	As	1,28 %	0,97%
	Ni	3,17 %	1,38%
	Co	1,41 %	0,26%
	Sr	33,91 %	6,03%
	Zn	5,87 %	4,36%

DFEE-värden för metaller visade att de flesta metallerna i yttre hamnens sediment hade en relativt låg biotillgänglighet (mellan 1–3 %), förutom Zn (6 %) och Sr (34 %). Med tanke på att de totala koncentrationerna av metaller i yttre hamnen är mycket höga, innebär troligtvis även låga DFEE-värden att en problematisk bioackumulation sker. DFEE mättes också i sedimentprover från inre hamnen men värdena blev mycket låga (0,001–0,003 %). Det berodde på en felaktig extraktionsmetod varför metoden vidareutvecklades i projektet för att bättre efterlikna naturliga förhållanden i tarmen på ett sedimentlevande djur. Koncentrationen BSA ökades, inkubationstiden ökades från 4 t till 12 t och proverna extraherades i syrefri atmosfär (provrören bubblas med kvävgas och arbetet sker i en kammare som även den mäts med kvävgas för att få bort syret). Efter dessa justeringar fungerade magsaftextraktionen för metaller mycket bra, som visas genom goda korrelationer mellan DFEE och bioackumulerade metaller i havsborstmasken *Hediste (Nereis) diversicolor*, se Bilaga B12. Den modifierade metoden för magsaftextraktion av metaller beskrivs i Wikström, Pal, m.fl. (2024). För magsaftextraktion av organiska miljögifter (dioxiner och PCB:er) användes en magsaft med gallsyra och BSA enligt Voparil och Mayer (2004). Även för denna erhöles en god korrelation mellan DFEE bioackumulerade koncentrationer av dioxiner (se Bilaga B12).

3.5 Ekologiska effekter

I platsspecifika riskbedömningar med TRIAD- eller NEA-metoden används utöver kemiska mätningar och toxicitetstester även ekologiska mätningar. Artsammansättningen av sedimentlevande bottenfaunan är en viktig ekologisk parameter att ha med i riskbedömningen. I projektet undersöktes artsammansättningen av makrofauna (sedimentlevande evertebrater > 1 mm), meiofauna (djur < 1 mm) och mikroorganismer (bakterier) för att testa hur dessa ekologiska mätningar kan användas inom riskbedömning, och vad de tillför.

Dessa platsspecifika mätningar gjordes för att se om de kan minska osäkerheterna i riskbedömningen under steg 3 i framför allt TRIAD-metoden.

3.5.1 Makrofauna

Makrofaunan i hamnen analyserades genom bottenhugg och boxcore-prover från inre och yttre hamnen (se 2.2.). Artlistor från våra provtagningar visas i Bilaga B13. Makrofaunan sållades fram genom 1 mm maskvidd och sparades i sprit för taxonomisk bestämning. Artsammansättningen beskrevs som antal arter, diversitet och med BQI-indexet, som ger en indikation över miljötillståndet i hamnen (2.4). Tre stationer från inre hamnen, utanför gamla kopparfabriken, och 22 stationer i yttre hamnens djuphåla (delområde A) provtogs. BQI-värdena var 2,9 i inre hamnen och 2,3 i yttre hamnen.

Lite överraskande var BQI lägre i yttre än i inre hamnen (före saneringen), vilket kan ha berott på den stora rumsliga variationen, med några stationer med tydligt påverkade orangefärgat sediment från tidigare dumpning av kis askor och annat avfall från kopparverket. Bottenfaunananalyserna stämde väl överens med Linné-universitetets tidigare undersökningar i hamnen (Tobiasson, S, 2023) och visade att diversiteten (artantal) var relativt låg, med mest tåliga arter som rovborstmaskarna *Marenzelleria* och *H. diversicolor* östersjömusslan *M. balthica*, sandmusslan *Mya arenaria* och fjädermyggslarver (Chironomidae sp.). Samtliga arter är kända för att vara föroreningsålig och klara höga metallhalter (Leppäkoski, 1975b). En sammanställning av bottenfaunans artsammansättning visas i Bilaga B13.

Det är viktigt att komma ihåg att BQI-indexet i första hand har utvecklats som ett mått på övergödning baserat på bottenfaunans känslighet för syrebrist. Trots det visar både detta projekt och andra undersökningar att BQI ofta också har en tydlig koppling till halter av föroreningar i sedimenten. Detta hänger delvis ihop med att föroreningar binds till organiskt material, vilket tenderar att ackumuleras i sediment som är påverkade av både övergödning och miljögifter (Raymond m.fl., 2021).

I TRIAD-metoden jämförs ekologiska värden med data från ett referensområde. Inledningsvis försökte vi ta prover från flera stationer utanför hamnområdet, men dessa platser visade sig också vara påverkade, framför allt av syrebrist, och var därför olämpliga som referenser. Istället valde vi referensområdet vid Askö, som är mindre påverkat. I framtida platsspecifika riskbedömningar rekommenderar vi att fler än ett referensområde används.

Beräknade BQI-värden jämfördes med klassgränser för Blekinge skärgårds och Kalmarsunds inre kustvatten (typ 8) (Naturvårdsverket, 2007). Miljöstatusen klassades som *måttlig* till *otillfredsställande* vilket är typiskt för hamnar. Artdiversiteten var dock förvånansvärt hög i inre hamnen före saneringen, med hänsyn till den höga organiska- och giftbelastningen samt båttrafiken.

Vid Månskensviken i inre hamnen hittades dessutom den känsliga rörbyggande masken *Alkmaria rominji*. Arten är ovanlig i Östersjön och betraktas i Storbritannien som skyddsvärd och känslig. Den har där fungerat som indikatorart och till och med lett till att en planerad tunnelsträcka genom Engelska kanalen stoppades ([www.havochvatten.se/frammandearter/Alkmaria rominji](http://www.havochvatten.se/frammandearter/Alkmaria_rominji)). Om samma skyddslagstiftning som i Storbritannien gällt, hade muddring av inre hamnen i Oskarshamn inte varit möjlig.

Det faktum att det fanns förhållandevis många arter i inre hamnen före saneringen, och att artantalet fortfarande är högt i yttre hamnen idag, går i linje med våra biotillgänglighetsundersökningar med magsaftextraktion, som visar att även om det är höga föroreningshalter så är biotillgängligheten låg.

För TRIADens uträkningar i steg 3 har vi använt makrofauna datan och skalat mätvärdena med BQX-TRIAD indexet till ett värde mellan 0–1 ($BQX_{\text{Makrofauna}}$) som baseras på BQI, total abundans och antal arter (se 2.11.3).

3.5.2 Meiofauna

Sedimentprover från inre hamnen analyserades också för meiofauna (sedimentlevande evertebrater < 1 mm) som provtogs i ytsediment (0–1 cm och 1–2 cm) från tre boxcores från yttre hamnen och tre boxcores från Askö. Meiofaunan extraherades från sedimentproverna med densitetsextraktion och sekventiell sällning enligt Näslund, Nascimento, och Gunnarsson (2010) och bestämdes sedan taxonomiskt under lupp. För mer detaljer se Wikström m.fl. (2024a). En sammanställning av meiofaunan i Oskarshamns sediment och i referensen Askö visas i Tabell 14.

För TRIAD-uträkningar i steg 3 användes mätvärden över meiofauna som skalades med BQX-TRIAD indexet till ett värde mellan 0–1 ($BQX_{\text{Meiofauna}}$) baserat på total meiofauna, diversitet och antal nematoder ($n = 3$) (se 2.11.3).

Tabell 14. Meiofauna i ytsediment. Meiofauna grupper och antal (10^3 per m^2) i ytsediment (0–1 cm), (1–3 cm), (0–3 cm) i Oskarshamns sediment från djuphålan i yttre hamnen och vid referensstationen Askö. Antal är medelvärden av 3 boxcores ($n = 3$). Gruppen med högst antal är rundmaskar (nematoder), som dominerar i referenssedimentet vid Askö. Sedimenten är provtagna i slutet av mesokosm-experimentet och en del meiofauna har dött under experimentet (51 d).

Meiofauna grupper	OSKARSH BOXCORES			ASKÖ BOXCORES		
	0–1	1–3	0–3	0–1	1–3	0–3
Nematoda <i>Rundmaskar</i>	8	3	11	15	66	82
Ostracoda <i>Musselkräftor</i>	1	1	2	1	1	2
Copepoda <i>Hoppkräftor</i>	5	0	5	7	0	7
Halicaridae <i>Kvalster</i>	7	1	8	1	0	1
Chironomids <i>Fjädermyggselarver</i>	1	1	0	1	1	2
Total meiofauna	21	5	27	26	69	94

3.5.3 Mikroorganismer

Nya molekylära tekniker som utvecklats under senare år inom metagenomisk sekvensering (*metabarcoding*) av DNA eller RNA som extraheras från vatten eller sediment gör det möjligt att inte bara identifiera enstaka arter var och en för sig, som med morfologiska analyser av makrofauna och meiofauna ovan, utan även att bestämma hela samhällen. Dessa tekniker öppnar för nya möjligheter att undersöka effekter av föroreningar i miljön på hela mikrobiella samhällen i sediment och även på mikroorganismers funktioner, genom att studera funktionella gener (som ansvarar för funktioner som mineralisering av organiskt material, kväveomsättning (denitrifiering), nedbrytning av organiska miljögifter eller upptag och eliminering av metaller). Här användes metagenomisk sekvensering för att undersöka och jämföra mikroorganismerna i Oskarshamns sediment (från två stationer i yttre hamnen) med referensområdet vid Askö.

Ostörda sedimentproppar från yttre hamnen och från referens Askö provtogs med boxcorer (som beskrivs under 2.2, Figur 8 och 9). Två stationer i djuphålan (E1 och E2) valdes ut baserat på tidigare rapporterade höga halter av metaller och dioxiner (Björinger, P, 2012c). Ytsediment provtogs från sedimentproppar från stationerna och analyserades för mikroorganismernas taxonomiska sammansättning och genexpression med hjälp av DNA-sekvensering och metabarcoding. Sedimentproppar inkuberades också på labb för att mäta denitrifikation. Vår hypotes var att mikroorganismssamhällena i sedimenten från Oskarshamn hade en lägre kapacitet för kväveomsättning (denitrifikation) än i det mindre förorenade referensområdet vid Askö. För detaljer om metoder och resultat se Broman m.fl. (2023). Våra resultat visade att artsammansättningen skiljde sig signifikant mellan Askö och Oskarshamn. Mikrobiella samhällena i Oskarshamn hade både fler toleranta arter och fler skyddande gener mot metaller, PAH:er och dioxiner. Däremot kunde ingen skillnad i denitrifikation mätas mellan Oskarshamn och Askö. Detta indikerar att mikrobiella samhällena i Oskarshamn har adapterat sig och blivit mer toleranta för hamnens föroreningar under mer än 50 år och utvecklat en så kallad ”funktionell redundans” (Louca m.fl., 2018), då mikroorganismerna i Oskarshamns sediment fortfarande kan upprätthålla viktiga ekosystemfunktioner som denitrifikation. För att styrka dessa resultat genomfördes ytterligare ett experiment inom projektet (se 2.9). För att styrka dessa centrala fynd genomfördes ytterligare ett experiment inom projektet (se 2.9). I detta försök tillsattes ökande mängder koppar (Cu) till sedimentproppar från både hamnen och referensplatsen på labb, för att jämföra hur mikroorganismerna reagerade på koppar i ett samhälle som redan utsatts för koppar från kopparverket, med mikroorganismerna i referensområdet vid Askö. Resultaten från detta experiment presenteras nedan under avsnitt 3.7.

3.5.4 Biogeokemiska fluxer

I TRIAD-metoden föreslås att platsspecifika biogeokemiska funktionella mätvariabler som respiration, omsättning av närsalter och växthusgaser (CO₂, CH₄) inkluderas bland ekologiska mätningar under steg 3. Platsspecifika funktionella biogeokemiska mätningar gjordes i boxcore-försöket (2.7). Mätningarna beskrivs i Wikström, Forsberg, m.fl. (2024a). I slutet av boxcore-försöket togs sedimentproppar från boxkosmen och inkuberades för att kvantifiera fluxer av närsalter, metangas, och O₂ i sediment (se 2.7). De resultat som vi använt i under steg 3 i TRIAD-metoden presenteras i Tabell 15, för mer detaljer se (Wikström m.fl., 2024a).

Tabell 15. Biogeokemiska fluxer i boxcore-försöket. Fluxmätningar (nmol flux/m²) i boxcore-försöket som ekologisk funktionell responsmätningar i TRIAD-metoden, under steg 3. Medelvärden från tre boxcores. Negativa värden visar en negativ flux, som till exempel att syret förbrukas, eller att PO₄ övergår från vattnet till sedimentet, medan positiva värden visar en produktion. Resultaten visar CH₄ produktion, syrerrespiration och denitrifikation är högre i referenssedimentet vid Askö än i Oskarshamn. För TRIAD-uträkningar har fluxvärdena skalats mellan 0–1 med BQX-indexet, här kallat BQX_{Funktion} (se 2.11.3).

Flux	Oskar shamns Inre hamn	Referens vid Askö
CH4 produktion	0,32	1,25
O2 respiration	-9,7	-10,6
PO4 flux	-51	16,6
NOx flux	204,1	294,6
Denitrifikation	9,4	10,8

3.6 Dioxiner och metaller i vatten

Som beskrivs under 2.7 användes två typer av passiva provtagare i boxcoreförsöket SPMD för att mäta fritt lösta organiska föroreningar (PCDD/F), och DGT för att mäta lösta katjoniska metaller (Figur 19). Med DGT är det möjligt att konvertera mängden metaller som ackumulerats till lösta koncentrationer i vatten. SPMD möjliggör beräkning av fluxer från sediment till vatten, genom att dela vattenhalten med sedimentytan och exponeringstiden, för detaljer se Wikström m.fl. (2024a); Wikström m.fl. (2021). Metallhalter i DGT över detektionsgränsen och var relativt höga, däremot var mängden dioxiner som ackumulerat under tio veckor i SPMD mycket låg, ofta under detektionsgränsen. Detekterbara halter PCDD/F i SPMD var 1,05–2,90 pg TEQ. Det bekräftar att bioturbationsdriven diffusion (f_{diff}) av dioxiner under ostörda förhållanden var mycket låg och att spridning av dioxiner genom diffusion från sediment till ovanliggande vatten är mycket låg, spridning av dioxiner sker främst genom uppgrumling av partiklar (fartygstrafik) och genom upptag i bottenfauna och transport genom födokedjan. Detta stämmer väl överens med resultaten från modelleringen med NEA-metoden (3.9 nedan).

Omräknat till läckage per m^2 visar våra resultat från mesokosm-experimentet att diffusiva läckaget av lösta dioxiner och furaner PCDD/F från sedimentet i yttre hamnen ligger mellan 95–262 pg summa PCDD/Fs TEQ per m^2 och omräknat till hela djuphålans yta 130 000 m^2 är det uppskattade frisättandet av lösta PCDD/F från djuphålan till ovanliggande vatten, det vill säga vatten som transporteras till Kalmarsund och Östersjön, mellan 12–34 μg lösta dioxiner per år. Observera att denna siffra ej inkluderar spridning orsakad av fartygstrafik eller bioackumulation utan enbart diffusionen från sedimentet, vilken är kraftig beroende av bioturbation. Detta överensstämmer med beräknad diffusiv flux lösta dioxiner (Medel $F_{Diff} = 25 \mu g / m^2 \cdot \text{år}$) beräknade med NEA-modellen. I Tabell 16 presenteras vattenhalter av metaller och dioxiner från mesokosm-experimentet med boxcores.

Om vi översätter resultaten från mesokosm-experimentet till läckage per kvadratmeter, visar de att den diffusa avgången av lösta dioxiner och furaner (PCDD/F) från sedimentet i yttre hamnen varierar mellan 95 och 262 pg PCDD/Fs TEQ per m^2 . När detta räknas om till hela djuphålans yta på 130 000 m^2 uppskattas den totala mängden lösta PCDD/F som frigörs från djuphålan till vattnet ovan – alltså vatten som sedan når Kalmarsund och Östersjön – till mellan 12 och 34 μg per år. Det är viktigt att poängtera att denna uppskattning inte omfattar spridning som orsakas av fartygstrafik eller bioackumulation, utan är endast den diffusion som sker från sedimentet – en process som i hög grad påverkas av bioturbation.

Beräknade årliga avgången av lösta dioxiner i mesokosmer mellan 12 och 34 μg per år ligger i linje med den beräknade diffusa fluxen av lösta dioxiner enligt NEA-modellen (medelvärde $F_{Diff} = 25 \mu g$ per år).

Vattenkoncentrationerna av metaller och dioxiner från mesokosm-experimentet med boxcores redovisas i Tabell 16. Samtliga halter är lägre än EUs riktvärden Miljö-kvalitets-normer (EQS) för ytvatten, i EU:s Vattendirektiv.

Tabell 16. Halter av metaller och dioxiner i bottenvattnet under boxcore-experimentet uppmätta med hjälp av passiva provtagare. Observera att lösta metallhalter är i µg/L, medan lösta PCDD/F är uttryckt som pg TEQ/L. Metaller: medelvärden och sd från fem boxcores. Dioxiner: medelvärden och sd från tre boxcores.

Ämne	Enhet	Medel µg/L	sd
Cd	µg/L	0,094	0,036
Co	µg/L	0,052	0,046
Cu	µg/L	0,482	0,244
Fe	µg/L	1,489	0,928
Ni	µg/L	0,373	0,059
Pb	µg/L	0,005	0,003
Zn	µg/L	17,306	11,989
Sum TEQ OECD PCFD/Fs	pg /L	0,0000895	5,58614E-05

Halterna speglar förhållanden utan resuspension, det vill säga under statistiska förhållanden. För att undersöka effekten av resuspension på frisättning av föroreningar genomfördes två experiment med simulerad propellerdriven erosion, som presenteras nedan (3.7).

3.7 Resuspension

Vi utförde två experiment för att testa effekten av simulerad propellererosion för att utreda effekten av uppgrumling från båttrafik eller stormar på läckage, spridning och miljörisker av föroreningar från sedimenten i yttre hamnen. Båda experimenten utfördes i sedimentproppar (Ø 8 cm, längd 80 cm) hämtade från yttre hamnens djuphåla (station E2) med en Gemini-hämtare, se material och metoder (2.2 och 2.8). I båda experimenten genererades uppgrumling med hjälp av en motor-driven omrörare som hölls mitt i vattenpelaren cirka två cm ovanför sedimentytan. Paddelomrörarna kopplades till en timer och roterades (100 rpm), under 15 min två gånger per dag för att simulera färjetrafiken. Efter uppgrumling ökade partikelhalten i vattnet till cirka 600 mg/l i de resuspenderade propparna jämfört med 40 mg/l i de statistiska. Det motsvarar en cirka 15 gånger högre partikelmängd, jämfört med ostörda förhållanden, och överensstämmer med förhöjda partikelhalter mellan 10 och 25 gånger högre vid propellererosion som uppmätts i andra studier (Craig m.fl., 2023). Läckage av organiska miljögifter (PCB:er och PAH:er) och metaller från sediment till vatten med och utan resuspension jämfördes.

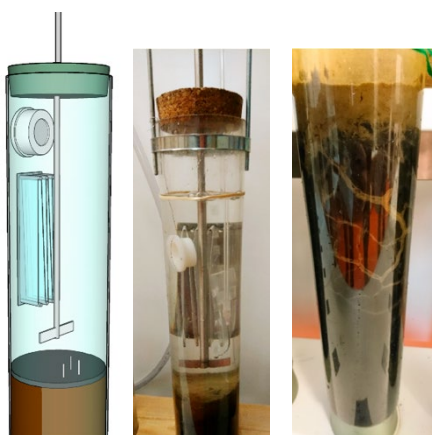
3.7.1 Resuspensionsexperiment 1: läckage av lösta föroreningar

I det första experimentet jämfördes fluxer och halter av lösta metaller, PCB:er och PAH:er med passiva provtagare (DGT för metaller, SPMD för PAH:er och PCB:er) placerade inne i Geminiröret (Figur 13 och 20), som i boxcore-experimentet ovan (Figur 19). Experimentet pågick under 60 dagar och se metoder 2.8 och Figur 20.

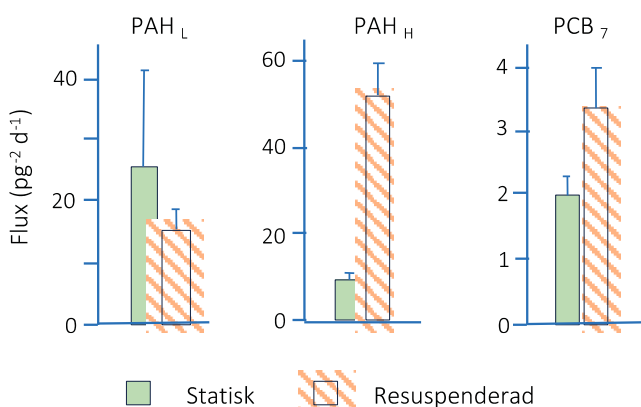
Effekten av resuspension på läckage av lösta fraktionen (C_{diss}) av PAH:er och PCB:er från yttre hamnens sediment presenteras i Figur 21. För mer detaljer se (Rämö m.fl., 2022).

Resultaten visade att sedimentavgången av lösta (C_{diss}) högmolekylära PAH:er och PCB:er var cirka dubbelt så hög (signifikant skillnad) under resuspension som

under statistiska förhållanden. För lågmolekylära PAH:er som naftalen var skillnaden i läckage inte signifikant. Fluxer (Figur 21) och uppmätta halter (Tabell 17) av föroreningar med och utan resuspension kunde sedan användas under steg 3 i NEA-modellen för att jämföra modellerad spridning (steg 2) av föroreningar med mer platsspecifika förhållanden (steg 3), samt för att jämföra spridningen med och utan resuspension från båttrafik. I fluxerna kvantifieras inte endast sedimentavgången genom diffusion och resuspension, utan även makrofaunans påverkan genom bioturbation (Hedman m.fl., 2009), som illustreras med rörgångarna i sedimentet i Figur 20 till höger.



Figur 20. Provtagningsrör från resuspensionsexperiment 1 med omrörare och passiva provtagare för mätning av lösta föroreningar (både metaller, PAH:er och PCB:er). Till vänster illustration som visar en sedimentpropp i ett Geminirör (\varnothing 8 cm, L. 80 cm) med en DGT-provtagare för metaller, ett hoprullat SPMD membran för provtagning av PAH:er och PCB:er, och en bladomrörare kopplad till en 12V motor för att simulera propellererosion. Mittenbild: en sedimentpropp som visar också luftningssystemet. Till höger: närbild på en sedimentpropp som visar långa djurgångar i sedimentet av havsborstmasken *Hediste (Nereis) diversicolor*.



Figur 21. Effekt av resuspension på avgångsfluxer av lösta PAH:er och PCB:er från yttre hamnens sediment. **PAH_L**: låg-molekylära PAH:er (naftalen, acenaften, acenaftylen). **PAH_H**: Hög- och medel-molekylära PAH:er (fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benso(a)antracen, krysen, benso(b)fluoranten, benso(a)pyren, dibenso(ghi)perylene, indeno(123cd)pyren). **Sum PCB-7** (PCB 28, 52, 101, 118, 153, 138, 180). PAH:er och PCB:er är analyserade i passiva provtagare (SPMD) som exponerats under 60 d, med och utan resuspension (simulerad propellererosion) i sedimentproppar (Geminirör) (\varnothing 8 cm, L. 80 cm) från yttre hamnen i Oskarshamn (station E2). Fluxer (pg per m² och dag) medel och standardavvikelse (n = 4). Modifierad från (Rämö m.fl., 2022).

Tabell 17. Lösta koncentrationer av PCB och PAH i vatten med och utan resuspension av sediment från yttre hamnen, medel (pg/L) och standardavvikelse av summa PCB-7, summa PAH-L och summa PAH-H i passiva provtagare (SPMD) i vattenkolonnen i slutet av resuspensionsexperiment-1, efter 60 d exponering i sedimentproppar från yttre hamnen i Oskarshamn. % ökning: visar att PCB-7 ökar med 58 %, och att PAH-H ökar med 56 % när sedimentet resuspenderas (simulerad propellererosion). För lågmolekylära PAH-L (mest naftalen var skillnaden mellan statistiska och resuspenderade sedimentproppar (n = 4) inte signifikant. Modifierad från (Rämö m.fl., 2022).

Ämne	Statisk		Resuspenderad		Enhet	% ökning
	Medel	SD	Medel	SD		
PCB-7	35,95	(9,32)	50,42	(8,54)	pg/L	58 %
PAHs-L	1,04	(0,62)	0,92	(0,31)	pg/L	ns
PAHs-H	0,69	(0,07)	0,90	(0,20)	pg/L	56 %

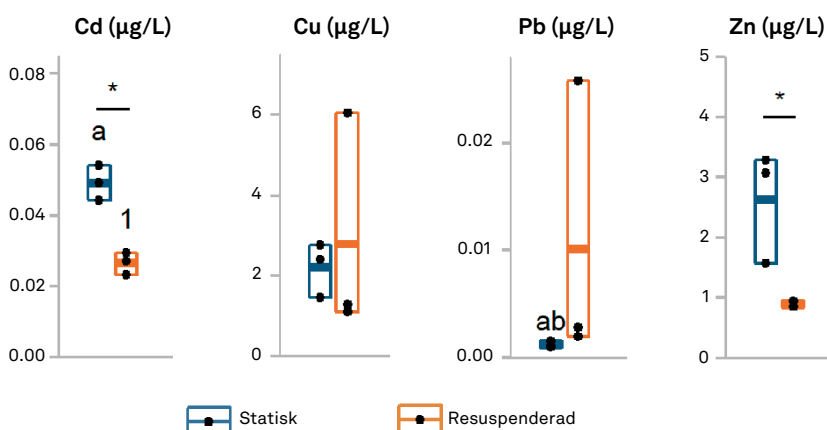
Som framgår i Figur 21 och Tabell 17 ökade sedimentavgången av lösta hydrofoba organiska föroreningar som PCB₇ och PAH-H, med respektive 58 % och 56 % vid simulerad propellererosion.

För hydrofoba ämnen som PCB:er och PAH-H kan ökningen av den lösta fraktionen i vatten förklaras med att diffusionen av dessa ämnen från sedimentpartiklarna till vatten ökar när partiklarna resuspenderas genom att koncentrationer i vattnet runt partiklarna minskar och ämnena diffunderar från en hög till en låg koncentration (Thibodeaux, 2005).

För mer vattenlösliga ämnen som metaller och lågmolekylära PAH-L och var effekten av resuspension inte lika tydlig och den motsatta för metallerna Cd och Zn, där lösta vattenkoncentrationer av Cd och Zn minskade signifikant när sedimenten resuspenderades (Figur 22).

För metaller är sorptions- och desorptions-mekanismerna mer komplexa än för hydrofoba ämnen och styrs av en rad faktorer som syrehalten, redoxförhållanden, pH, sedimentens mineralogiska sammansättning och varierar från metall till metall.

För att få en bättre förståelse för effekten av sedimentgrumling på metallavgång i Oskarshamns sediment utförde vi ett experiment till (*resuspensionsexperiment 2*), där vi undersökte effekter av resuspension på avgången av både lösta och partikelbundna föroreningar (se 3.7.2).



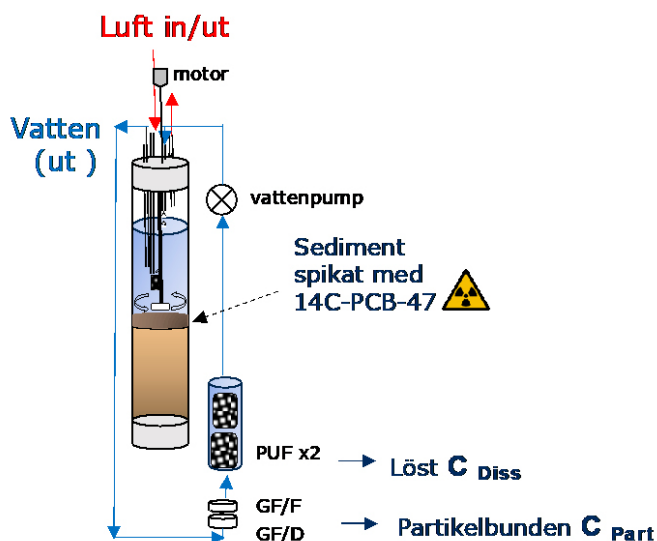
Figur 22. Lösta metaller (Cd, Cu, Pb, Zn) analyserade i DGT provtagarna i resuspensionsexperiment-1, efter 60 d exponering i sedimentproppar från Oskarshamns yttre hamn, med och utan resuspension. Till skillnad från mer fettlösliga PCB:er och PAH:er ovan minskar halter av lösta metaller signifikant för Cd och Zn ($p < 0,05$) vid resuspension, medan för Cu och Pb går det inte att påvisa en skillnad då variansen är så pass hög. Modifierad från (Rämö m.fl. 2022). För PAH:er med låg molekylvikt (PAH-L).

3.7.2 Resuspensionsexperiment 2: läckage av lösta kontra partikelbundna föroreningar

EFFEKT AV RESUSPENSION PÅ LÖST OCH PARTIKELBUNDET PCB

I *resuspensionsexperiment 2* mättes totala (C_{tot}), lösta (C_{diss}) och partikelbundna fraktioner (C_{part}) av PCB och metaller. Försöket utfördes som ett MSc arbete (Stockhaus, A, 2022) och bearbetas för närvarande vidare till en publikation. Experimentuppställningen beskrivs under 2.8 och Figur 14.

Sedimentproppar samlades in från station E2 i yttre hamnen och sedimentomrörare och luftslangar monterades till rören enligt Figur 14. Varje rör recirkulerades enskilt med peristaltiska pumpar genom passiva provtagare placerade på utsidan av röret; först genom ett membranfilter för att fånga partikelbundet PCB (C_{part}) följt av ett polyuretanutfilter (PUF) för att fånga PCB i löst form (C_{diss}). Experimentet pågick under 5 veckor. Varje vecka byttes PUF och membranfiltren, frystorkades och vägdes för att bestämma partikelmängd och PCB extraherades och analyserades i filter och i PUF. Se material och metoder Figur 14 och Figur 23.

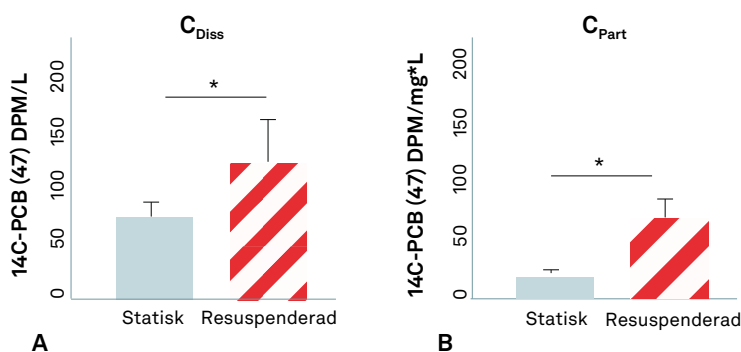


Figur 23. Försökssystem för resuspensionsexperiment 2. En sedimentpropp (Geminirör, \varnothing 8 cm, L. 80 cm) av totalt 24 från yttre hamnen i Oskarshamn (station E2) visas i figuren. Varje sedimentpropp kopplades till ett eget system med recirkulerande vatten genom två provtagare placerade i serie. Först genom membranfilter för att fånga partikelbundet PCB (C_{part}), följt av ett skumgummi-filter (PUF) för att fånga löst PCB (C_{diss}). ^{14}C -PCB blandades med sediment och tillsattes till sedimentpropparna i början av försöket. Omrörare placerade i mitten av röret cirka 2 cm ovan sedimentytan, kopplade till en motor, och roterades en gång per dag (10 min, 100 rpm) för att simulera partikel-uppglumling från båttrafik. Tolv proppar resuspenderades och tolv hölls ostörda. Experimentet pågick under 5 veckor och PCB i C_{part} och C_{diss} jämfördes med och utan resuspension. I början och slutet av experimentet togs vattenprover för att mäta lösta och partikelbundna metaller. För mer detaljer se 2.8.

Resultaten visar att halten löst PCB (C_{diss}) ökade med 52 % (min 42 %, max 62 %, Figur 24) när sedimentet resuspenderades. Det är likande resultat som för lösta fraktioner av summa PCB-7 och summa PAH-H som ökade med respektive 58 %, och 56 % i resuspensionsexperiment 1 (Tabell 17). Därmed bekräftas att frisättning av lösta hydrofoba dioxinlika organiska föroreningar som PCB:er och PAH:er till vattnet kan öka med cirka 50 % under resuspension.

Effekten av resuspension på frisättningen av lösta dioxiner mättes ej i dessa experiment (bara på PCB:er och PAH:er). Frisättning av lösta dioxiner ökar förmodligen också vid resuspension men antagligen mindre än 50 %, då de är så pass hydrofoba och hårt bundna till sedimentpartiklarna. Det behöver studeras vidare i kommande undersökningar.

Ett annat intressant resultat som visas i Figur 24 är att PCB-halten ökade också i resuspenderade partiklarna (C_{part}) vid resuspension. Figuren visar inte att det är mer partiklar med PCB i vattnet, utan att halten per mg partikel ökade signifikant. Det beror förmodligen dels på att fler partiklar med PCB resuspenderas, dels på att en del löst PCB i vattnet binder till de uppvirvlade partiklarna.



Figur 24. Effekt av propellererosion på löst (C_{Diss}) och partikelbundet (C_{Part}) PCB-halter i vatten. **A:** [PCB] (C_{Diss}) (^{14}C -DPM/ml) analyserade i PUF-provtagarna. Lösta PCB halterna C_{Diss} i vattenkolonnen är signifikant högre (ANOVA, $p < 0.05$) i resuspenderade proppar. **B:** PCB halter i resuspenderade partiklar C_{Part} (^{14}C -DPM/mg TS) är också signifikant högre vid resuspension än under statiska förhållanden ($n = 4$).

EFFEKT AV RESUSPENSION OCH HYPOXI PÅ FRISÄTTNING AV METALLER

Effekt av resuspension på metaller

För att analysera partikelbundna och lösta metaller togs vattenprover i början och i slutet av försöket. Totalhalten av metaller i vatten mättes i ofiltrerade vattenprover (C_{tot}). Lösta metallhalter (C_{diss}) mättes i vattenprover som filtrerats genom 0,45 μm nitratcellulosa-filtrer. Partikelbundna metaller beräknades med ekvationen:

$$C_{part} = C_{tot} - C_{diss}$$

Som kan förväntas visar resultaten (Figur 25) att **totalhalten** (C_{tot}) ökade i vattnet vid resuspension, för alla metaller utom för Ni. Vid närmare observation syns att effekter på lösta och partikelbundna halter av metaller skiljer sig markant mellan behandlingarna.

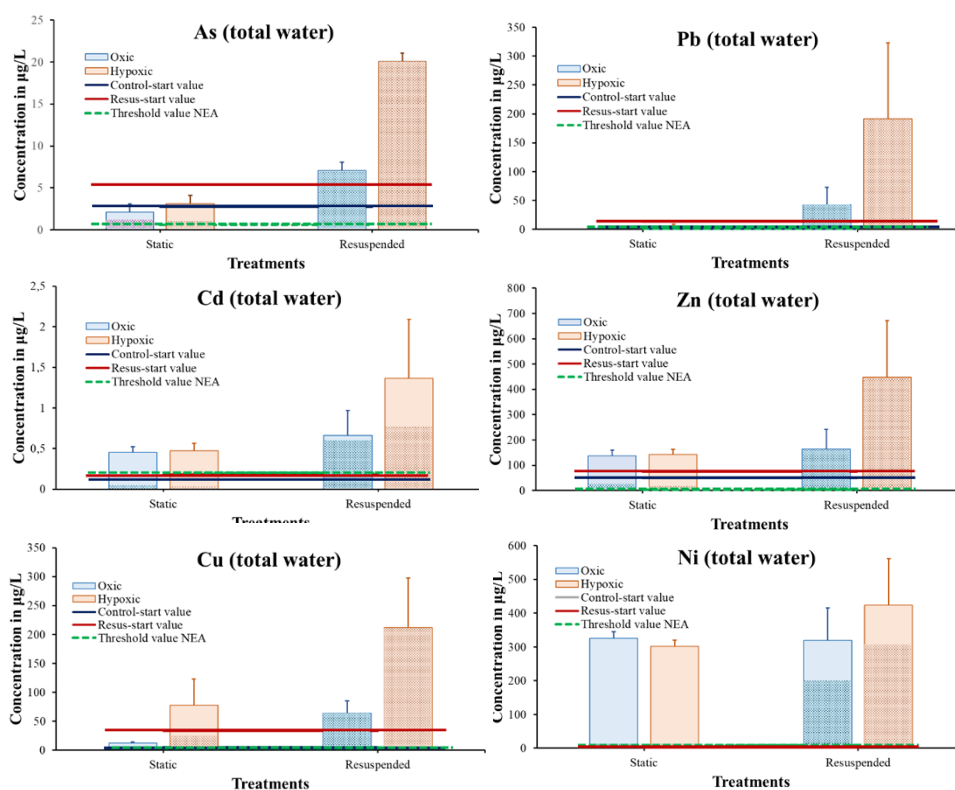
För de flesta metaller dominerade **lösta fraktionen** (C_{diss}) under statiska (det vill säga ostörda) förhållanden men **minskade kraftigt vid resuspension**, då partikelbundna fraktionen (C_{part}) dominerade. En sådan effekt kan förklaras av att C_{diss} minskar då lösta metaller binder till suspenderade partiklar vid resuspension, alltså motsatt effekt än vad som visas ovan för hydrofoba organiska föroreningar (PCB₇ och PAH-H).

Effekt av hypoxi på metaller

I slutet av experimentet bubblades sedimentpropparna med kvävgas (N_2) och hölls hypoxiska under 4–5 dagar (0,5–1,5 mg O_2/l) varpå nya vattenprover togs för att undersöka effekten av hypoxi på läckage av partikelbundna och lösta metaller med och utan resuspension. Resultaten visas i Figur 25 och Tabell 18.

Vid hypoxi minskar oftast den lösta fraktionen ännu mer, vilket beror på att metallernas mobilitet styrs av redoxförhållanden i sedimenteten. Under hypoxi och anoxi bildas reduceras C_{diss} i vatten och i porvatten.

Som framgår i resultaten skiljer sig effekten av hypoxi från metall till metall. För Cd ökade C_{diss} vid hypoxi och resuspension, medan den minskade för Cu, dock inte lika tydligt under statistiska förhållanden.



Figur 25. Effekt av **resuspension** och **hypoxi** på läckage av metaller från yttre hamnens sediment. Halter av metallerna **As, Pb, Cd, Zn, Cu** och **Ni** i vattenkolonnen i slutet av försöket av sedimentproppar som samlats in från yttre hamnen i Oskarshamn (station E2). Sedimentpropparna har behandlats på labb för simulerad propellererosion (resuspenderad) en gång per dag (10 min) under 5 veckor. Vattenprover togs efter 1 vecka och efter 5 veckor för att analysera totala (C_{Tot}), lösta (C_{Diss}) och partikelbundna (C_{Part}) metaller. I slutet av experimentet bubblades propparna med N_2 under 4 dagar och nya vattenprover togs vid hypoxiska förhållanden (1–2 mg O_2/L). Staplarna visar totala metallhalter C_{Tot} i $\mu g/L$ under statiska och resuspenderade förhållanden. Schackbräde-mönster inom staplarna visar fraktionen av totalen som är partikelbunden (C_{Part}). Ytan utan mönster inom staplarna visar fraktionen lösta metaller (C_{Diss}). Blå staplar är under normoxi. Röda staplar under hypoxi. Horisontella linjer: *grön streckad linje* är effektbaserade riktvärden; *blå ostreckad linje* är start-värden (vecka 1) för C_{Tot} under statiska förhållanden; *röd linje* är start-värden (vecka 1) för C_{Tot} med resuspension.

Fördelningen i procent mellan lösta och partikelbundna metaller som visas i Figur 25 ovan presenteras också i tabellform nedan (Tabell 18).

Tabell 18. Fördelning mellan lösta och partikelbundna metaller vid normoxi vs hypoxi, med och utan resuspension, uttryckt i procent av totala metallhalter. Tabellen visar till exempel att vid resuspension övergår all löst Cu (49,3 %) till partikelbunden koppar (100 %) under normoxi och från 34 % till 100 % under hypoxi. Detta förklarar den stora variansen som vi mätt för Cu och Pb under resuspensionsexperiment 1 och visar att det är viktigt att mäta inte endast lösta eller endast totala halter av metaller, utan för en god förståelse och riskbedömning behöver båda fraktionerna mätas.

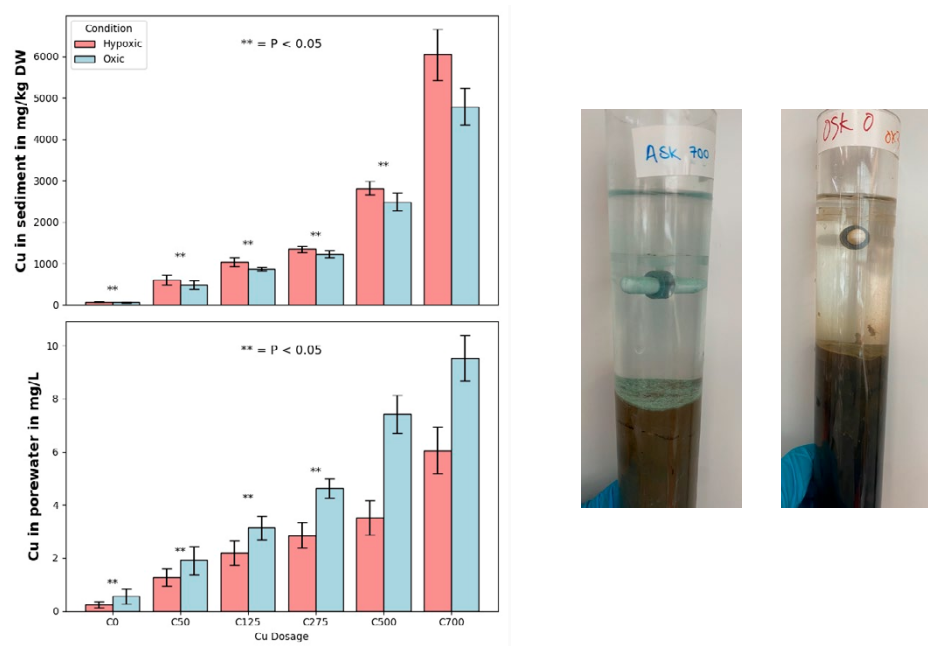
Metaller	Statisk/Resusp	Oxisk		Hypoxisk	
		% Part	% Diss	% Part	% Diss
As	Statisk	54,3	45,7	33,3	66,7
	Resuspenderad	100	0	100	0
Cd	Statisk	7,9	92,1	5,5	94,5
	Resuspenderad	91,5	8,5	64,1	35,9
Cu	Statisk	49,3	50,7	34	63,8
	Resuspenderad	100	0	100	0
Pb	Statisk	88	12	52,1	47,9
	Resuspenderad	100	0	100	0
Ni	Statisk	2,9	97,1	2,7	97,3
	Resuspenderad	69	31	74,4	25,6
Zn	Statisk	25	75	19,9	80,1
	Resuspenderad	100	0	100	0

3.8 Koppar och hypoxi

Projektets sista experiment fokuserade på hur hypoxi och kopparförorening tillsammans påverkar mikroorganismer i sediment. Syftet var att jämföra hur mikrobiella samhället i yttre hamnens sediment svarade vid ny exponering för Cu, både under normala syreförhållanden och vid syrebrist, jämfört med ett mikrobiellt samhälle i ett opåverkat område. Eftersom mikroorganismerna i Oskarshamn har exponerats för historiska höga utsläpp av Cu var vår hypotes att de borde blivit mer tåliga för kopparförorening än samhället vid Askö.

Ett annat syfte med experimentet var att räkna fram nya effektbaserade riktvärden för Cu i sedimentlevande mikroorganismer, genom EC_{10} värden, beräknade från metagenomiska analyser. Vad vi vet är detta första studien som beräknat platsspecifika effektbaserade riktvärden för mikroorganismer med dessa metoder.

En komplicerad försöksupställning användes för detta experiment (se material och metoder 2.9) där sedimentproppar med ”naturligt” sediment samlades in från yttre hamnen och från Askö (Figur 15 och 16). Propparna hölls på labb i vattenbad vid *in situ* temperatur och utsattes för en ökande gradient av koppar, antingen under normala syreförhållanden, eller vid låga syrehalter (normoxi: 10–11 mg O_2/l , hypoxi: 1–2 mg O_2/l). Efter tio dagars exponering bröts försöket och prover av vatten, porvatten och sedimentet analyserades för Cu. Ytsediment från de exponerade sedimenten extraherades för RNA, som sekvenserades för att bestämma artsammansättningen och funktionella gener (Pal m.fl., 2026).



Figur 26. Koppar och hypoxi. Halter i sediment och porvatten. Till vänster: Cu halter i sediment (övre bild) och i porvatten (nedre bild). Till höger närbilder på en sedimentpropp från Askö som behandlats med Cu (700 mg/L) och en propp från yttre hamnen i Oskarshamn, utan Cu dosering. I vattenkolonnen ses magnetiska stavrorare för att upprätthålla en låg vattencirkulation i röret under experimentet. Cu halterna i porvatten är signifikant lägre under hypoxi, och motsatt förhållande ses i sediment. Figur av Divya Pal, från (Pal m.fl. 2026).

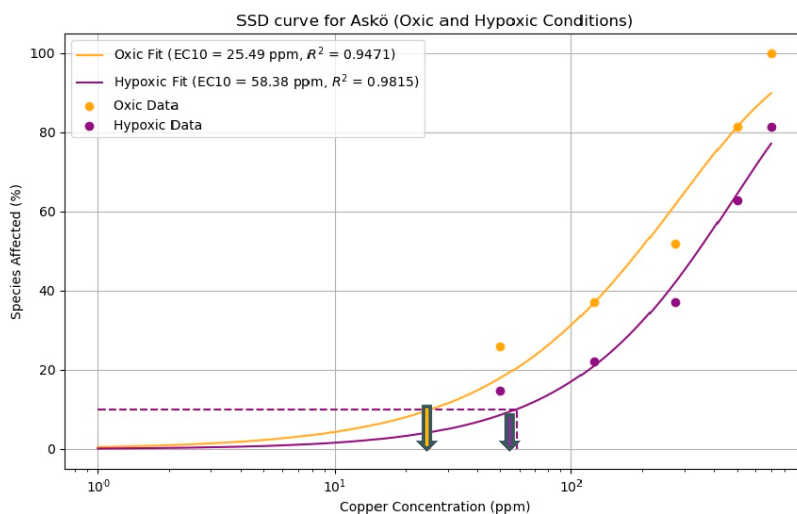
Resultaten (Figur 27) visar att mikroorganismerna i Oskarshamns yttre hamn har utvecklat en högre tolerans för Cu än mikroorganismerna i referensområdet. EC_{10} -värdet för sedimentlevande mikroorganismer i Oskarshamns sediment under normoxi var 40,8 mg Cu/l, vilket är 1,6 gånger högre än värdet vid Askö (25,5 mg Cu/l). Det visar att de känsligare mikroorganismerna har bytts ut mot mer tåliga arter som klarar av kopparpåverkan, vilket beror på att mikrobiella samhällen i Oskarshamn genom både fysiologisk och genetisk anpassning utvecklat ökad tolerans för kopparförorening.

Det framgår även av resultaten att EC_{10} -värdena under hypoxiska förhållanden var ungefär dubbelt så höga jämfört med normoxiska förhållanden. Detta beror förmodligen på att koppars löslighet i porvattnet minskar vid syrebrist (Figur 26), därmed minskar också koppars tillgänglighet för mikroorganismerna.

Resultaten indikerar att det kan vara nödvändigt att anpassa riktvärden och bedömningsgrunder efter lokala förhållanden. Om man tillämpar samma riktvärden på områden med olika historik av föroreningar riskerar man att antingen överskatta eller underskatta miljörisken för mikroorganismer i exempelvis sediment och jord – skillnader i anpassning till föroreningar kan nämligen innebära att riskerna varierar upp till en faktor två mellan olika platser, beroende på hur pass adapterade mikroorganismer är för föroreningarna i området.

Resultaten stödjer hypotesen om funktionell redundans som vi beskrev för hamnens mikroorganismer i vår tidigare studie Broman m.fl. (2023), då ingen skillnad i mikroorganismernas kapacitet för kväveomsättning kunde observeras trots att sedimenten i Oskarshamn har uppemot 50 gånger högre föroreningsbelastning än i referensområdet.

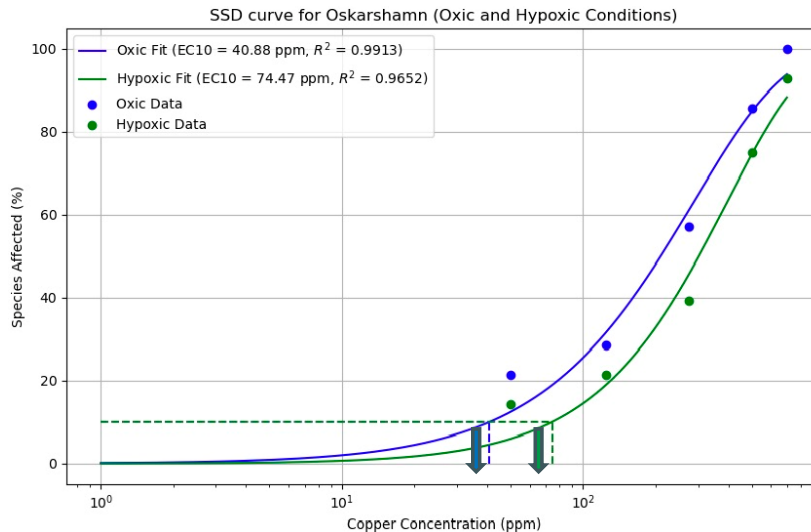
Askö



$$EC_{10}Askö_{OX} = 25,5 \text{ mg/L}$$

$$EC_{10}Askö_{HYP} = 58,4 \text{ mg/L}$$

Oskarshamn



$$EC_{10}OSK_{OX} = 40,8 \text{ mg/L}$$

$$EC_{10}OSK_{HYP} = 74,5 \text{ mg/L}$$

Figur 27. Beräkning av EC10 värden baserat på artkänslighetsfördelning av sediment mikroorganismerna och Cu halter i porvatten. Övre figur Askö: Beräknade EC10 värden från PAF10% visar att EC10 är cirka dubbelt så högt under hypoxi (58,4 mg Cu/l) än under normoxi (25, mg Cu/L), det vill säga det förklaras med att mindre Cu är biotillgänglig för mikroorganismerna under hypoxi. Resultaten visar också att EC10 värdena är högre i Oskarshamn (40,8mg Cu/L) än i Askö (25,5mg Cu/L), vilket visar att mikrosamhället i Oskarshamns sediment är mer tolerant för ny Cu exponering, det vill säga det behövs nästan dubbelt så höga halter av Cu för att reducera 10 % av diversiteten.

3.9 Riskbedömning enligt NEA-metoden

3.9.1 NEA steg 1

Samtliga metaller förutom krom och nickel överskred de effektbaserade riktvärdena uppemot 36 gånger under NEA steg 1 (Tabell 19 och Bilaga B6). Metallerna As, Pb och Zn visade störst avvikelse och överskred riktvärdena cirka 20–40 gånger. Även de flesta PAH:er överskred riktvärdena (Tabell 20 och Bilaga B7). Antracen och dibenso(a,h)antracen visade särskilt höga koncentrationer, båda har rapporterats som cancer-framkallande (NIH -National Toxicology Program (NTP), 2021). Summan PCB₇ var 14 gånger över gränsvärdet, medan dioxinkoncentrationerna i medel var 300 gånger för höga. Trots detta visade toxicitetstestet med *N. spinipes* att porvattnets akuta toxicitet var försumbar; varken rörelsehämning eller överlevnad påverkades vid 100 % porvattenkoncentration under 96 timmars exponering. Resultaten visade även att heterogeniteten var stor. Om $C_{\text{sed medel}}/C_{\text{sed median}} \geq 2$ antas heterogeniteten vara stor och "hotspots" finnas. Så var fallet för samtliga föroreningar i yttre hamnen.

Tabell 19. Beräknade riskkvoter för metaller med NEA-modellen under steg 1. $C_{\text{sed}}^{\text{max}}$ är den högsta uppmätta koncentrationen medan $C_{\text{sed}}^{\text{medel}}$ är medelvärdet. Dessa jämfördes med gränsvärdet och överskridningen beräknades.

Ämne	Antal Prover	Csed, max (mg/kg)	Csed, medel (mg/kg)	Nivå 1 gränsvärde (mg/kg)	Överskriden koncentration (antal gånger)	
					Max	Medel
Arsenik	6	333	83.8	18	18.5	4.7
Bly	6	1450	414	150	9.7	2.8
Kadmium	6	10.5	3.5	2.5	4.2	1.4
Koppar	6	3060	719	84	36.4	8.6
Krom totalt (III + VI)	6	72.4	37.7	660	0.1	0.1
Kvicksilver	6	2.35	0.87	0.52	4.5	1.7
Nickel	6	36.5	27.9	42	0.9	0.7
Zink	6	4100	1046	139	29.5	7.5

Tabell 20. Beräknade riskkvoter för organiska miljögifter med NEA-modellen under steg 1. $C_{sed, max}$ är den högsta uppmätta koncentrationen medan $C_{sed, medel}$ är medelvärdet. Dessa jämfördes med gränsvärdet och överskridningen beräknades.

Ämne	Antal Prover	C _{sed, max} (mg/kg)	C _{sed, medel} (mg/kg)	Nivå 1 gränsvärde (mg/kg)	Överskriden koncentration (antal gånger)	
					Max	Medel
Naftalen	6	0.15	0.08	0.027	5.4	2.9
Acenaftylen	6	0.05	0.03	0.033	1.6	1.0
Acenaften	6	0.14	0.03	0.096	1.4	0.3
Fluoren	6	0.12	0.04	0.15	0.8	0.3
Fenantren	6	0.54	0.20	0.78	0.7	0.3
Antracen	6	0.19	0.07	0.0046	41.1	16.3
Fluoranten	6	1.25	0.48	0.4	3.1	1.2
Pyren	6	1.05	0.39	0.084	12.5	4.6
Benzo(a)antracen	6	0.51	0.20	0.06	8.6	3.3
Krysen	6	0.47	0.18	0.28	1.7	0.6
Benzo(b)fluoranten	6	0.60	0.24	0.140	4.3	1.7
Benzo(k)fluoranten	6	0.42	0.16	0.135	3.1	1.2
Benzo(a)pyren	6	0.65	0.24	0.183	3.5	1.3
Indeno(1,2,3-cd)pyre	6	0.75	0.30	0.063	12.0	4.7
Dibenzo(a,h)antracene	6	0.68	0.26	0.027	25.2	9.7
Benzo(ghi)perylene	6	0.15	0.06	0.084	1.8	0.7
ΣPCB7	6	0.06	0.02	0.004	14.2	5.3
Dioxiner	6	0.000990	0.000260	0.000001	1151	303

3.9.2 NEA steg 2 och 3

SPRIDNING

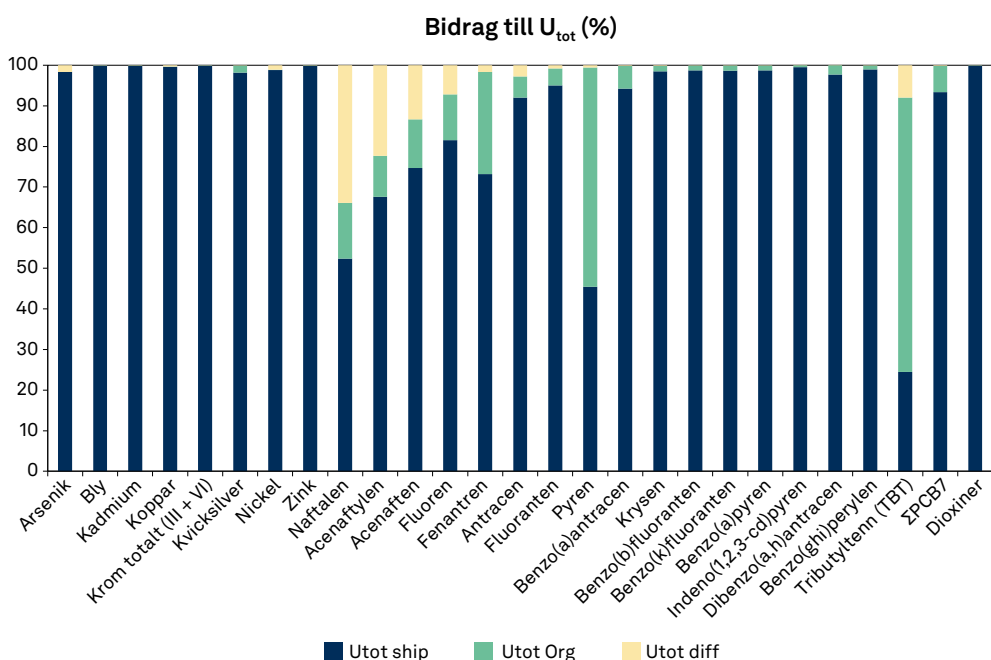
Spridningen orsakad av färjetrafik dominerade den totala årliga spridningen från yttre hamnen (U_{tot} , Tabell 21). Enligt beräkningarna blev den totala spridningen av föroreningar från yttre hamnen flera tiopotenser högre då båttrafiken beaktades. Vissa parametrar som ingår i beräkningen av F_{ship} väger mer än andra för utfallet. I en artikel författad av Saloranta, Ruus, och Borgå (2011) konstateras att massan uppvirvlat sediment (m_{sed}) är en av de viktigaste parametrarna i modellen. Denna parameter är i sin tur beroende av djup, andelen finkornigt material (< 2 µm) i sedimentet, flödesvelociteten orsakad av propeller eller jet vid sedimentytan och de enskilda föroreningarnas fördelningskoefficienter. I steg 3 bör mindre konservativa bedömningar göras genom att bestämma m_{sed} med provtagning under båttrafik *in situ* och noggrann kartläggning av fartygens rörelser och den uppgrumling och turbiditet som uppstår. I denna studie uppskattades A_{ship} för farleden och oceankajen med hjälp av sjökort vilket genererar en osäkerhet i beräkningarna. Fartygens rörelser kan vidare undersökas i steg 3 med kartverktyg såsom *vesselfinder.com* och *marinetraffic.com*.

Tabell 21. Beräknade totala årlig spridning av föroreningar från yttre hamnen till Kalmarsund (kg/år) genom båttrafik, diffusion och bioturbation, med hjälp av Nea modellen. U beräknas från fluxer (F, avgång per tidsenhet och ytarea) genom att multiplicera med den totala ytarean. U_{tot} är den totala transporten. $U_{tot\ ship}$ är transporten orsakad av fartygstrafik medan $U_{tot\ sed-ship}$ är transport genom diffusion från sediment ($U_{tot\ diff}$) och upptag i bentisk makrofauna ($U_{tot\ rg}$).

Ämne	U_{tot}		$U_{tot\ ship}$		$U_{tot\ sed-ship}$	
	Max (kg/år)	Medel (kg/år)	Max (kg/år)	Medel (kg/år)	Max (kg/år)	Medel (kg/år)
Arsenik	2 297	345	2 260	340	37.54	5.70
Bly	12 359	2 276	12 349	2 274	10.54	2.05
Kadmium	141	27.0	140	27.0	0.20	0.04
Koppar	20 756	3 875	20 675	3 858	81.51	16.81
Krom totalt (III + VI)	489	255	489	254	0.54	0.21
Kvicksilver	19.3	4.05	18.9	3.95	0.36	0.10
Nickel	308	173	304	171	3.76	2.06
Zink	45 768	8 412	45 691	8 395	76.77	16.50
Naftalen	2.54	1.38	1.33	0.72	1.21	0.66
Acenaftylen	0.63	0.38	0.43	0.26	0.20	0.12
Acenaften	1.36	0.32	1.02	0.24	0.34	0.08
Fluoren	1.08	0.36	0.88	0.29	0.20	0.07
Fenantren	5.14	1.93	3.76	1.41	1.38	0.52
Antracen	1.41	0.56	1.30	0.51	0.11	0.04
Fluoranten	8.96	3.41	8.52	3.25	0.44	0.17
Pyren	17.6	6.48	7.98	2.94	9.58	3.54
Benzo(a)antracen	3.69	1.43	3.48	1.35	0.21	0.08
Krysen	3.21	1.24	3.16	1.22	0.05	0.02
Benzo(b)fluoranten	4.12	1.62	4.07	1.60	0.05	0.02
Benzo(k)fluoranten	2.88	1.12	2.84	1.10	0.04	0.01
Benzo(a)pyren	4.41	1.65	4.36	1.63	0.06	0.02
Indeno(1,2,3-cd)pyren	5.11	2.00	5.08	1.99	0.02	0.01
Dibenzo(a,h)antracen	4.70	1.82	4.60	1.78	0.11	0.04
Benzo(ghi)perylen	1.03	0.43	1.02	0.42	0.01	0.00
Tributyltenn (TBT)	13.4	3.73	3.28	0.91	10.10	2.82
ΣPCB7	1.17	0.16	1.09	0.15	0.077	0.010
Dioxiner	0.006684	0.000596	0.006679	0.000595	0.000005	0.000002

När den totala spridningen från hela området (U_{tot}) beräknas av modellen beaktas A_{sed} och A_{ship} . $U_{tot\ ship}$ baseras på A_{ship} och F_{ship} , medan $U_{tot\ sed-ship}$ baseras på A_{sed} minus A_{ship} och $F_{diff + org}$, alltså den totala spridningen via diffusion. I NEA-räknearket genereras en graf över hur de olika spridningsvägarna (F) bidrar till F_{tot} (mg/m²/år). Dock saknas en sammanfattande tabell eller graf över hur de olika spridningsvägarna bidrar till U_{tot} , den totala transporten från hela området. Av denna anledning gjordes grafen som visas i Figur 28.

Resultaten från NEA-modellen visar att den totala spridningen av metaller från yttre hamnen till största del orsakas av propellererosion från båttrafik ($U_{tot\ ship}$). För naftalen (en lättvikts-PAH) stod båttrafiken för hälften av den totala spridningen medan spridning via diffusion (U_{diff}) var större än spridningen via organismer (U_{org}). För PAH:er minskade spridningen via diffusion och organismer generellt med ökande fettlöslighet (lägre diffusionskoefficient, D_s), medan spridningen resuspension medan PAH-L (lägre molekylvikt) ej påverkades.



Figur 28. Bidrag av de tre spridningsmekanismerna till den totala transporten från yttre hamnen (U_{tot}). $U_{tot\ ship}$ är transporten orsakad av fartygstrafik, $U_{tot\ diff}$ är transport genom diffusion från sediment och $U_{tot\ org}$ är upptag i bentisk makrofauna.

EKOLOGISK RISK

Med hjälp av partitionskoefficienter beräknade modellen porvattenkoncentrationer (C_{pw}) utifrån totala koncentrationer i sediment (C_{sed}). Resultaten (Tabell 22) visar att flera metaller, PAH:er, TBT och dioxiner kraftigt överskred $PNEC_w$. I steg 3 kan dessa modellerade data bekräftas med enkla provtagningar och snabba analyser. Data över uppmätta koncentrationer i vatten (C_w) i yttre hamnen fanns endast för metaller och dioxiner. För metaller var verkliga C_w mycket lägre än modellens beräknade C_w (C_{sw}) och $PNEC_w$ överskreds knappt. Dock överskred det riktiga medelvärdet av dioxiner $PNEC_w$ över tusen gånger. Viktigt att beakta är även att mätningen av C_w *in situ* gjordes då yttre hamnområdet bedömdes vara ostört av fartygstrafik vilket bör ha resulterat i förhållandevis låga koncentrationer. Det är sannolikt att de verkliga vattenkoncentrationerna var närmare de beräknade, alltså högre, eftersom modellen utnyttjar F_{ship} vid beräkningen av C_w och vattenproverna togs vid ostörda förhållanden (Tabell 22).

De akuta toxicitetstesterna visade på toxiska effekter i tre fall av sex när medelvärdet för toxicitet jämfördes med gränsvärdet (Tabell 23). Samtliga överskridningar berörde vitmärslan *Monoporeia affinis* som uppvisade förhöjd dödlighet och negativ påverkan på embryon (kroniska subletala effekter) när de fick leva i sediment från yttre hamnen (se Tabell 23).

Tabell 22. Beräknade koncentrationer i porvatten (C_{pw}) och vatten (C_w) jämfört med ekotoxikologiska $PNEC_w$ (predicted no effect concentration). Både max och medelvärden visas.

Ämne	Beräknad C_{pw} i förhållande till $PNEC_w$ (antal gånger)		Beräknad C_w i förhållande till $PNEC_w$ (antal gånger)		Uppmätt C_w i förhållande till $PNEC_w$ (antal gånger)	
	Max	Medel	Max	Medel	Max	Medel
	Arsenik	84.0	12.6	27.7	4.2	1.8
Bly	9.1	1.7	69.9	12.9	1.0	0.5
Kadmium	0.8	0.2	5.2	1.0	4.8	1.2
Koppar	48.2	9.0	58.5	10.9	1.2	0.6
Krom totalt (III + VI)	0.2	0.1	1.1	0.6	0.0	0.0
Kvicksilver	0.6	0.1	3.0	0.6	0.0	0.0
Nickel	0.7	0.4	0.3	0.1	0.1	0.1
Zink	18.1	3.3	98.9	18.2	2.7	1.1
Naftalen	0.6	0.3	0.0	0.0		
Acenaftilen	0.2	0.1	0.0	0.0		
Acenaften	0.1	0.0	0.0	0.0		
Fluoren	0.1	0.0	0.0	0.0		
Fenantren	0.3	0.1	0.1	0.0		
Antracen	0.7	0.3	0.1	0.0		
Fluoranten	22.1	8.4	9.9	3.8		
Pyren	8.4	3.1	2.3	0.8		
Benzo(a)antracen	0.9	0.4	2.1	0.8		
Krysen	0.2	0.1	0.3	0.1		
Benzo(b)fluoranten	0.5	0.2	1.8	0.7		
Benzo(k)fluoranten	0.3	0.1	1.2	0.5		
Benzo(a)pyren	49.6	18.6	188.5	70.5		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1.3	0.5	13.9	5.4		
Dibenzo(a,h)antracen	6.3	2.4	56.3	21.8		
Benzo(ghi)perylene	2.0	0.8	9.1	3.8		
Tributyltenn (TBT)	13 562	3 782	90.9	25.4		
Σ PCB7	-	-	-	-		
Dioxiner	1169	104	-	-	3 368	1 380

HUMAN RISK

Risk associerad med intag av fisk beräknades med hjälp av uppmätta koncentrationer i sediment (C_{sed}), i sediment och bentisk biota ($C_{sed} + C_{bio}$) samt i fisk (C_{fisk}). Exemplet As visar tydligt att de olika metoderna gav olika resultat (Tabell 24). Risken baserad på C_{sed} överskred knappt gränsvärdet, medan risken baserad på $C_{sed} + C_{bio}$ visade en något ökad risk. Risken blev högst då C_{fisk} användes, vilket tyder på att modellen underskattade bioackumuleringen till fisk via sediment och botten-djur. För bly var detta mönster omvänt, det vill säga beräkningar baserade på C_{sed} gav högst risk, $C_{sed} + C_{bio}$ gav hälften så hög risk medan C_{fisk} genererade en risk under gränsvärdet. Det minst konservativa tillvägagångssättet – att använda C_{fisk} – visade att riktvärdena överskreds kraftigt för arsenik och knappt för kvicksilver men ej för andra metaller.

Tabell 23. Beräknad ekologisk risk med NEA-modellen utifrån utförda toxicitetstester. Riktvärden för acceptabel toxicitet sattes till 1 för *N. spinipes* eftersom enheten *toxic units* (TU) användes. De andra sattes enligt standard till 20 % förutom för *M. affinis* dödlighet test 2 som sattes till 50 % eftersom predation och naturlig död kan ha förekommit i det långa (10 veckor) mesokosmförsöket.

Toxicitetstest	Toxicitet		Gränsvärde	Toxicitet i förhållande till gränsvärde	
	Max	Medel		Max	Medel
Nitocra spinipes akut (TU) ¹	0	0	1		
Hyaella azteca dödlighet (%)	25	14	20		
Pontoporeia femorata dödlighet (%)	70	59	20	1.7	
Monoporeia affinis dödlighet 1 (%)	50	27	20	3.0	1.4
Monoporeia affinis dödlighet 2 (%)	100	78	50	1.6	1.6
Monoporeia affinis dödlighet 3 (%)	33	19	20	1.7	
Monoporeia affinis embryo (%)	15	10	20		

¹ Genomfördes i nivå 1. Alla andra tester genomfördes i nivå 2.

Tabell 24. Human risk baserad på konsumtion av förorenad fisk från yttre hamnen uttryckt som överskridning av 10 % av MTR/TDI (se förklaring 2.10.2). Beräkningarna baserades på tre olika data från hamnen: totalhalter i sediment (C_{sed}), koncentrationer i sediment och bottenfauna ($C_{sed} + C_{bio}$) samt koncentrationer i fisk (C_{fisk}).

Ämne	Beräknad livstidsdos i förhållande till MTR/TDI 10 % (antal gånger)											
	Baserat på C_{sed}				Baserat på $C_{sed} + C_{bio}$				Baserat på C_{fisk}			
	Vuxen		Barn		Vuxen		Barn		Vuxen		Barn	
	Max	Medel	Max	Medel	Max	Medel	Max	Medel	Max	Medel	Max	Medel
Arsenik	1.98	0.30	1.98	0.30	5.0	2.0	5.0	2.0	11.83	6.19	11.20	5.86
Bly	13.65	2.51	13.65	2.51	7.0	2.0	7.0	2.0	0.01	0.01	0.01	0.01
Kadmium	1.96	0.38	1.96	0.38	4.0	0.9	4.0	0.9				
Koppar	0.75	0.14	0.75	0.14	0.9	0.3	0.9	0.3	0.02	0.01	0.02	0.01
Krom totalt (III + VI)	0.02	0.01	0.02	0.01	0.9	0.2	0.9	0.2	0.42	0.14	0.40	0.13
Kvicksilver	0.04	0.01	0.04	0.01	8.0	2.0	8.0	2.0	1.94	1.12	1.84	1.06
Nickel	0.34	0.19	0.34	0.19	0.1	0.0	0.1	0.0	0.02	0.01	0.02	0.01
Zink	1.21	0.22	1.21	0.22	1.0	0.4	1.5	0.4	0.09	0.08	0.08	0.07
Naftalen	0.15	0.08	0.15	0.08								
Acenaftylen	0.02	0.01	0.02	0.01								
Acenaften	0.01	0.00	0.01	0.00								
Fluoren	0.05	0.02	0.05	0.02								
Fenantren	0.57	0.21	0.57	0.21								
Antracen	0.03	0.01	0.03	0.01								
Fluoranten	0.13	0.05	0.13	0.05								
Pyren	0.34	0.12	0.34	0.12								
Benzo(a)antracen	0.73	0.28	0.73	0.28								
Krysen	0.02	0.01	0.02	0.01								
Benzo(b)fluoranten	0.17	0.07	0.17	0.07								
Benzo(k)fluoranten	0.13	0.05	0.13	0.05								
Benzo(a)pyren	1.84	0.69	1.84	0.69								
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.08	0.03	0.08	0.03								
Dibenzo(a,h)antracen	3.73	1.44	3.73	1.44								
Benzo(ghi)perylen	0.01	0.00	0.01	0.00								
TBT	125	53	50	21	50.2	21.4	50.2	21.4				
Σ PCB7			0	0	6.75	5.46	7.31	3.10				
Dioxiner	0	0	91	8	7	3	7	3	0.00	0.00	0.00	0.00

Denna riskbedömning förutsatte det osannolika scenariot att människor fiskar i yttre hamnen och konsumerar 138 gram fisk per person och dag. Troligtvis föreligger ingen reell risk för människor direkt kopplad till konsumtion av fisk från Området. Modelleringen visar dock att bioackumulation utgör en viktig startpunkt för spridning av miljögifter från hamnens sediment till djur i Östersjön, varför det är troligt att de slut når toppredatorer och människor.

3.10 Riskbedömning enligt TRIAD-metoden

Nedan presenteras resultaten från TRIAD-metoden (se 1.5.4) som tillämpades för att beräkna en integrerad miljörisk baserad på kemiska, toxikologiska och ekologiska data från inre hamnen (före sanering), yttre hamnen och referensområdet vid Askö. Resultaten från tre steg 1 (gallring), steg 2 (fördjupad undersökning) och steg 3 (fullständig platspecifik riskbedömning) presenteras i Tabell 25, 26, 27. Exempel på urval av mätningar som kan ingå i varje steg visas i Tabell 1. Tanken med en flerstegsansats är, som för NEA-metoden, att ge en kostnadseffektiv och flexibel process, med möjlighet att bryta eller fortsätta riskbedömningen vid varje steg. Riskbedömningen startar under steg 1 med befintliga data eller med enkla mätningar och fortsätter under steg 2 och 3 med mer tidskrävande och kostsamma platspecifika undersöknings-metoder. Beslut om att gå vidare eller ej beror på den beräknade integrerade risken vid varje steg, och osäkerheten kring integrerade riskvärdet. Vid varje steg skalas datan till en gemensam effektskala från 0–1. Sedan sammanvägs de skalade värdena till ett riskvärde för varje undersökningslinje (kemi, toxikologi, ekologi). Sedan integreras riskvärdet från alla tre undersökningslinjer till ett gemensamt riskvärde. Utöver sammanvägda risken beräknas även osäkerheten för sammanvägda risken vid varje steg. Kvantifiering av sammanvägda risken och osäkerheten är en fördel jämfört med NEA:s vägledning, där varken sammanvägning eller beräkning av osäkerheter görs. Metoder för skalning och integrering beskrivs under 2.11. För att bedöma om integrerade risken är acceptabel eller ej jämförs riskvärdet (R) med förbestämda riskklasser: låg risk: $R < 0,2$; medelhög risk: $0,2 > R > 0,5$; högrisk: $R > 0,5$.

3.10.1 TRIAD steg 1

I kemiska undersökningslinjen under steg 1 (Tabell 25) beräknades toxisk potential (TP) för totala halter metaller och organiska miljögifter som analyserades i våra sedimentprover från inre och yttre hamnen (Bilaga B2 och B3). De totala halterna räknades om till riskkvoter RQ (Bilaga B6 och B7) och sedan till toxisk potential (TP) för varje ämne (Bilaga B8 och B9). TP beräknar den kombinerade effekten av enskilda föroreningar i sedimentet, till exempel kombinerade effekten av flera metaller, eller av flera PAH:er. I våra uträkningar har vi räknat fram TP under steg 1 för enskilda metaller och för enskilda organiska ämnen (PCB:er, PAH:er och dioxiner). Sedan kombinerade TP (summa TP) för TP metaller och respektive TP organiska miljögifter. Våra TP visar höga riskvärden, kombinerade TP för alla metaller är 0,86 i inre hamnen och 0,9 i yttre hamnen. Kombinerade TP för organiska ämnen är 0,87 i inre och 0,80 i yttre hamnen. Det ger en hög integrerad risk för kemiska undersökningslinjen på 0,87 och 0,85 för inre och yttre hamnen (Tabell 25).

Tabell 25. TRIAD steg 1 – Gallringsundersökning. Beräknade riskvärden i steg 1, först riskvärden inom de tre undersökningslinjer, sedan ett integrerat riskvärde mellan alla tre undersökningslinjer, med associerade osäkerhet (avvikelsefaktor). Beräknade riskvärden klassas sedan som låg- medelhög-, eller hög-risk, genom att jämföra riskvärdet med förbestämda riskklasser i tabellen nedan. Riskvärdena märks sedan med trafikljusfärger grön, gul eller röd efter riskklass. * inga ekologiska mätningar har tagits med här under steg 1 för att bättre demonstrera TRIAD-metoden.

Nivå 1	Inre	Yttre
Kemi		
TP Metaller	0,86	0,90
TP Organiska miljögifter	0,87	0,80
Toxicitet		
<i>Monoporeia</i>	0,56	0,15
<i>Pontoporeia</i>	0,90	0,52
<i>Hyaella</i>	0,39	0,12
Ekologi		
Fältbesiktning, tidigare rapporter	*	*
Integrerad risk inom undersökningslinjerna		
Kemi	0,87	0,85
Toxikologi	0,37	0,21
Ekologi		
Integrerad risk mellan undersökningslinjerna		
Total integrerad risk	0,57	0,42
Avvikelse faktor	0,35	0,45

Beräknat riskvärde	Riskklasser	Klassning
Riskvärde	0 < 0,2	Låg risk
Riskvärde	0,2 < 0,5	Medelhög risk
Riskvärde	0,5 < 1	Hög risk

I den toxikologiska undersökningslinjen i steg 1 användes resultaten från toxicitetstester med tre kräftdjur *Hyaella azteca*, *Monoporeia affinis* och *Pontoporeia femorata*, där den procentuella dödligheten mättes i tester med helsediment (långtidstester från 14 till 40 dagar) se 3.2.3, Tabell 9. Observera att riskvärdena i Tabell 25 skiljer sig från procent dödlighet i Tabell 7 är för att resultaten i procent dödlighet har skalats om till riskvärden mellan 0–1 enligt procentmetoden, som presenteras i 2.11.2. Resultaten från toxicitetstesterna visar på en större variation än för TP värdena i kemiska undersökningslinjen. Det beror på att organismerna är olika känsliga för olika föroreningar, och på att biotillgängligheten skiljer sig mellan sedimenten och djuren. Den integrerade risken inom toxicitetslinjen visar därmed en medelhög risk på 0,37 och 0,21 i inre och respektive yttre hamnen.

Den totala integrerade risken vid gallring i steg 1 visade en hög risk 0,57 i inre hamnen och en medelhög risk 0,42 i yttre hamnen. Men osäkerheten var också relativt hög, särskilt för yttre hamnen (sd 0,45), och sd 0,35 för inre hamnen. De höga osäkerhetsvärdena innebär att man enligt TRIAD-metodens rekommendationer bör gå vidare till steg 2 (fördjupad undersökning).

I vanliga fall rekommenderas det inom TRIAD-metoden att ekologiska mätvärden inkluderas redan i det första steget, till skillnad från NEA-metoden där man oftast bara använder kemiska och ibland toxikologiska data. Vid markundersökningar är det oftast enklare att samla in fältdata, vilket gör att man lätt kan ta med enklare observationer redan från början. I det här fallet har vi medvetet valt

att lägga till de ekologiska uppgifterna först under steg 2. Det gör vi för att tydligare visa hur metoden fungerar och för att illustrera att riskbedömningen blir bättre när ekologiska data från bottenfaunaundersökningar tas med.

3.10.2 TRIAD steg 2

Om både riskvärdet och osäkerheten kring riskvärdet är högt efter steg 1 påbörjas steg 2 och mer data samlas in för att minska osäkerheten. I steg 2 (Tabell 26) inkluderades ekologiska data från bottenfauna och fler toxicitetstester på både dödlighet och subletala effekter (effekt på reproduktion, embryonalutveckling och tillväxt). Den kemiska undersökningslinjen i steg 2 (Tabell 26) har samma mätningar av TP som vid steg 1. I den toxikologiska undersökningslinjen utökades testbatteriet för att undersöka både letala och subletala effekter för att bättre skatta toxicitetsrisken. Riskvärdena för de olika toxicitetstesterna visade en stor variation med tester som påvisade en hög risk, medan andra tester visade endast en låg risk (till exempel överlevnadstester i porvatten med hoppkraftan *Nitocra spinipes* påvisade ingen signifikant dödlighet, medan subletala kroniska effekter på embryonalutveckling hos vitmärlan *Monoporeia affinis* var tydliga. Den integrerade risken inom den toxikologiska linjen under steg 2 påvisar nu en högre risk i inre hamnen (0,41) och lägre risk i yttre hamnen (0,11) än vid steg 1 (0,37 och 0,21).

I den ekologiska undersökningslinjen inkluderades data från undersökning av bottenfaunan i inre och i yttre hamnen (Bilaga B13). Olika biologiska mätningar skalades till ett riskvärde mellan 0–1 med BQX-TRIAD ekvationen (se 2.4). Den integrerade risken inom ekologiska risken BQX-TRIAD_{Makrofauna} visade en medelhög risk i både inre (0,37) och i yttre hamnen (0,31) (Tabell 26).

Tabell 26. TRIAD steg 2 – Fördjupad undersökning.

Nivå 2	Inre	Yttre
Kemi		
TP Metaller	0,86	0,90
TP Organiska miljögifter	0,87	0,80
Toxicitet		
<i>Monoporeia</i> (dödlighet)	0,56	0,15
<i>Pontoporeia</i> (dödlighet)	0,90	0,52
<i>Hyaella</i> (dödlighet)	0,39	0,12
<i>Hyaella</i> (tillväxt)		0,38
<i>Nitocra</i> (överlevnad i porvatten)		0,01
<i>Monoperia</i> (embryo utveckling)	0,15	0,06
Ekologi		
BQX Macrofauna	0,37	0,31
Integrerad risk inom undersökningslinjerna		
Kemi	0,87	0,85
Toxikologi	0,41	0,11
Ekologi	0,37	0,31
Integrerad risk mellan undersökningslinjerna		
Total integrerad risk	0,51	0,31
Avvikelse faktor	0,27	0,38

Vid steg 2 (Tabell 26) visar den totala integrerade risken, som i steg 1, fortfarande en hög risk för inre hamnen (0,51) i yttre hamnen och en medelhög risk för yttre hamnen (0,31). Den totala integrerade risken för yttre hamnen var lite lägre än vid steg 1 (från 0,42 till 0,31) och osäkerheten minskade från 0,45 till 0,38. Eftersom osäkerheten fortfarande var relativt stor (sd > 0,3) inleddes steg 3 för en fullständig platsspecifik undersökning.

3.10.3 TRIAD steg 3

Under steg 3 utökades undersökningen genom att inkludera ännu fler platsspecifika ekologiska mätningar, som data över meiofauna (se 3.5.2, Tabell 14) och biogeo-kemiska fluxer (från boxcore-experimentet, Tabell 15). För meiofauna sammanvägdes total abundans, antal nematoder och antal taxa till ett riskvärde mellan 0–1 med hjälp av BQX-TRIAD_{Meiofauna}. Även bio-geo-kemiska fluxer (metanproduktion, O₂ respiration, fosfatflux, nitrit/nitrat flux och denitrifikation) skalades till ett riskvärde mellan 0–1 med BQX-TRIAD_{Funktion}. Observera att dessa ekologiska mätningar endast gjordes i yttre hamnen.

Tabell 27. TRIAD steg 3 – Platsspecifik riskbedömning.

Nivå 3	Inre	Yttre
Kemi		
TP Metaller	0,86	0,90
TP Organiska miljögifter	0,87	0,80
Toxicitet		
<i>Monoporeia</i> (dödlighet)	0,56	0,15
<i>Pontoporeia</i> (dödlighet)	0,90	0,52
<i>Hyalella</i> (dödlighet)	0,39	0,12
<i>Hyalella</i> (tillväxt)		0,38
<i>Nitocra</i> (dödlighet i porvatten)		0,01
<i>Monoperia</i> (embryo utveckling)	0,15	0,06
<i>Monoporeia</i> (dödlighet i mesokosmer Boxcore)		0,72
Ekologi		
BQX Macrofauna	0,37	0,31
BQX Nematodes & Meiofauna		0,69
BQX Functional (-ve)		0,32
Integrerad risk inom undersökningslinjerna		
Kemi	0,87	0,85
Toxikologi	0,41	0,15
Ekologi	0,37	0,41
Integrerad risk mellan undersökningslinjerna		
Total integrerad risk	0,51	0,37
Avvikelse faktor	0,27	0,35

Den totala integrerade risken vid steg 3 för yttre hamnen var något högre (0,37) än vid steg 2 (0,31) och osäkerheten minskade från 0,38 till 0,35, men skillnaden i osäkerhet var mycket liten med hänsyn till allt extraarbete som krävs för att mäta effekter på meiofauna och bio-geo-kemiska fluxer.

4. Diskussion

På grund av betydande utsläpp från kopparverket och annan industri i Oskarshamn har man nyligen sanerat både den inre delen av hamnbassängen och marken i anslutning till kopparverket, till en kostnad som överstiger en halv miljard kronor. Däremot har ingen sanering skett i yttre hamnen ännu, trots att även dessa sediment är allvarligt förorenade. I början av projektet diskuterades behovet av ytterligare saneringsinsatser här, vilket ledde till att yttre hamnen valdes ut som en särskilt relevant fallstudie för detta projekt. För att utvärdera potentiella risker för både människor och miljö, samt risken för spridning till följd av att sediment rörs upp av båttrafik, genomfördes plats-specifika riskbedömningar med hjälp av NEA- och TRIAD-metoderna. I följande diskussion tar vi upp de frågor som formulerades i början av rapporten och analyserar hur effektiva och användbara de olika metoderna för mätning och riskberäkning är när det gäller att genomföra en riskbedömning på ett kostnadseffektivt sätt.

4.1 För- och nackdelar med riskkvoter ?

Att beräkna riskkvoter (RQ), det vill säga jämföra uppmätta föroreningshalter med riktvärden, är ett av de vanligaste verktygen vid enkla riskbedömningar av förorenade områden. I både NEA- och TRIAD-metoderna startar riskbedömningsprocessen med att mäta riskkvoter. $RQ > 1$ (föroreningshalt/gränsvärde > 1) innebär att föroreningshalten kan leda till negativa effekter på människors hälsa och miljön. Gränsvärdet motsvarar den lägsta koncentrationen för mätbara negativa effekter på organismer, uppräknat med en osäkerhetsfaktor för att inte underskatta risken. Eftersom riktvärden oftast är konservativa betyder ett $RQ > 1$ att det kan finnas en risk, men inte nödvändigtvis att det finns en oacceptabel risk. Genom plats-specifika mätningar kan osäkerheten minskas och lägre osäkerhetsfaktorer användas. Naturvårdsverket (NV) och Statens Geotekniska Institut (SGI) har utvecklat en modell för att ta fram riktvärden för förorenad mark med vilken generella riktvärdena för känslig eller mindre känslig markanvändning (KM och MKM) används (Naturvårdsverket, 2009). I modellen finns även ett beräkningsprogram i Excel, likt det som föreslås i NEA:s vägledning, för att ta fram mer plats-specifika riktvärden, alltså värden som tar hänsyn till de förhållanden som råder i området. För sediment finns ännu inte användningsrelaterade riktvärden, utan bedömningen baseras oftast på tillståndsbaserade värden, det vill säga jämförelser av uppmätta bakgrundsvärden (SGI, 2024), eller på effektbaserade riktvärden (även kallade hälsoriskbaserade riktvärden), det vill säga riktvärden framtagna från toxikologiska mätningar (toxicitetstester). I projektet jämfördes halterna i hamnen med både tillståndsbaserade värden och riskkvoter beräknades baserat på EUs och NEAs effektbaserade toxikologiska riktvärden.

Undersökning av ytsedimentet (0–3 cm) visar att föroreningshalterna i inre hamnen före saneringen var dubbelt så höga som i yttre hamnen. I yttre hamnen var halter av dioxiner och PCB:er cirka 30 gånger högre än vid referensområdet Askö, medan PAH:er och metaller var ungefär tio gånger högre än i referensområdet. Samtliga halter i yttre hamnen klassades som *medelhöga* till *mycket höga*, särskilt

arsenik, koppar, bly och zink, vilket bekräftar tidigare undersökningar i hamnen. I våra mätningar var koppar i yttre hamnen, med ett medelvärde på 719 mg Cu/kg sed, den enda metall som klassades som *mycket hög* halt. Våra uppmätta metallhalter i både inre och yttre hamnen var dock endast hälften så höga som tidigare rapporterade halter (Molander, P & Elander, P, 2010) vilket möjligen indikerar att en viss förbättring skett sedan 2000-talet. För dioxiner, PAH:er och PCB:er klassades samtliga uppmätta halter också som höga till mycket höga i yttre hamnen, med flera cancerframkallande PAH:er som klassas som mycket höga (Bilaga B5).

Riskkvoter beräknade utifrån NEA:s effektbaserade riktvärden för metaller (Bilaga B6) och organiska miljögifter (Bilaga B7) från sex stationer i yttre hamnen visar på stor variation i föroreningshalterna i djuphålans sediment, även om stationerna bara ligger några meter ifrån varandra. Dessa riskkvoter bekräftar att metallerna arsenik (As), koppar (Cu), bly (Pb) och zink (Zn) innebär störst miljörisk, då deras RQ-värden på vissa platser överstiger NEA:s riktvärden med mer än fem gånger.

Effektbaserade riskkvoter för PAH:er och PCB:er uppvisade betydande rumsliga variationer i linje med metallernas RQ. Regressionsanalys indikerade en signifikant korrelation mellan halterna av metaller och PCDD/F i den yttre hamnen

(Wikström, Forsberg, m.fl., 2024a), vilket stöder hypotesen att de förhöjda dioxinhalterna är relaterade till utsläpp av metaller från kopparfabriken, sannolikt genom *de novo*-syntes under förbränningsprocesser vid järnsintring (Bank, A och Carlsson, B, 2005; Cieplik m.fl. 2003; Holtzer, M. m.fl. 2007).

Förutom riskkvoter användes en beräkningsmetod som föreslås i TRIAD-metoden för att omvandla riskkvoter till Toxisk Potential värden (*Toxic Pressure*). TP är ett mått på den kombinerade effekten (*cocktail-effekten*) av enskilda ämnen i sedimentet, till exempel effekten av flera metaller eller av flera PAH:er (se 2.11.1). TP-värdena uttrycktes som riskvärden på en skala från 0–1, där 0 motsvarar ingen påverkan och 1 motsvarar mycket stor påverkan. Beräknade TP-värden i yttre hamnen för enskilda metaller (Bilaga B8), PAH:er och PCB:er (Bilaga B9) visade att ingen förorening utgjorde en hög risk enskilt. Däremot visade den kombinerade effekten för total TP-metaller en *mycket hög* risk vid fem av de sex provtagna stationerna i yttre hamnen. Total TP för PAH:er visade en *mycket hög* risk vid samtliga sex stationer, medan Total TP för PCB:er visade en *låg* risk.

4.1.1 Utvärdering av riskkvoter och toxisk potential för riskbedömning

Fördelen med beräkningar av RQ och TP är att de är enkla att mäta och standardisera. Nackdelen är att riskkvoterna endast blir så bra som de riktvärden de baseras på. För riskbedömning behövs RQ-värden baserade på effektbaserade riktvärden. Dock är de effektbaserade riktvärdena som används för sediment idag inte ideala, riktvärdena som föreslås till exempel i NEA-vägledningen (Arp m.fl., 2014) har ofta omräknats för sediment med hjälp av fördelningskoefficienter enligt metoder som beskrivs i EU:s vägledning (EU commission, 2018). Ett sätt att kompensera för osäkerheten i dessa framräknade generella riktvärden från vatten till sediment är att justera dem med osäkerhetsfaktorer som kompenserar för att organismerna kan vara olika känsliga för föroreningar, man vill ”vara på den säkra sidan”. Att kvantifiera osäkerhet i toxikologiska referensvärden är svårt. Oftast föreslås i stället ett schablonvärde på en faktor 10 eller 100 vilket betyder att ett tio eller 100 gånger

lägre gränsvärde än toxikologiska referensvärden används. Det innebär att risken överskattas. Ett annat problem med generella riktvärden är att de inte tar hänsyn till platsspecifika förhållanden. I NEA-verktyget justeras riktvärdena under steg 2 med platsspecifika variabler (som TOC och partikelfördelning i sedimentet) med liknande ekvationer som föreslås i NV:s beräkningsprogram för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009). Det är ett steg framåt, men **vi föreslår att mer platsspecifika riktvärden behöver tas fram för olika sedimenttyper och för olika sedimentlevande organismer.**

4.1.2 Nytt sätt att räkna fram platsspecifika riktvärden med metabarcoding

I projektet användes för första gången en ny metod för att ta fram platsspecifika riktvärden för sedimentlevande mikroorganismer (bakterier), med hjälp av metagenomik eller artkänslighetsfördelning (SSD). Mikroorganismernas artdiversitet bestämdes med RNA streckkodning och plottades mot olika halter av föroreningar (i vårt fall en ökande dos av koppar), sedan kunde riktvärden (EC_{10}) beräknas från en artkänslighetskurva, där gränsvärdet för Cu motsvarar ett värde där max 10 % av arterna är påverkade (se 3.8). Med denna metod går det att ta fram platsspecifika riktvärden där till exempel 90 % av alla mikroorganismer skyddas. Vårt resultat visade också att de beräknade platsspecifika riktvärdena för Cu var högre i Oskarshamns sediment än vid referensområdet, vilket beror på att de sedimentlevande mikroorganismerna i Oskarshamn har utvecklat tolerans mot Cu jämfört med organismerna i referensområdet vid Askö. Detta belyser att **platsspecifika riktvärden, i alla fall för mikroorganismer, kan behöva justeras uppåt i förorenade områden och att riktvärden framtagna för mindre toleranta organismer kan leda till att miljörisker i ett förorenat område överskattas.**

4.2 Förbättras riskbedömningen om man mäter toxicitet?

Både NEA- och TRIAD-metoden rekommenderar att man redan från början kompletterar beräkningen av riskkvoter med toxicitetstester. I det här projektet anpassades NEA-modellen till Östersjöns förhållanden genom att använda brackvattenlevande testdjur, specifikt märlkräftor, som exponerades för förorenat sediment från hamnområdet (se tabell 4 och 9). Inga tecken på akut toxicitet kunde påvisas, varken vid exponering för sediment från inre hamnen (före sanering) eller från yttre hamnen. Akut toxicitet innebär att det går att mäta en toxisk effekt efter en kort exponeringstid (upp till 96 timmar). Exempelvis visade porvattentester med kräftdjuret *Nitocra spinipes* inga signifikanta toxikologiska effekter jämfört med kontroller. Däremot kunde kronisk toxicitet konstateras vid längre tester – när djuren utsattes för sediment från Oskarshamn i mellan 14 och 60 dagar var dödligheten av känsliga märlkräftor i genomsnitt 49 % i inre hamnen (före sanering) och 39 % i yttre hamnen. Dessutom ökade subletala effekter, såsom andelen missbildade embryon, med 26 % i inre hamnen och 7 % i yttre hamnen jämfört med kontroller.

Toxiciteten skilde sig åt mellan de testade organismerna. Till exempel var vitmärlan *Pontoporeia femorata* dubbelt så känslig för föroreningarna jämfört med den närbesläktade *Monoporeia affinis* trots att båda arterna är morfologiskt

mycket lika. Det här innebär att det inte räcker att använda en eller ett par arter vid tester, utan att ett brett testbatteri med flera olika testarter och mätvariabler – både dödlighet och subletala effekter – behövs. Att man inte kunde mäta någon akut toxicitet är anmärkningsvärt med tanke på de höga föroreningsnivåerna samt höga riskkvoter och toxisk potential. Detta förklaras troligen av att föroreningarna har låg biotillgänglighet, alltså att bara en liten andel av ämnena i sedimentet faktiskt kan tas upp av organismerna – något som också bekräftades av våra mätningar av biotillgänglighet (se nedan). Sammanfattningsvis visar toxicitetstesterna att sedimenten i yttre hamnen inte gav upphov till akut toxicitet, men de ledde till både ökad dödlighet och subletala effekter på reproduktion hos känsliga arter som vitmålur vid långvarig exponering (cirka två månader), vilket innebär att sedimenten uppvisade kronisk toxicitet.

Svaret på frågan ovan är ja. Resultaten visar att det är avgörande att införa toxicitetstester redan i början av riskbedömningen. Det är dessutom viktigt att dessa tester omfattar flera olika arter samt att både akuta och långvariga långtids-tester utförs.

4.3 Förbättras riskbedömningen av att mäta biotillgänglighet?

Eftersom en stor del av föroreningarna binder hårt till sedimentpartiklar och graden av fastläggning ökar med tiden kan miljö- och hälsorisker överskattas om bedömningen baseras på totalhalter. Om biotillgängliga halter används i stället för totalhalter förbättras därmed riskbedömningen och onödiga saneringsbeslut kan avstyras. I Sverige har justering för biotillgänglighet börjat användas i NV-modellen för beräkning av riskbaserade riktvärden för mark, men ännu saknas metoder och vägledning för hur biotillgänglighet skall användas vid riskbedömning av förorenade sediment. Tre olika metoder för att skatta biotillgänglighet har testats i projekt: 1) upptag *in vivo*, 2) passiva provtagare och 3) magsaftextraktion *in vitro*.

4.3.1 Upptag *in vivo* – bioackumulationstester

Bioackumulation i djuren mättes genom att exponera bottenlevande organismer insamlade från referensområdet (t.ex. östersjömusslan *Macoma balthica*) för sediment från hamnen under cirka två månader och sedan mäta en bioackumuleringsfaktor *BAF* (ackumulerad föroreningshalt i organismen dividerad med totalhalten i sediment), eller en *BSAF* faktor som är samma mått fast justerat för lipidhalten i djuren och organisk C i sediment. Våra uppmätta *BAF*-värden för metaller (Tabell 10) och *BSAF*-värden för organiska miljögifter (Tabell 11) visade att upptaget av metaller, dioxiner och PCB:er i bottenfauna var lågt. *BAF*-värden för alla metaller var under 1 (*BAF*: 0,1–0,9), förutom för Cu (*BAF*: 1,5–1,9). *BAF* för dioxiner, furaner och plana PCB:er var också alla < 1. Men *BSAF* värdena för dioxiner var över 1 (*BSAF* = 1,8) i yttre hamnen vilket visar att en del dioxiner och dioxinlika ämnen i yttre hamnens sediment är biotillgängliga och kan ackumuleras, transporteras och anrikas genom näringskedjan och utgöra en hälsorisk för fisk och människor som äter fisk från hamnen.

4.3.2 Biotillgänglighetsmätning

PASSIVA PROVTAGARE

En nackdel med bioackumulationstester är att de är kostsamma eftersom de kräver labbfaciliteter för att hålla levande djur och de är tidskrävande (2–3 månaders exponering krävs ofta för att uppnå jämvikt mellan djuren och sedimenten (Lee II, 1992)). En enklare metod för att skatta biotillgänglighet är att använda passiva provtagare (till exempel DGT, SPMD och SPME) som vi använt i våra experiment för att mäta lösta fraktionen av metaller eller organiska miljögifter i vatten och i porvatten. För att vara biotillgängliga, det vill säga kunna passera genom cellmembran i gälar eller i mag-tarmkanalen, måste föroreningarna först frisättas från sedimentpartiklarna. Därmed anses den lösta fraktionen av föroreningar som fångas i passiva provtagare representera den biotillgängliga fraktionen.

Ett sätt att använda passiva provtagare är med bentiska kammare (*landers*) som placeras över sedimentytan i fält (Eek m.fl., 2010; Mustajärvi m.fl., 2017). I projektet har vi i stället använt passiva samplers i mesokosmförsök, med naturliga sediment från yttre hamnen. Dioxinhalten i passiva provtagare (SPMD), som hölls under två månader ovanför sedimenten i mesokosmer (Boxcore) var mycket låg (< 0,000089 TEQ sum PCDD/Fs *pikogram*/l jämfört med 125 *nanogram* TEQ PCDD/Fs kg sed) (Tabell 16). Det visar att dioxiner och furaner i hamnen är hårt bundna till sedimentpartiklar och att endast en mycket låg frisättning sker från sediment till vatten i alla fall under ostörda förhållanden.

Metallhalter i DGT som placerades i mesokosmer var också låga jämfört med totalhalten i sediment (Tabell 16) (till exempel för Cu: 0,48 µg/l i DGT kontra 718 mg/kg i sediment; för Pb: 0,005 µg/l i DGT kontra 414 mg/kg i sed).

I projektet har värden uppmätta i passiva provtagare använts för att minska osäkerheten vid beräkning av spridningsrisken under steg 2 och 3 i NEA-modellen. Resultaten visade att spridningsrisken för både dioxiner och för metaller reduceras när biotillgängliga halter kvantifierad med passiva provtagare används.

MAGSAFTEXTRAKTION

På senare år har flera enkla labbmetoder med magsaftextraktion *in vitro* tagits fram (Carlsson m.fl., 2008; Grøn, 2006; Oomen m.fl., 2003; Weston & Maruya, 2002). Magsaftextraktion *in vitro* syftar till att efterlikna förhållandena i mag-tarmkanalen och det orala upptaget av föroreningar. Fördelarna med dessa extraktionsmetoder är att de är snabbare och mer realistiska än icke-biologiska metoder med passiva provtagare. Magsaftextraktionsmetoder har börjat få acceptans och tillämpas i riskbedömningsmetoder av förorenad mark och sediment i Nederländerna och i USA (Jensen & Mesman, 2006; National Research Council (NRC), 2003; Törneman m.fl., 2009). I projektet testades två nya *in vitro* metoder med magsaftextraktion, som tagits fram i USA. Metoderna liknar RIVMs *in vitro* metod för biolöslighet (Oomen m.fl., 2003, 2006) men är enklare att utföra. Magsaftextraktionsmetoden som har använts i projektet avser bottenlevande djur. Metoden efterliknar upptaget av miljögifter som normalt sker genom tarmen på ett bottenlevande djur. En enkel extraktion utförs på lab, genom att skaka ett sedimentprov i provrör med en artificiell magsaft. Efter några timmar, centrifugeras sedimentet och man mäter fraktionen föroreningar som extraherats från sedimentet till magsaften (se 2.6.2). Halten i magsaften representerar den biotillgängliga fraktionen och uttrycks som DFE (*Digestive Fluid Extract*) [mg förorening/ ml magsaft], eller som % DFEE

(*Digestive Fluid Extraction Efficiency*) där biotillgängliga fraktionen relateras till totalen i sedimentet. Vi har testat två olika artificiella magsafter en för organiska ämnen och en för metaller (se 2.6.2). I början extraherade vi sedimenten lika länge med båda magsafterna. Vi fick bra resultat med magsaften för organiska ämnen men inte för metaller. Efter ytterligare tester på labb, justerade vi magsaftextraktionen för metaller genom att ha en längre extraktionstid (från 4 till 12 timmar) och extraherade proverna under syrefri atmosfär, dvs. i en kammare mättad med kvävgas, för att bättre efterlikna syrefria förhållanden i mag-tarmkanalen. Efter dessa justeringar fungerade magsaftextraktionen för metaller bättre, som visas genom goda korrelationer mellan DFE och bioackumulerade metaller i havsborsten *Hediste (Nereis) diversicolor*. Efter justering fick vi en signifikant korrelation mellan upptag i djur och biolöslighet i magsaft för metallerna Zn, Pb och Cu, men inte för Cd, Ni. Magsaftextraktion för dioxiner visade också en signifikant positiv korrelation mellan dioxiner i östersjömussla och dioxiner i magsaft (Bilaga 12).

Resultaten från våra biotillgänglighetsmätningar överensstämde väl med *BAF*-värdena som presenteras ovan. Den biotillgängliga fraktionen för dioxiner och PCB:er var endast 0,75 % i inre hamnen och 2,2–4,3 % i yttre hamnens sediment. Det vill säga att biotillgänglighet mätt genom magsaftextraktion visade att **endast 1–2 % av totalhalten dioxiner i sedimenten var biotillgänglig** (Tabell 12). För metaller visade magsaftextraktionerna liknande resultat som för organiska miljögifter, med en **biolöslig fraktion under 4 % för alla metaller** (Cd, Pb, Cu, Fe, As, Ni, Co) utom för Zn och Sr (5,9 % respektive 34 %) (Tabell 13). Det visar att biotillgängliga fraktionen av metaller från hamnens sediment var liten och betydligt lägre än totalhalten som var mycket höga. Biolösligheten skiljer sig från metall till metall vilket beror på att metallerna har olika kemiska former och att deras löslighet påverkas av andra yttre faktorer som t.ex. pH, redox, organisk halt och partikelstorleksfördelning (Carlsson m.fl., 2008). Med tanke på dessa komplexa fysikaliska och kemiska interaktioner fungerade magsaftextraktionerna för metaller överlag mycket bra då de överensstämde väl med metallupptaget i djuren. Dessa resultat är lovande men en mer utförlig validering av metoderna på fler sediment behövs innan magsaftextraktion kan rekommenderas i riskbedömningar.

UTVÄRDERING AV BIOTILLGÄNGLIGHETSMÄTNINGAR

Förutom en validering av metoderna på fler sedimentområden behövs också mer kunskap om hur beräknade värden av biotillgänglig halt kan användas i riskbedömningen. Olika metoder har föreslagits, t.ex. att beräkna TP-värden på halter som justerats för biotillgänglighet i stället för totalhalten (Jones m.fl. 2009). Metoder med magsaftextraktioner är snabbare och mer kostnadseffektiva jämfört med bioackumulationstester och jämfört med passiva provtagare (Gustafsson m.fl., 2017). **Baserat på våra resultat rekommenderar vi att biotillgänglighetstester med magsaftextraktion eller passiva provtagare används tidigt i riskbedömningen, redan i början av steg 2.**

För att kunna använda biotillgänglighetsmätningar vid riskbedömning av andra förorenade områden i Sverige **behövs en fortsatt validering och standardisering** av biotillgänglighetsmetoderna (magsaftextraktion *in vitro* och passiva provtagare).

Vi behöver också vidareutveckla beräkningsmetoder för hur totalhalter ska justeras för biotillgänglighet, och sedan behövs även en **kunskapsöverföring** för att få acceptans hos tillsynsmyndighet att förorenade sediment kan kvarlämnas utan sanering om föroreningarnas biotillgänglighet är låg.

4.4 Förbättras riskbedömningen av att mäta ekologiska variabler?

4.4.1 Makrofauna

Provtagning av sedimentlevande evertebrater sker med samma metoder som användes redan för 100 år sedan av zoologen Christian Hesse. Med en van Veen-bottenhuggare tas ett ca 0,1 m² sedimentprov, djuren över 1 mm (makrofauna) sällas fram och sparas i sprit för taxonomisk bestämning på labb. Eftersom bottenfaunan är stationära och oftast fleråriga är observation av bottenfaunans artsammansättning en god platsspecifik indikator av biologiska mångfalden och en av våra vanligaste metoder inom miljöövervakningen för bedömning av miljötillståndet i våra akvatiska miljöer. I ett miljöpåverkat område som hamnen i Oskarshamn ersätts känsliga bottenfauna med djur som är mer tåliga för miljöstörningar, som miljögifter och båttrafik. Genom att jämföra antal tåliga och känsliga arter med ett bottenkvalitets index (BQI) kan man bedöma miljötillståndet jämfört med andra mindre påverkade områden. Bottenekosystem är jordens mest utsatta ekosystem för mänsklig påverkan samtidigt som de är livsviktiga miljöer för till exempel lek och uppväxt av fisk och för att upprätthålla värdefulla ekosystemtjänster som lagring av kol från atmosfären och mineralisering av organiskt material. Vid hamnsaneringen ingick inte lokala bottenfaunan i själva hamnen som skyddsobjekt, utan målet var att minska spridningsrisken av föroreningar från hamnen till Kalmarsund och Östersjön med 90 %, som ett led i att nå Sveriges miljömål om en giftfri miljö och skydda djur och växter på andra platser i Östersjön mot hamnens föroreningar. Men även när bottenfaunan inte ingår som skyddsobjekt är observation av makrofauna en beprövad metod för att bedöma ekologiska tillståndet i platsspecifika riskbedömningar. Det är också en av de viktigaste metoderna i ekologiska undersökningslinjen i TRIAD-metoden (Chapman, 1990).

I projektet analyserades bottenfaunaprover från både inre och yttre hamnen (3.1. och Bilaga B13). Artsammansättningen stämde överens med Linnéuniversitetets tidigare undersökningar i hamnen och visade att biologiska mångfalden bestod främst av tåliga arter som till exempel rovbormaskar, östersjömusslor och fjädermyggsarver, samtliga kända för att vara föroreningståliga och typiska för störda miljöer (Leppäkoski, 1975b). BQI-indexet visade att miljöstatusen i hamnen var *måttlig till otillfredsställande* och typisk för en hamnmiljö. Med hänsyn till den höga föroreningsbelastningen och intensiva båttrafiken var det ändå förvånansvärt många arter i hamnens sediment, även i inre hamnen före saneringen. Dessutom påträffades en känslig rörbyggande mask *Alkmaria rominji* i inre hamnen vid Månskensviken. Det är en sällsynt art för Östersjön, som i Storbritannien klassas som känslig och som skyddad indikatorart. Att det fanns relativt många och även känsliga bottenfauna i inre hamnen före saneringen, och i yttre hamnen idag överensstämmer dåligt med föroreningshalterna och det stödjer våra biotillgänglighetsmätningar och toxicitetstester ovan. Det vill säga att trots att föroreningshalterna är höga verkar inte föroreningarna vara särskilt toxiska för lokala bottenfauna. Det beror förmodligen på att föroreningarnas höga utsläpp till hamnen skedde för mer än 50 år sedan, när kopparverket var i bruk. Sedan dess har föroreningarnas fastläggning till sedimentpartiklar ökat och biotillgängligheten har minskat över tiden (Alexander, 2000). Vi använde mätningar av bottenfauna i ekologiska undersökningslinjen i TRIAD-metoden, där vi jämförde artsammansättningen

i hamnen med referensområdet vid Askö och beräknade riskvärden mellan 0 och 1, med hjälp av BQX-ekvationen ($BQX_{\text{Makrofauna}}$) där antal arter, total abundans och BQI skalas till ett riskvärde mellan 0 och 1 (3.10.2). Riskbedömningen med TRIAD-metoden visade att osäkerheten kring riskvärdena kunde minskas markant när man inkluderade biologiska mätningar av bottenfauna utöver kemiska mätningar (riskkvoter) och toxikologiska mätningar (toxicitetstester) och visade att **det är värdefullt att ha med data om makrofauna vid platsspecifik riskbedömning.**

UTVÄRDERING AV BOTTENFAUNAMÄTNINGAR FÖR RISKBEDÖMNING

Våra studier visar att analyser av bottenfauna ger värdefull information om det ekologiska tillståndet i området och dessutom bidrar till att minska osäkerheten vid plats-specifik riskbedömning. Eftersom undersökningar av bottenfauna är en etablerad och erkänd metod inom miljöövervakning för att klassificera och bedöma vattenmiljöer och bottensamhällen, finns det tillgång till standardiserade och ackrediterade metoder samt experter och konsulter med rätt kompetens.

Därför rekommenderar vi att provtagning och analys av makrofauna alltid inkluderas som en grundläggande metod när risker med förorenade sediment ska bedömas.

På många förorenade platser finns dessutom oftast redan data från tidigare bottenfaunaundersökningar. I sådana fall föreslår vi att makrofaunadata tas med redan i riskbedömningens första steg (steg 1 gallringundersökning) så som föreslås i TRIAD-metoden (Jensen & Mesman, 2006). Om data från tidigare bottenfaunaundersökningar saknas föreslår vi att nya prover tas och används i riskbedömningens andra steg (fördjupad undersökning). I fallet Oskarshamn fanns bottenfaunadata från Linnéuniversitet tillgängliga före beslutet togs om sanering. Bottenfaunadata visade att miljöstatusen i hamnen var *måttlig till otillfredsställande*. Men tillståndet var typiskt för en hamnmiljö och var inte sämre i inre hamnen än i yttre hamnen. Miljötillståndet var inte heller sämre än i referensområdet utanför hamnen. Lägst miljöstatus observerades inte i inre hamnen utan i småbåtshamnen som ligger i yttre hamnområdet. En annan fördel med att inkludera provtagning av bottenfauna är att faunan kan analyseras för bioackumulerade föroreningar för att beräkna BAF- och/eller BSAF-värden och skatta spridningsrisken från hamnens föroreningar till toppkonsumenter som fisk, sjöfågel och människor.

4.4.2 Meiofauna

Förutom makrofauna är meiofauna en huvudkomponent i bottensamhällen. Med meiofauna menas de djur som är mindre än 1 mm och större än 0,06 mm (Giere, 2009). En annan operationell definition är de djur som passerar genom ett såll med 500 µm maskvidd och hålls kvar av ett 40 µm sikt (Fenchel, 1978). I takt med att nya molekylära tekniker med DNA-streckkodning utvecklats har det blivit enklare att studera mikroorganismer som meiofauna- och även mikrobiella samhällen än det var tidigare genom morfologisk bestämning under mikroskop. Meiofaunan dominerar bottensamhällen både vad gäller antal djur och artrikedom (diversitet) och innehåller många fler taxonomiska grupper än makrofaunan, t.ex. ringmaskar (nematoder), hoppkräftor (copepoder), musselkräftor (ostracoder), kvalster (halicarider) och fjädermygglarver (chironomider). De spelar en viktig roll både som bytesdjur för makrofaunan och fisk (Aarnio m.fl., 1991), samt nedbrytning av organiskt material och organiska miljögifter (Nascimento m.fl., 2012; Näslund m.fl.,

2010). Studier har föreslagit att meiofauna kan användas som bioindikatorer för miljöförändring e.g. (Alves m.fl., 2013; Raffaelli & Mason, 1981; Ridall & Ingels, 2021; Waweru m.fl., 2024; Yusal m.fl., 2019). I projektet jämfördes meiofaunasamhället från yttre hamnen med referensstationen vid Askö. Resultaten (Tabell 14) visade att totala abundansen av meiofaunan var 3,5 gånger högre vid Askö än i Oskarshamn. För att använda meiofauna i ekologiska undersökningslinjen i TRIAD-metoden beräknades ett $BQX_{Meiofauna}$ till ett riskvärde mellan 0 och 1 (se 3.10.2).

TRIAD-metodens riskbedömning visade att osäkerheten kring miljörisken minskade något när meiofauna inkluderades i analyserna utöver makrofauna. Dock var förbättringen marginell – riskvärdet förändrades endast från 0,38 till 0,35 – särskilt i förhållande till den stora arbetsinsats som krävs för att undersöka meiofauna.

UTVÄRDERING AV MEIOFAUNA-MÄTNINGAR FÖR RISKBEDÖMNING

Jämfört med tester för toxicitet och bioackumulering samt makrofaunaundersökningar är analyser av meiofauna betydligt mer arbetsintensiva och det råder brist på experter inom området. Utifrån nuvarande kunskapsläge och tillgängliga resurser går det därför inte att rekommendera att inkludera meiofauna-undersökningar vid platsspecifik riskbedömning av förorenade sediment.

I takt med att nya molekylära tekniker utvecklas blir det både vanligare och billigare att undersöka meiofauna. Ett exempel är det nyligen introducerade BQI-indexet för nematoder, NEMOte BARCODing (Sandberg, 2024). Metoden visar på stor potential, men det krävs fortsatt förbättring och anpassning av denna och liknande metagenomiska metoder innan de kan rekommenderas för miljöövervakning och riskbedömning. I projektet genomfördes även analyser av bakterier och arkéer, utöver meiofauna, från prover tagna i yttre hamnen och vid Askö med hjälp av metagenomik (18S rDNA och 16S rDNA). I skrivande stund är DNA sekvenseringen och analysen av resultaten klara och ett manuskript är under färdigställande (Garrison m.fl., u.å.). Resultaten med metagenomik ger en betydligt högre upplösning än genom morfologisk bestämning. Det går till exempel att särskilja sex arter inom gruppen nematoder, tre arter inom plattmaskar, två arter inom ostracoder, och så vidare, vilket gör det möjligt att jämföra samhällena i stor detalj. Men det gör också resultaten svårare att tolka och analyserna är mycket tidskrävande.

4.4.3 Mikroorganismer

Liksom som meiofauna kommer bakterier och arkéer i direkt kontakt med sedimentets föroreningar, vilket gör dem lämpade vid bedömning av toxicitetsrisker i förorenade sediment. Tack vare nya molekylära metoder kan vi nu undersöka hur föroreningar påverkar mikroorganismernas mångfald – det vill säga deras artsammansättning – samt deras funktioner, till exempel uttryck av specifika gener. Inom ramen för projektet har vi genomfört tre olika studier på bakterier i sediment från yttre hamnen: 1) Ett boxcore-försök där vi analyserade mikroorganismernas artsammansättning på liknande sätt som för meiofauna (Garrison m.fl. u.å.), 2) En fältstudie med ostörda sedimentproppar från två olika stationer i yttre hamnen, beskrivet i Broman m.fl. (2023) (3.2.3), samt 3) Ett experiment kring koppar och hypoxi (3.8) där vi undersökte om mikroorganismerna i Oskarshamn utvecklade högre tolerans mot koppar jämfört med referensområdet vid Askö (Pal m.fl. 2026).

Studierna visade att mikrobiella samhället i yttre hamnen skiljer sig signifikant från referensområdet avseende mikroorganismernas artsammansättning. Mikrobiella samhället i Oskarshamns sediment bestod av arter som har fler skyddande gener mot metaller, PAH:er och dioxiner och därmed är mer toleranta mot sedimentföroreningar. Mikroorganismerna i Oskarshamn hade också fler grupper av metanogener, alltså organismer som producerar metan och påträffas ofta i syrefattiga och förorenade miljöer. I studie 2 var vår hypotes att mikroorganismerna i sedimenten från Oskarshamn hade en lägre kapacitet för kväveomsättning än i det mindre förorenade området vid Askö. Detta visade sig inte stämma, ingen signifikant skillnad i denitrifikation kunde påvisas, vilket visade att samhället i Oskarshamn har adapterat sig mot föroreningarna, så att även om arterna är olika kan de upprätthålla samma funktioner. Det är ett viktigt resultat som talar emot att använda funktionella mätningar som till exempel syrerespitation och kväveomsättning som mätvariabler inom ekologiska undersökningslinjen i TRIAD-metoden. Vi testade att inkludera biogeokemiska mätningar (metanproduktion, respiration, fosfatflux, nitrit/nitrat flux och denitrifikation) under steg 3 i TRIAD-metoden och skalade de funktionella mätvariablerna mellan 0 och 1 med BQX ekvationen (Tabell 27). Det beräknade riskvärdet ($BQX_{\text{Funktion}} = 0,38$) visade en medelhög risk och nästan samma värde som miljörisken beräknat på makrofauna ($BQX_{\text{Makrofauna}} = 0,37$). **Utifrån våra resultat som visar att mikrobiella samhället i Oskarshamn har utvecklat både ökad tolerans och funktionell redundans för sedimentens föroreningar, samt med hänsyn till att dessa fluxmätningar är relativt svåra och tidskrävande att utföra och att de inte bidrog till att minska osäkerheten, kan vi inte rekommendera att inkludera funktionella fluxmätningar vid platsspecifik riskbedömning.**

I studien (3.8), där mikrobiella samhällen exponerades för en ökande dos av Cu under syrerika eller syrefattiga förhållanden, kunde vi bekräfta att mikroorganismerna i Oskarshamns yttre hamn har utvecklat en högre tolerans för Cu än de från referensområdet. I studien utvecklade vi en ny metod för att beräkna riktvärden för mikroorganismer mot Cu genom att plotta mikroorganismers artdiversitet med en artkänslighetsfördelning (*Species Sensitivity Distribution SSD*), alltså andelen påverkade arter vid olika föroreningshalter (Posthuma m.fl., 2019) (Figur 27). Så vitt vi vet är detta första studien som beräknat platsspecifika effektbaserade riktvärden för mikroorganismer baserat på metagenomik och artkänslighetsfördelning mot föroreningshalter. Resultaten visade att riktvärden för Cu (EC_{10} värden) var ca en och en halv gång högre i Oskarshamn (40,8 mg Cu/L) än vid Askö (25,5 mg Cu/L), dvs. att det krävs en och en halv gång högre Cu exponering för mikroorganismerna i Oskarshamns sediment för att minska 10 % av artsammansättningen jämfört med Askö. Resultaten visade också att riktvärdena var ca dubbelt så höga under hypoxi än vid normoxi både i Oskarshamn och i Askö, vilket beror på att lösligheten för Cu minskade vid hypoxi och därmed reduceras biotillgängligheten för Cu i mikroorganismerna (Figur 26).

Resultaten visar att om man använder samma riktvärden för områden med olika historiska föroreningsbelastningar, kan miljörisker för mikroorganismer eventuellt under- eller överskattas med en faktor två beroende på hur pass adapterade de är för föroreningarna. Det bekräftar att riktvärden för förorenade sediment kan behövas justeras för platsspecifika förhållanden.

PÅGÅENDE FORSKNING

Förutom mikrosamhällets artdiversitet analyserades också funktionella gener i mikroorganismerna. Exempel på funktionella gener är gener som kodar för proteiner involverade i transport av metaller (till exempel transport av Fe, transport av Cu), gener för resistens till Cu, gener involverade t.ex. i fas 1 eller fas 2 metabolismen av organiska miljögifter. I projektet har vi också beräknat EC_{10} värden baserade på uttryckta funktionella gener i Oskarshamns och i Askös samhällen. Vi har plottat genuttrycket mot Cu halter i sediment och beräknat 10 % av genuttrycket för vissa funktionella geners kategorier och fått fram motsvarande EC_{10} värden, så som vi gjort för artdiversiteten (Pal m.fl. 2026). (Baccaro m.fl., 2025). Såvitt vi känner till är detta **första studien där EC_{10} -värden för koppar i sediment har tagits fram utifrån både artkänslighet och på genuttryck**. Våra metoder för att räkna fram nya riktvärden, baserat på påverkan på biologisk mångfald och funktionella gener, är banbrytande och efterfrågade verktyg inom EU-arbetet för att skydda den biologiska mångfalden från miljöföroreningar (Baccaro m.fl., 2025). Även om resultaten är lovande krävs ytterligare forskning och standardisering innan dessa tekniker kan börja användas i platsspecifika miljöriskbedömningar.

4.5 Mätning av resuspension vid riskbedömning?

Vid hamnsaneringen i Oskarshamn var åtgärds målet att långsiktigt minska risker för spridning av miljögifterna från hamnen till Östersjön med 90 %. Saneringsbehovet baserades på att föroreningsnivån i sedimenten var *mycket hög* jämfört med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, särskilt för dioxiner, samt att spridningsrisken från hamnen bedömdes som hög. De höga halterna av främst dioxiner och bly överskred holländska hälsoriskbaserade riktvärden. Förhöjda halter av flera tungmetaller mättes också i blåmusslor från hamnen. Ingen riskbedömning gjordes för att utvärdera effekter på sedimentlevande organismer eller sekundärförgiftning, alltså genom bioackumulation och spridning genom födokedjan. Saneringen utfördes enbart baserat på spridningsrisken med målet att skydda organismer i Kalmarsund och Östersjön. Spridningsrisken bedömdes som hög utifrån uppmätta halter i inre hamnen före och efter färjetrafik och modellerad transport av föroreningar från hamnen per år (Bank, A & Carlsson, B, 2005). Ett annat mål med hamnsaneringen var att minska spridningen i ett längre tidsperspektiv (> 100 år) för att undvika eventuell spridning vid en ökad båttrafik eller vid kraftigare stormar som följd av klimatförändring.

Beräkning av spridningsrisken i detta projekt enligt NEA-metoden bekräftade att partikel-resuspension från båttrafiken i hamnen var den viktigaste faktorn som styr totala spridningen från hamnen. Beräkningen genom hamnsaneringens modell (m2004-7) överensstämde generellt bra med spridningsmodellen i NEA-metoden, trots att båda beräknats på helt olika sätt och trots att beräkningarna i detta projekt baserades främst på spridningsrisken från yttre hamnen (4.7). Den tidigare modelleringen inför hamnsaneringen av inre hamnen beräknade den totala spridningen från inre hamnen till Kalmarsund med hjälp av lösta koncentrationer i vattenmassan och beräkningar av vattentransport ut från hamnen (väderdata från SMHI). I NEA-modellen användes den tidigare beräkningen av årlig vattentransport för att beräkna den totala spridningen genom att addera data över fluxer från sedimentet (spridning via bioturbationsdriven diffusion (f_{diff}), upptag i djur (f_{org}) och fartygstafrik (f_{ship})).

NEA-modellens beräkning kräver alltså många fler parametrar och den viktigaste parametern för båda modellerna är den totala årliga vattentransporten.

För att undersöka mer i detalj hur partikel-resuspension från stormar eller båttrafik kan påverka frisättning och spridning av föroreningar från hamnens sediment utfördes i projektet två experiment med simulerad propellererosion. I båda experimenten resuspenderades sedimenten med hjälp av en motordriven paddelomrörare, två cm ovanför sedimentytan i sedimentproppar insamlade från djuphålan i yttre hamnen (2.8 och 3.7). Paddelomrörarna, kopplade till en timer, roterades 15 min, en eller två gånger per dag för att simulera färjetrafiken. Efter uppgrumling ökade partikelhalten i vattnet 15 gånger (från 40 till 600 mg/L). I det första experimentet mättes lösta halter (C_{diss}) av frisatta PCB:er, PAH:er och metaller (Figur 13 och 20). Resultaten visade att partikel-resuspension ökade sedimentavgången av lösta högmolekylära PAH-H och PCB-7 med ca 50 % (Figur 21, Tabell 17). För lågmolekylära mer vattenlösliga PAH-L som naftalen var effekten av resuspension däremot inte signifikant. För metaller varierade effekten av resuspension från metall till metall (Figur 22). För Cd och Zn minskade lösta halter (C_{diss}) signifikant vid resuspension, effekten av resuspension var alltså den motsatta än för hydrofoba ämnen som beskrivs ovan. För Cu och Pb ökade lösta halterna men detta kunde inte fastslås statistiskt på grund av den höga variationen.

För hydrofoba ämnen som PCB₇ och PAH-H kan ökningen av den lösta fraktionen i vatten förklaras med att diffusionen av dessa ämnen från sedimentpartiklar till vatten ökar när partiklarna resuspenderas genom att koncentrationer i vattnet runt partiklarna minskar och ämnena diffunderar från en hög till en låg koncentration genom kemisk jämvikt. För metaller är sorptions- och desorptions-mekanismerna mer komplexa och styrs av yttre faktorer som syrehalt, redoxförhållanden, pH, sedimentens organiska halt och minerogena sammansättning och metallens kemiska form.

För att få en bättre förståelse för effekten av resuspension och kunna skilja mellan lösta och partikelbundna föroreningar utförde vi ett experiment till där vi mätte inte endast den lösta fraktionen C_{diss} , men också den partikelbundna fraktionen C_{part} och den totala halten i vattnet C_{tot} (Figur 23). Resultaten visade att C_{Diss} för PCB ökade med 52 % (min 42 %, max 62 %) vid partikel-resuspension och bekräftade resultaten från det första resuspensionsexperimentet (Figur 24).

På grund av den höga kostnaden för dioxinanalyser mättes endast påverkan av resuspension på PCB:er och PAH:er, inte på dioxiner och furaner. Det är dock troligt att lösta dioxiner följer samma trend och att spridningsrisken för dioxiner är cirka 50 % högre vid resuspension än de modellerade värdena i hamnsaneringens modell och i NEA-beräkningsverktyg.

För metaller visar våra experiment att totalhalten (C_{tot}) metaller i vattnet ökar vid partikel-resuspension för samtliga uppmätta metaller utom Ni (Figur 25). Detta överensstämmer med tidigare mätningar i hamnen som visade att metallhalterna ökade kraftigt i vattnet vid störda förhållanden i samband med ankomst och avgång av fartyg (Bank, Anders & Carlsson, Bo, 2005). Ökningen i vattnet var störst (10–30 gånger) för Cu, Zn och Pb, och minst skillnad observerades för Ni, som i våra resultat. När C_{diss} och C_{part} jämfördes vid statiska (ostörda) förhållanden dominerade den lösta fraktionen C_{diss} i vattnet, medan vid resuspension dominerade C_{part} (Figur 25).

Det kan förklaras av att lösta metaller i vattnet binder till suspenderade partiklar vid resuspension, och därmed minskar den lösta fraktionen. En sådan effekt är tvärtom än vad man förväntar utifrån mätningar av totala metallhalter C_{tot} . Detta är viktigt för bedömning av toxicitetsrisken eftersom lösta metaller C_{diss} är den fraktionen som är mest biotillgänglig. Det innebär att exponerings-

risken för organismer som pelagisk fisk, som tar upp metaller främst genom gälar, minskar vid partikel-resuspension, medan den kan öka för djur som aktivt fångar partiklar som till exempel filtrerande blåmusslor.

Ur ett spridningsrisk-scenario, som för hamnsaneringen där målet var att minska spridningen av partikelbundna föroreningar från inre hamnen, är det bra att minska C_{part} och motiverat om C_{part} innehåller högre halter av dioxiner eller metaller vid resuspension. Ur ett toxicitetsperspektiv för fisk och andra organismer, som exponeras främst för den lösta fraktionen föroreningar C_{diss} , har vi observerat i projektet att deras exponering för dioxiner och andra organiska miljögifter ökade mellan 20–50 % vid resuspension medan exponering för lösta metaller i bottenvattnet minskade vid partikel-resuspension.

4.6 Hur påverkas föroreningars spridnings- och toxicitetsrisk vid låga syrehalter?

Syrehalten i bottenvattnet är en viktig parameter som påverkar metallernas biotillgänglighet och därmed miljörisken. Sedimenten i Oskarshamn är syresatta och mycket lösa vid ytan (< 20 % torrsvikt). Syrehalten i bottenvattnet och i porvattnet minskar i takt med den höga organiska belastningen i hamnen och sedimentlevande organismernas respiration. Vid hypoxi ($O_2 < 2$ mg/l) faller katjoniska metaller och den lösta metallfraktionen C_{diss} minskar, vilket beror på att metallernas styrs av redoxförhållanden i sedimentet. I tidigare undersökningar i hamnen har lakteter och fluxmätningar med sedimentprover utförts för att jämföra metallavgång under oxiderade (syresatta) och reducerade (syrefattiga) förhållanden (Tobiasson, S & Andersson, S, 2013). Lak- och fluxtesterna överensstämmer med resultaten i detta projekt och visade att Cu och Pb är hårdast bundna till sedimentpartiklar, medan Ni, Cd och Zn hade en större löslighet. Effekten av hypoxi på metallers rörlighet skiljer sig från metall till metall. För Cd ökade C_{diss} vid hypoxi medan den minskade för Cu och ännu mer under både resuspenderade och hypoxiska förhållanden, men inte lika tydligt under statiska (ostörda) förhållanden (Figur 25 och Tabell 18).

I projektets sista experiment undersöktes effekten av hypoxi på biotillgänglighet av Cu för mikroorganismer i sediment (3.8). Resultaten bekräftade att lösta Cu halten i porvatten minskar under hypoxi (Figur 26), samt att toxiciteten för Cu var också lägre under hypoxi, vilket beror på att biotillgängligheten för Cu minskade (Figur 27). Ur ett bioackumulations- och toxicitetsrisk perspektiv för fisk och mikroorganismer, som exponeras främst för den lösta fraktionen av metaller (C_{diss}) finner vi att deras exponering för flera metaller som Cu, As, Pb och Zn reduceras både vid partikel-resuspension och vid hypoxi och att vid en kombinerad effekt av både hypoxi och resuspension minskar läckaget från den fasta fasen till vatten helt och hållet (0 % läckage) (Tabell 18). Dessa resultat visar att det är viktigt att ta resuspension och syreförhållanden i beaktande vid platsspecifik riskbedömning av förorenade sediment, då de påverkar föroreningarnas spridning och deras biotillgänglighet.

I forskningslitteraturen har både en högre och en lägre metallavgång från sediment till vatten rapporterats vid syrebrist. Vissa studier har rapporterat att metall-läckaget ökar under hypoxi (Eggleton & Thomas, 2004; van Geest & Watson-Leung, 2016) medan andra att den minskar till exempel (Tobiasson, Stefan & Andersson, Susanna, 2013). Detta beror förmodligen på vilken metallfraktion som har analyserats C_{tot} eller C_{diss} , vilket dessvärre inte alltid framgår från studierna.

Resultaten i detta projekt visar att det är viktigt att skilja på totala och lösta metaller och att det är viktigt att rapportera vilken fraktion som mäts och helst att mäta båda fraktionerna vid riskbedömning. Som nämns ovan är de positivt för miljön att C_{diss} minskar vid resuspension och vid syrebrist eftersom det är den mest biotillgängliga fraktionen av metallerna. **En viktig konsekvens från våra resultat är att organismer som tar upp metaller främst genom diffusion, till exempel genom gälar på pelagisk fisk, inte utsätts för ökad toxicitetsrisk från metaller vid sediment-resuspension eller när syreförhållandena försämras.**

4.7 Riskbedömning enligt NEA-metoden

Sammanfattningsvis är NEA-vägledningen en mycket noggrann och komplett instruktion i hur en riskbedömning kan genomföras. Vi bedömer att modellen kan anpassas till många olika miljöer och situationer. Vi valde till exempel att fokusera på risken för spridning och i stort ignorera human risk, eftersom Oskarshamns hamn inte lockar till bad eller fiske. Modellen kan också anpassas till sötvatten genom att använda de effektbaserade riktvärden för sötvatten i NEA rapport m-241. Där finns även QS_{biota} – miljö kvalitetsnormer för koncentrationer i biota – som dock ej används i modellen. Beräkning av riskkvoter och risk för sekundärförgiftning med hjälp av QS_{biota} och uppmätta bioackumulerade koncentrationer i bottenfauna kan vara mycket användbart och ekologiskt relevant. Vi rekommenderar att det utreds om QS_{biota} är användbara för riskbedömning i Sverige.

I NEA-riskbedömningens steg 1 görs en konservativ screening med hjälp av effektbaserade riktvärden. Om den beräknade riskkvoten ligger under 1 är sannolikheten mycket stor att ingen risk föreligger, eftersom riktvärdena är bestämda konservativt. I samma steg rekommenderas (under toxicitetstester) att DR CALUX utförs. DR CALUX utvecklades som ett screeningverktyg för dioxiner och dioxinlika föroreningar. Metoden är billigare än traditionell kemisk analys men ger enbart ett mått på summan av AhR-aktiva föroreningar (de som binder till AhR-receptorn i cellers toxicitetsrespons) och är därmed ospecifik. Denna typ av *bioassay* är relevant att använda för att utreda biotillgänglighet och ekologiska effekter av föroreningar. Enligt metoden som NEA-vägledningen föreslår och som traditionellt använts för sediment föregås analysen dock av en kraftfull extraktion i lösningsmedel för att möjliggöra bestämning av den totala koncentrationen TEQ. Användaren av NEA-metoden bör ha i åtanke att DR CALUX i detta fall inte mäter den biotillgängliga fraktionen i sedimentet, utan en hårt extraherad totalhalt för att screena för dioxinlika föroreningar. Det är alltså förvirrande att DR CALUX ligger under toxicitetstester i NEA-vägledningen. I denna studie valdes DR CALUX bort i NEA-riskbedömningen eftersom data över dioxiner redan fanns tillgänglig för stora delar av hamnen och eftersom vi kunde utföra ytterligare kemiska analyser av dioxiner till ett bra pris.

Schablonvärdena i Nivå 2 speglar lokala förhållanden i varierande grad. Vissa standardvärden är så allmängiltiga att platsspecifika mätningar knappt tillför något. Andra faktorer är i praktiken så beroende av lokala förhållanden att standardvärdena ibland kan vara onödigt försiktiga. Som nämnts tidigare är m_{sed} (mängden uppvirvlat sediment vid fartygstrafik) en platsspecifik parameter som bör mätas med noggrannhet *in situ*, eftersom den påverkas av faktorer rörande sedimentets och fartygens egenskaper. För att göra realistiska beräkningar av spridning rekommenderar vi att platsspecifika K_d -värden och att platsspecifika BAF/BSAF tas fram, vilket också föreslås av

Saloranta m.fl. (2011). I områden med fartygstrafik behöver schablonvärden i modellen ersättas med platsspecifika mätningar av mängden uppgrumlat sediment och andra parametrar såsom sedimentets silt- och lerinnehåll. Detta är nödvändigt eftersom resuspension är en mycket viktig bidragande orsak till spridningen.

Bioackumulerade koncentrationer (C_{bio}) i bottenfauna beräknas med K_d och BAF eller $BSAF$. För att fastställa platsspecifika C_{bio} föreslår NEA-vägledningen bioackumulationstester eller mätning i fältprovtagna djur. Eftersom laboratorietester saknar många av de faktorer som finns *in situ*, förespråkar vi bestämning av koncentrationer i bottenfauna provtagen på platsen. I de fall då bottendjur samlas in för att bestämma statusen hos bottenfaunasamhället kan prover även tas för bestämning av C_{bio} .

En skillnad mellan NEA- och TRIAD-metoderna är att den sistnämnda sammanväger den totala risken och applicerar ett osäkerhetsvärde till den, medan NEA-metoden ej ger ett mått på den sammanvägda risken. I stället beräknas eventuell överskridande av det modellerade värdet med de effektbaserade riktvärdena. Till exempel beräknar NEA-modellen spridning utifrån sedimentkoncentrationer satta till riktvärdena och använder det som gränsvärde för acceptabel spridning. Eventuell överskridning måste sättas i relation till riskbedömningens noga formulerade mål.

Medan TRIAD-metoden beräknar osäkerhet kopplad till den sammanvägda risken, litar NEA-metoden på konservatism för att tackla osäkerheter, till exempel genom att använda *application factors* när riktvärden beräknas. Med dessa faktorer tas höjd för att osäkerheter finns i datan som ligger till grund för bestämningen av gränsvärdet (som då sänks). Även K_d -värden har valts konservativt för att inte underskatta spridning till vatten och djur.

4.8 Riskbedömning enligt TRIAD-metoden

TRIADen liknar NEA-metoden, då båda har en stegvis ansats i tre nivåer, från gallring till mer och mer platsspecifik. En nackdel jämfört med NEA-metoden är att den saknar ett beräkningsverktyg i Excel som NEA har, och att den beräknar endast miljörisken, dvs. inte spridningsrisk eller humanrisk. Nederländska versionen av TRIAD-metoden föreslår också hur man kan inkludera mätningar av bioackumulation (BAF värden) för att bedöma ekologisk risk genom spridning från sedimentlevande bottenfauna till högre trofnivåer i näringskedjan och hälsorisk i toppredatorer (med likande beräkningar som i NEA-metoden) men i projektet har vi endast beräknat miljörisker för Oskarshamns sediment för att demonstrera hur TRIAD-metoden kan användas. En annan fördel med TRIAD-metoden är att resultaten presenteras i tabellform, med trafikljusmärkta riskvärden på ett sätt som är lätt att förstå och kommunicera till alla berörda parter (problemägare, myndigheter, konsulter) (se Tabell 25).

I projektet har vi använt TRIAD-metoden för att beräkna miljörisker från Oskarshamns sediment jämfört med referensområdet vid Askö (3.10). Vid skalningsomräkningar av datan justeras mätvärdena från de förorenade områdena (inre & yttre hamnen) med mätvärden från referensområdet. Därför blir beräknade riskvärden för referensområdet alltid 0. En svaghet med metoden är att eftersom alla riskvärden beräknas från en jämförelse med referensområdet är det viktigt att ha ett representativt referensområde, dvs. att sedimentet i referensområdet, förutom att ha lägre föroreningshalter, bör ha liknande fysikaliska, kemiska och biologiska egenskaper som i det förorenade området. Som konstaterades i vår tidigare TRIAD-undersökning för förorenad mark (Jones, Celia m.fl., 2009), kan det vara svårt att hitta bra referensområden och lämpliga referensprovtagningpunkter, eftersom föroreningarna

kan även påverka området fysiskt (i vårt fall hittade vi t.ex. rester av tegel och annat industriavfall i hamnen, som kan påverka djuren). I Oskarshamn provade vi först att välja lämpliga referensprovtagningpunkter i närområdet, längs med kusten norrut från hamnen. Men vi kunde inte hitta ett lämpligt opåverkat område, då sedimenten i närområdet på samma djup fanns oftast i hålor med svart sulfidrikt sediment, påverkat av övergödning och/eller sediment med relativt höga förroreningshalter. Vi bestämde därför att använda referensområdet Uttervik vid Askö, som har samma djup, ligger i ett Naturreservat och som ingår som referensstation i Sveriges nationella miljöövervaknings-program. De testorganismer som användes för bioackumulationstester och toxicitetstester samlades in från samma referensområde, vilket gjorde att vi kunde ha bra kontroller i testerna (dvs djuren i kontrollerna hölls i deras egna sediment). I projektet är det sannolikt att vissa effekter, särskilt för ekologiska mätningar, inte beror endast på sedimentföroreningar utan på andra parametrar som skiljer sig mellan områdena, till exempel sedimenttyp och mineralsammansättning. Här i projektet visas TRIADen mest för att demonstrera metoden. För kommande riskbedömningar föreslår vi att en inledande undersökning görs för att identifiera lämpliga referensområden, samt att fler än ett sådant referensområde tas med i bedömningen om det är möjligt.

Resultaten från TRIADen redovisas i 3.10. Under steg 1, valde vi i demonstrations-syfte att inte ha med några mätningar i ekologiska linjen. Riskvärden anges mellan 0 (låg risk) och 1 (hög risk). Värden < 0,2 är låg risk (grön), > 0,2–0,5 är medelhög (gul), och > 0,5 är hög risk (röd). Resultaten i steg 1 visade en *hög* risk (0,57) för inre hamnen och en *medelhög* risk (0,42) för yttre hamnen. Men osäkerheten var hög, avvikelse 0,45 för yttre hamnen och 0,35 för inre hamnen. De höga osäkerhetsvärdena, särskilt i yttre hamnen, ledde till steg 2 med en fördjupad undersökning. I steg 2, inkluderades nu ekologiska data från undersökning av bottenfauna och fler kroniska toxicitetstester, med både dödlighet och subletala effekter (effekt på reproduktion, embryonalutveckling och tillväxt). Totala (integrerade) risken var nu lite lägre och visade fortfarande en *hög* risk i inre hamnen (0,51) (var 0,57 i steg 1) och en *medelhög* risk i yttre hamnen (0,31) (var 0,42 i steg 1). Osäkerheten kring riskvärdena var nu lägre, 0,27 för inre hamnen och 0,38 i yttre hamnen. I TRIAD-metoden rekommenderas en avvikelse < 0,3 som acceptabel osäkerhet. Dvs. att **enligt metoden kan riskbedömningen avslutas här för inre hamnen, den visar tämligen säkerhet att inre hamnen utgjorde en hög risk** (baserat på sediment som samlades in före hamnsaneringen). **Medan för yttre hamnen, med en avvikelse på 0,37 rekommenderas att man går vidare och utför en full platsspecifik bedömning.**

I steg 3 lades fler platsspecifika mätningar till i yttre hamnen, som meiofauna och biogeokemiska fluxer. Det ökade den totala miljörisken till 0,37 (från 0,31), medan osäkerheten minskade något från 0,38 till 0,35, men är fortfarande för hög. Eftersom mätning av meiofauna och biogeokemiska fluxer är mycket tids- och expert-krävande kan vi rekommendera dem i forskningssyfte men inte som standardmetoder vid platsspecifika riskbedömning.

4.9 Hur användbara är de olika mätvariablerna för riskbedömningen?

I tabell 28 presenterar vi ett förslag, baserat på våra resultat, på vilka testmetoder som bör ingå i en platsspecifik riskbedömning, under steg 1, steg 2 och steg 3, med TRIAD- eller NEA-metoderna.

Tabell 28. TRIAD steg 3 – Platsspecifik riskbedömning.

	Metod	Mätvariabel	Beskrivning	Kommentar
Nivå 1: Gallring Kemiska	Sedimentparametrar	Kornstorlek, TOC, sot	Ta sedimentprover, okulär besiktning luktar svavelväte: ja/nej	Viktigt med representativa prover för att bedöma rumslig variation
	Halter i sediment	kemiskaanalyser	Finns tidigare mätningar, vilka föroreningar ? TIEs ?	För dioxiner rekommenderas hellre kemiska analyser, inte CALUX
	Riskkvoter (RQ)	Totalhalt/gränsvärde	Använd effektbaserade gränsvärden	Ger ett riskvärde per förorening
	Toxisk potential (TP)	Summa TP	Leta upp bra referenspunkter, referenssområden	Inkluderar cocktail effekten, ger ett riskärde mellan 0-1
Ekotoxikologiska	Toxicitetstester	Porvatten	Nitocra (96 h), eller Daphnia (7 d)	Ger en bra indikation på om provvattnet är toxiskt
		Sållat sediment	14 d test med Hyallela (eller liknande)	Välj organismer som går att odla på lab
Ekologiska	Bottenfauna	Makrofauna	Endast om tidigare data finns från miljöövervakning	Mäta BQI & bedöma miljötillstånd från befintlig data,
	Annan data	Halter i biota	Finns andra rapporterade data, i fisk, blåmusslor	Annan ekologisk data som kan ge en tidig indikation
Nivå 2: Detaljerad Kemiska	Samla in bottenfauna	Mät halter i djuren	Beräkna bioackumulations faktorer BAF, eventuellt BSAF	Ger ett mått på biotillgänglighet och för transport i näringskedjan
	Magsaftextraktion	Metaller, POPs	Extrahera sedimentprov med artificiell magsaft	Bra och snabb metod för att mäta ämnas biotillgänglighet
Ekotoxikologiska	Toxicitetstester med naturligt sediment	Dödlighet	Testbatteri med flera testorganismer. Långtidsexponering	Viktigt att ha flera olika organismer (minimum 4) och att mäta
		sub-letala effekter	effekter på embryonal utveckling, eller på reproduktion	både dödlighet och sub-letakla kroniska effekter
Ekologiska	Bottenfauna	Makrofauna	Samla in prover för taxonomisk analys av makrofauna	Beräkna BQI och miljötillstånd
Nivå 3: Platsspecifik Kemiska	Samla in mer data	vattenström, turbiditet	Fler platsspecifika variabler för att mäta spridningsrisk	
	Skaktester	sorption/desorption	Särskilja lösta och partikelbundna föroreningar	
Ekotoxikologiska	Mätning in situ	Exponera organismer i fält	T.ex. burförsök, samla in fisk för att mäta humanrisk	Mät lösta föroreningshalter, beräkna frisättning av föroreningar
Ekologiska	Mesokosmer	Passiva provtagare	Sätt ut i fält eller i mesokosmer (sedimentproppar)	
		Meiofauna	Taxonomi med mikroskop eller molekylära metoder	Rekommenderas inte för riskbedömning i nuläget, tar för lång tid
		Mikroorganismer	Taxonomi med molekylära metoder, DNA-metbarcoding	Rekommenderas inte för riskbedömning i nuläget, tar för lång tid
		Biogeokemiska fluxer	Fluxmätningar i sedimentproppar	Rekommenderas inte, pga adaptation

4.10 Framtidsperspektiv: implementering av riskbedömningstekniken i nya fältpiloter och vägledningar

Ett av projektets huvudresultat är att föroreningarna i Oskarshamns sediment har en mycket låg biotillgänglighet relativt de höga halterna. Enligt våra biotillgänglighetsmätningar genom magsaftextraktion var knappt 1 % av dioxinerna i inre hamnens sediment biotillgängliga före saneringen. Endast upp till 2 % av dioxinerna i yttre hamnens sediment var biotillgängliga. Det visar att 98–99 % av dioxinerna är så pass hårt bundna till sedimentpartiklarna att de passerar genom mag-tarmen utan att assimileras i djuren. För metaller syntes samma trend – biotillgängligheten var generellt under 1 % av de totala metallhalterna i sedimenten, förutom för Zn där upp till 5 % var tillgängligt för upptag i djuren. Dessa resultat stämde också väl överens med bioackumulationsmätningar i bottenfaunan. Bioackumulation i djuren mättes både i bottenfauna från hamnen och med bioackumulationsexperiment med bottendjur som samlats in från referenslokalen vid Askö. Djuren exponerades för hamnsediment i ett två månader långt akvarieförsök tills jämvikt mellan halter i djur och sediment uppnått. Upptaget beskrevs med bioackumulationsfaktorn *BAF*, som beskriver förhållandet mellan föroreningshalter som bottendjuren ackumulerat och totala föroreningshalter i sediment, oavsett exponeringsväg (upptag genom födan och diffusion från ovanliggande vatten och porvatten). *BAF*-värden för dioxiner var mellan 0,13 och 0,52. För PCB var *BAF*-värdena mellan 0,6 och 0,9. För metallerna var *BAF*-värdena alla under 1, förutom för Cu med *BAF* mellan 1,5 och 2 och 1,5 för Zn. Ett *BAF*-värde under 1 visar att djuren har tagit upp lägre halter än sedimentens totalhalt. Rapporterade *BAF*-värden i andra studier är ofta betydligt högre, mellan 10 och upp till flera tusen för metaller (Sara Karlsson m.fl., 2002). Att biotillgängligheten av föroreningarna från hamnens sediment är mycket låg beror förmodligen på att de främsta utsläppen från kopparfabriken och andra tillverkningsindustrier skedde för mer än 50 år sedan och att bindningen av föroreningarna till sedimentpartiklar har ökat med tiden (Alexander, 2000), samt att de mest mobila/biotillgängliga fraktionerna har transporterats bort. Om biotillgängligheten är låg kommer beräknade miljörisker baserade på riskvoter, där totala halter delas med ett gränsvärde, att kraftigt överskatta risken. **Eftersom magsaftextraktioner med de metoder som vi använt i projektet var både snabba och stämde relativt väl överens med föroreningshalter i bottendjuren, både för organiska ämnen och för metaller, rekommenderar vi att magsaftextraktioner (eller liknande biotillgänglighetsmätningar) utförs som en av de första mätningarna vid en fördjupad analys (steg 2). För att validera magsaftextraktionerna rekommenderar vi att bottendjur och sedimentprov från området samlas in och analyseras för ackumulerade föroreningshalter och att *BAF* jämförs med biotillgänglighet.**

En låg biotillgänglighet betyder att lägre andel av föroreningshalter i sedimenten ackumuleras i djuren, men det betyder inte nödvändigtvis en låg risk. Om sedimenten innehåller höga föroreningshalter, som är fallet i Oskarshamn, kan även ett lågt upptag innebära en risk för sekundärförgiftning genom näringskedjan. Låga föroreningshalter i bottendjuren kan transporteras vidare till andra predatorer och successivt öka genom näringskedjan (biomagnifikation). Förhöjda föroreningshalter i fisk kan i sin tur leda till en hälsorisk i toppkonsumenter, som sjöfågel och människor, genom sekundärförgiftning (Wernersson & Pettersson, 2023). Sekundärförgiftning av toppkonsumenter

beaktas sällan vid riskbedömning. **Enligt våra beräkningar i NEA-modellen som bland annat baseras på modellerade halter i fisk från uppmätta halter i bottenfauna, beräknade från fördelningskoefficienter, att spridningen av sedimentföroreningar till djur i området innebär en ekologisk risk och att bioackumulering utgör en viktig spridningsväg.**

Hälsorisker för människor beräknade enligt NEA-modellen visade till exempel att As och Hg utgör en förhöjd hälsorisk för vuxna och barn som äter fisk från hamnen. Men riskbedömningen i NEA förutsatte att människor fiskar i yttre hamnen och konsumerar 138 gram fisk per person och dag, vilket är osannolikt. Ett annat sätt att bedöma sekundärförgiftning är att jämföra bioackumulerade halter i djuren med hälsoriskbaserade riktvärden för biota (EQS_{Biota}). NEA-metoden använder inte sådan bedömning i sitt beräkningsverktyg, men en lista med EQS_{Biota} värden och metoder för att beräkna hälsorisker med EQS_{Biota} föreslås inom EUs vattendirektiv (European Union, 2014) och i norska vägledaren M409 (Breedveld & Ruus, 2018).

Vi har inte beräknat ekologiska risker från ackumulering genom näringskedjan och sekundärförgiftning, men vi föreslår att detta görs under steg 2 eller 3 vid en platsspecifik riskbedömning genom att jämföra uppmätta ackumulerade halter (fisk) med framtagna EQS_{Biota} -värden.

Som vi beskriver i Tabell 28, behöver mätningar på biogeokemiska fluxer, meiofauna eller mikroorganismer inte tas med som standard vid platsspecifika riskbedömningar av förorenade sediment. Detta då metoderna är så pass arbetsintensiva och tidskrävande. Till exempel tog det oss cirka två år och kostade runt 300 000 kr att mäta diversitet av mikroorganismer och funktionella gener med nya metagenomiska metoder. Ett annat problem som vi lyft fram med biogeokemiska fluxer är att eftersom organismerna anpassar sig till föroreningarna, så kommer många funktioner (till exempel mineralisering av organiskt material, kväveomsättning) att kunna upprätthållas även när området är förorenat. Mikrobiella bottensamhällen som anpassat sig till sedimentföroreningar kan utföra samma funktioner som de mer känsliga organismerna i mindre förorenade områden (funktionell redundans). Däremot rekommenderar vi att sedimentlevande makrofauna (djur > 1 mm) analyseras med standardiserade övervakningsmetoder. I samband med makrofaunan samlas in föreslår vi också att djur och sedimentprover sparas för kemiska analyser. I Östersjön föreslår vi att östersjömusslan *Macoma balthica* används som testorganism för att mäta bioackumulation och för beräkning av sekundärförgiftning genom jämförelse med EQS_{Biota} och metoder som beskrivs av Wernersson och Pettersson (2023).

Det finns idag flera vägledningar för riskbedömning av både förorenad mark och sediment. Nya vägledningar visar till exempel metoder för att inventera förorenade sedimentområden, bedöma föroreningsgraden för att underlätta prioritering av vilka områden som behöver åtgärdas eller undersökas mer i detalj (Naturvårdsverket, 2010, 1999; Thuresson, 2024; Wernersson m.fl., 2025). Andra rapporter går in specifikt på riskbedömningsmetoder (Berggren och Enell 2021; Persson m.fl. 2006; Wernersson och Pettersson 2023). Således finns redan generella vägledningar och alla byggstenar idag för att kunna ta fram nya platsspecifika riskbedömningar av förorenade sediment i Sverige. Det som saknas är fler praktiska exempel som i detta projekt. Vi hoppas att projektets resultat kommer till användning i kommande riskbedömningar och föreslår att fler fallstudier där forskare, problemägare, konsulter och myndigheter samverkar utförs. Det finns ett stort behov att ta fram praktisk handledning för problemägare om hur kostnads- och tidseffektiva riskbedömningar i förorenade områden bör utföras för att kunna prioritera vilka områden som behöver åtgärdas.

5. Slutsatser

Projektet har undersökt:

- Hur väl kemiska riskkvoter baserade på totalhalter bedömer miljörisker i sediment.
- Om riskbedömningen förbättras med toxicitetsmätningar på bottendjur eller mätning av biotillgänglighet, och hur biotillgänglighet kan skattas och användas.
- Om fler ekologiska mätningar minskar osäkerheten, och vilka som är mest relevanta.
- Hur bra är norska riskbedömningsverktyget (NEA-metoden) för att beräkna spridningsrisken och risker för människor och miljön?
- Hur bra är TRIAD-metoden för att räkna fram integrerad risk?
- Kan NEA- eller TRIAD-metoden användas för att prioritera vilka förorenade sedimentområden i Sverige som eventuellt behöver saneras?

Alla frågor har behandlats i projektet. Nedan följer en sammanfattning av slutsatserna.

- Riskkvoter är enkla att mäta och standardisera men deras tillförlitlighet beror på de riktvärden som används. I projektet användes effektbaserade riktvärden från Norges vägledare (Breedveld och Ruus 2015), vilka ofta överskattar toxicitetsrisken eftersom de grundas på tester med vattenlevande djur som sedan har omräknats för sedimentlevande djur med hjälp av fördelningskoefficienter. I projektet har vi utfört ett batteri av toxicitetstester på sedimentlevande djur. Våra egna toxicitetstester visar lägre toxicitet än vad riskkvoterna antyder. Resultaten bekräftar att mer platsspecifika riktvärden för olika sediment-typer och organismer behöver tas fram, samt att osäkerheten i riskbedömningen minskar påtagligt när toxicitetstester används i tillägg till riskkvoter, så som föreslås både i Nea- och i TRIAD-metoden.
- Både NEA- och TRIAD-metoden rekommenderar tidiga toxicitetstester med sedimentlevande djur. I projektet testades flera känsliga brackvatten levande märkräftar. Ingen akut toxicitet upptäcktes vid exponering för sediment från Oskarshamn, varken från inre hamnen (före saneringen) eller från yttre hamnen. Däremot ledde en längre exponering (flera veckor) till ökad dödlighet (ca 50 %) och fler missbildade embryon. Olika arter reagerade olika – vitmärlan *Pontoporeia femorata* var dubbelt så känslig som *Monoporeia affinis*. Resultaten visar att toxicitetstesterna bör inkludera flera olika organismer och mätvariabler.
- I projektet användes för första gången en ny metod för att ta fram platsspecifika riktvärden för sedimentlevande mikroorganismer (bakterier och arkéer), med hjälp av metagenomiska metoder och artkänslighetsfördelning (SSD). Mikroorganismernas artdiversitet bestämdes med RNA streckkodning och plottades mot olika halter av föroreningar (i vårt fall en ökande dos av koppar), sedan kunde nya riktvärden för Cu beräknas fram från en artkänslighetskurva, där gränsvärdet motsvarar ett värde där max 10 % av diversiteten mikroorganismer påverkas.

- Våra resultat visar att mikroorganismer i Oskarshamn klarar högre nivåer av koppar än de i referensområdet. Det innebär att de nuvarande allmänna riktvärdena för förorenade områden kanske är för strikta, i alla fall för mikroorganismer eftersom värdena inte tar hänsyn till organismernas förmåga att anpassa sig och utveckla tolerans mot historiska föroreningar. Genom metoden som togs fram i projektet (metagenomik kombinerat med artkänslighetsfördelning) går det att ta fram platsspecifika riktvärden för mikroorganismer i historiskt förorenade områden.
- Biotillgänglighet: Projektet testade tre metoder för att skatta biotillgänglighet: *in vivo*, passiva provtagare och *in vitro* magsaftextraktion. Alla visade att endast en mycket liten andel av föroreningarna i hamnens sediment är tillgänglig för upptag i bottendjur. Till exempel för dioxiner och andra liknande organiska föroreningar var endast 1–2 % av dioxinerna biotillgängliga. Det vill säga att 98–99 % av alla dioxiner och furaner är så hårt bundna till sedimentpartiklarna att de inte är tillgängliga för upptag i djuren.
- För metaller visade magsaftextraktionerna liknande resultat som för organiska miljögifter, med en biolöslig fraktion generellt under 4 % för alla metaller. Det bekräftar att bedömning av miljörisker kan kraftigt överskattas om den endast baseras på totala föroreningshalter och kemiska riskkvoter.
- Våra resultat visade en god relation mellan halter som ackumuleras i djur och biolöslig halt mätt genom med magsaftextraktioner, både för organiska ämnen och för flera metaller. Då magsaftextraktion är en relativt snabb och enkel metod rekommenderar vi att den används tidigt i riskbedömnings-processen (vid steg 2).
- För att kunna använda biotillgänglighetsmätningar vid riskbedömning av andra liknande förorenade områden i Sverige behövs en fortsatt validering och standardisering av biotillgänglighetsmetoderna (magsaftextraktion *in vitro* och passiva provtagare). Vi behöver också vidareutveckla beräkningsmetoder för hur totalhalter ska justeras för biotillgänglighet, och sedan behövs även en kunskapsöverföring för att få acceptans hos tillsynsmyndigheter att förorenade sediment kan kvarlämnas utan sanering om föroreningarnas biotillgänglighet är tillräckligt låg.
- TRIAD-metodens riskbedömning visade att osäkerheten i riskvärdena minskade avsevärt när biologiska analyser av bottenfauna kompletterade kemiska och toxikologiska mätningar. Detta understryker vikten av att inkludera makrofauna-data vid platsspecifika riskbedömningar. Vi rekommenderar därför att undersökning av makrofauna alltid ingår som standardmetod vid platsspecifik riskbedömning av förorenade sediment.
- TRIAD-metodens riskbedömning visade att när även meiofauna mäts, minskar osäkerheten kring miljörisken jämfört med att bara undersöka makrofauna. Dock är denna minskning i osäkerhet ganska liten i förhållande till hur mycket extra arbete det kräver att mäta meiofauna. Därför kan vi vid tidpunkten för rapporten inte rekommendera att undersökning av meiofauna ingår vid platsspecifik riskbedömning av förorenade sedimentsediment.
- Samma sak gäller mätning av biogeokemiska fluxer. När mätning av funktionella variabler som respiration, kväveomsättning och metanproduktion inkluderades i TRIADen under ekologiska undersökningslinjen vid steg 3, reducerades osäker-

heten, men endast marginellt, och miljörisken påverkades inte. Därför kan vi inte rekommendera att funktionella mätningar inkluderas som standard vid plats-specifik riskbedömning.

- Vid hamnsaneringen i Oskarshamn var åtgärds målet att långsiktigt minska risker för spridning av miljögifterna från hamnen till Östersjön med 90 %. Beräkning av spridningsrisken enligt NEA-metoden bekräftade att partikel-resuspension från båttrafiken i hamnen var den viktigaste faktorn som styr totala spridningen från hamnen. I projektet utfördes experiment med simulerad propellererosion och bekräftade att partikel-resuspension ökade sedimentavgången av lösta högmolekylära PAH-H och PCB-7 med ca 50 %. På grund av den höga kostnaden för dioxinanalyser mättes endast påverkan av resuspension på PCB:er och PAH:er, inte på dioxiner. Det är troligt att lösta dioxiner följer samma trend och att spridningsrisken för dioxiner är cirka 50 % högre vid resuspension.
- För metaller varierade effekten av resuspension från metall till metall. För Cd och Zn minskade lösta metallhalter signifikant vid resuspension, effekten av resuspension var den motsatta än för hydrofoba ämnen. Det kan förklaras av att lösta metaller i vattnet binder till suspenderade partiklar vid resuspension, och därmed minskar den lösta fraktionen av metaller i vattnet. En sådan effekt är tvärtom än vad man förväntar utifrån mätningar av totala metallhalter. Detta är viktigt för bedömning av toxicitetsrisken eftersom lösta metaller är den fraktionen som är mest biotillgänglig. Det innebär att exponeringsrisken för organismer som pelagisk fisk, som tar upp metaller främst genom gälar, minskar vid partikel-resuspension, medan den kan öka för djur som aktivt fångar partiklar som till exempel filtrerande blåmusslor. Resultaten belyser att det är viktigt att både totala och lösta halter av föroreningar mäts i vattnet vid platsspecifik riskbedömning, samt att man kvantifierar partikelhalten i vattnet för att bedöma hur spridningsrisken påverkas vid resuspension.
- Syrehalten i bottenvattnet är också en viktig parameter som påverkar metallernas biotillgänglighet och därmed miljörisken. Resultaten i projektet bekräftade att lösta halter av metaller som till exempel Cu i porvatten minskar under hypoxi, samt att toxiciteten för Cu var också lägre under hypoxi, vilket beror på att biotillgängligheten för Cu minskade. Projektets resultat visar att det är viktigt att beakta både partikel resuspension och syreförhållanden i bottenvattnet vid platsspecifik riskbedömning av förorenade sediment, då de påverkar föroreningarnas spridning och deras biotillgänglighet.
- Sammanfattningsvis är NEA-vägledningen en mycket noggrann och komplett instruktion i hur en riskbedömning kan genomföras. Enligt våra beräkningar i NEA-modellen som bland annat baseras på modellerade halter i fisk från uppmätta halter i bottenfauna, beräknade från fördelningskoefficienter, att spridningen av sedimentföroreningar till djur i området innebär en ekologisk risk och att bioackumulering utgör en viktig spridningsväg. I projektet har vi inte beräknat ekologiska risker från ackumulering genom näringskedjan och sekundärförgiftning, men vi föreslår att detta görs under steg 2 eller 3 vid en platsspecifik riskbedömning genom att jämföra uppmätta ackumulerade halter (fisk) med framtagna EQS_{Biota} -värden.
- En skillnad mellan NEA- och TRIAD-metoderna är att den sistnämnda sammanväger den totala risken och applicerar ett osäkerhetsvärde till den, medan NEA-metoden ej ger ett mått på den sammanvägda risken. I stället beräknas eventuell överskridning av det modellerade värdet med de effektbaserade riktvärdena.

- TRIAD-metoden är effektiv för att riskbedöma Oskarshamns sediment, då den ger både riskvärden och osäkerheter i en lättförståelig tabell. Ett problem är kravet på ett bra referensområde, vilket ofta är svårt att hitta. Vid framtida bedömningar rekommenderas att mer än ett referensområde inkluderas i bedömningen.

6. Tillkännagivanden

Projektet genomfördes inom ramen för utlysningen *Förrorenade sediment 2020* och finansierades av Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag. Naturvårdsverket (NV), samt handläggare och kontaktpersoner Neda Farahbakhshazad, Clara Neuschütz, Jon Engström, Per Nilsson och Niklas Edvinsson vid Havs- och Vattenmyndigheten, har bidragit med värdefullt stöd. Jana Weiss vid ACES Stockholms universitet har granskat projektet. Statens geotekniska institut (SGI) har delfinansierat projektet inom programmet för forskning- och teknikutveckling Tuffo. Stockholms universitet (SU) har stöttat med in kind-medfinansiering av forskare och doktorandlöner.

Samverkan med hamnsaneringsgruppen i Oskarshamn, inklusive Bodil Liedberg Jonsson, Anders Bank, Therese Steinholtz, Fredrik Hansson, Ulrika Larsson och Claes Mollén, har varit avgörande för projektets genomförande. Kent Utterström (ALS) och Horst Rottler (Oekometrics, Tyskland) har bistått med rådgivning och kemisk analys. Medförfattare och forskarkollegor – Elias Broman, Sara Forsberg, Robert Rämö, Stefano Bonaglia, Anna Sobek, Anne Kreutzer, Gesine Witt, Stefan Tobiasson och Jakob Walve – har tillfört resultat till projektet.

Ytterligare tack riktas till doktorander, studenter och personal vid DEEP, SU, samt miljöövervakningens och marinekologiska laboratoriets medarbetare för deras insatser, särskilt Ola Svensson, Johanna Honkanen, Caroline Raymond, Thomas Tillman, Rebecca Hörnfeldt och Kristina Önstedt (ekonomihandläggare). Personal vid Askölaboratoriet, besättningen på *Electra* och *Fyrbyggaren* – Eva Lindell, Mathias Murphy, Thomas Strömsnäs, Calle Wilten, Peter Kassesjö, Henrik Andersson – samt båtpersonalen på *Uhro*: Mathias Sundström och Kristian Vinskär på *Utkiken* i Oskarshamn, har bidragit till fältarbetet.

Ett stort tack också till Yvonne Bator på Arkitektkopia för hjälpen med rapportens layout.

Tack även till Peter Chapman, Michiel Rutgers, Mickael Gilek, Celia Jones, Torgeir Bakke, Gijs Breedveld och Anders Ruus för ert pionjärbete med riskbedömningsmetoder som är grunden för beräkningarna i detta projekt. Slutligen tack till alla som hjälpt till i projektet, som inte nämns i listan.

7. Publikationer i projektet

Rämö, R.; Bonaglia, S.; Nybom, I.; Kreutzer, A.; Witt, G.; Sobek, A.; Gunnarsson, J. S. Sediment Remediation Using Activated Carbon: Effects of Sorbent Particle Size and Resuspension on Sequestration of Metals and Organic Contaminants. *Environmental Toxicology and Chemistry* **2022**, 41 (4), 1096–1110. <https://doi.org/10.1002/etc.5292>

Rämö R.; Karlsson A.; Sawyers J.; Gunnarsson J. S. Remediation of contaminated harbor sediment with granular activated carbon mitigates mortality and reproductive disorders in a sentinel amphipod species. In: *Sediment remediation using activated carbon: amending knowledge gaps*. PhD thesis, Stockholm University. **2022**. ISBN PDF 978-91-7911-765-8.

Broman, E.; Abdelgadir, M.; Bonaglia, S.; Forsberg, S. C.; Wikström, J.; Gunnarsson, J. S.; Nascimento, F. J. A.; Sjöling, S. Long-Term Pollution Does Not Inhibit Denitrification and DNRA by Adapted Benthic Microbial Communities. *Microb Ecol* **2023**, 86 (4), 2357–2372. <https://doi.org/10.1007/s00248-023-02241-7>

Wikström, J., Forsberg, S.C., Maciute A., Nascimento, F. J. A., Bonaglia, S., Gunnarsson, J.S. Thin-layer Capping with Granular Activated carbon and Calcium-Silicate to Remediate Organic and Metal Polluted Harbor Sediment – A Mesocosm Study. *Science of the Total Environment* **2024**, 946, 174263. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.174263

Pal D. and J.S. Gunnarsson. Marine sediment remediation through tiered risk assessment approach. In : *Coastal and Marine Pollution: Source to sink, mitigation and management*, Chapt 15, p. 305–319. Wiley and sons Ltd **2025**. <https://doi.org/10.1002/9781394237029.ch15>

Pal, D.; Fonseca, A.; Nascimento, F.; Olsson M.; Gunnarsson, J.S. Pollution-induced tolerance to copper (Cu) in microorganisms under oxic and hypoxic conditions in Baltic Sea sediments: Sub-lethal sensitivity thresholds measured on community structure and gene expression. *Journal of Hazardous Materials*. **2026**. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2026.141135>

Examensarbeten som utförts i projektet:

Stockhaus, A. Effects of particle resuspension on the release of PCB from contaminated harbor sediments remediated with the sorbents activated carbon and Polonite. MSc thesis, 60 ECTS, Stockholm University, **2022**, 44 pages.Handledare: Jonas Gunnarsson. Fick pris som årets bästa examensarbete på konferensen *Renare Mark 2022*

Harryson Oliveberg, F.M. Förorenade sediment: en case study på Oskarshamns hamns kontaminerade sediment samt deras påverkan på biotan. BSc thesis, självständigt arbete i marinbiologi 15 hp, **2022**. 29 sidor. Handledare: Jonas Gunnarsson.

Strandgaard, S. Toxicity evaluation of contaminated sediment from the Oskarshamn harbor and risk reduction through *in situ* thin-layer capping. MSc thesis, 60 ECTS, Stockholm University, **2026**. Handledare: Jonas Gunnarsson.

8. Källhänvisning

- Aarnio, K., Sandberg, E., & Bonsdorff, (1991). Benthic predation on shallow-water macro- and meiofauna in the Baltic Sea: An experimental comparison between *Pomatoschistus minutus* (Pisces) and *Saduria entomon* (Crustacea). *JSTOR*, 28(1), 41–48. <http://www.jstor.org/stable/23734644>
- Alexander, M. (2000). Aging, Bioavailability, and Overestimation of Risk from Environmental Pollutants. *Env Sci Technol*, 34(20), 4260–4265.
- Allard, Ann-Sofie & Gunnarsson, Jonas. (2009). *Ekotoxikologiska undersökningar av förorenad jord från utvalda förorenade områden—Bilaga B* (No. Rapport 5983-Bilaga B; Hållbar sanering, s. 99–161). Naturvårdsverket (NV). <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1623036/FULLTEXT01.pdf>
- Alves, A. S., Adão, H., Ferrero, T. J., Marques, J. C., Costa, M. J., & Patrício, J. (2013). Benthic meiofauna as indicator of ecological changes in estuarine ecosystems: The use of nematodes in ecological quality assessment. *Ecological Indicators*, 24, 462–475. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.07.013>
- Andersson, Susanna. (2012). *Tungmetaller och miljögifter i blåmusslor In-situ mätning i Oskarshamns hamn 2010 och 2011* (No. 2010:08). Linnéuniversitetet, Institutionen för naturvetenskap.
- Apler, A., Snowball, I., Frogner-Kockum, P., & Josefsson, S. (2019). Distribution and dispersal of metals in contaminated fibrous sediments of industrial origin. *Chemosphere*, 215, 470–481. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.010>
- Arner, Erik. (2000). *Oskarshamns hamn – Kartering av förorenade sediment – Undersökningsrapport* (2000-03-15 No. 140127; s. 16). SCC Scandiaconsult Sverige AB.
- Arnér, M., & Persson, J. (2004). *Föroreningshalter i fisk inom och utanför Oskarshamns hamnbassäng* (No. 2004:17).
- Arnér, Marie. (2005). *Biologisk beskrivning av kustområdet* (Oskarshamns hamnsanering No. O-2004:9; s. 26). WSP Environmental. https://www.oskarshamn.se/globalassets/mer-om-kommunen/dokument/hamnsanering/rapporter-och-utredningar/miljo/m_2004-9_biologisk_beskrivning_kustområdet_mar-05.pdf
- Arnér, Marie & Persson, Johan. (2005). *Föroreningshalter i fisk inom och utanför Oskarshamns hamnbassäng* (Oskarshamns hamnsanering No. O-2004:17; Oskarshamns kommun, s. 30 pages). WSP Environmental.
- Arp, H. P. H., Ruus, A., Macken, A., & Lillicrap, A. (2014). *Kvalitetssikring av miljökvalitetsstandarder* (Miljödirektoratet No. 14088115; s. 199 p.). NIVA och NGI. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m241/m241.pdf>
- ASTM. (2020). *Standard Guide for Determination of the Bioaccumulation of Sediment-Associated Contaminants by Benthic Invertebrates* (Standard method guideline No. ASTM E-1688-19). American Society of Testing of Materials. <https://www.astm.org/e1688-19.html>

- Baccaro, M., Worth, A., Dubois, G., Robuchon, M., Carletti, A., & Bernasconi, C. (2025). *Protection of biodiversity as the ultimate goal of environmental safety assessment: How does chemical pollution affect biodiversity?* (No. JRC140133). European Union. <https://doi.org/10.2760/1215173>
- Bakke, T., Källqvist, T., Ruus, A., Breedveld, G., & Hylland, K. (2010). Development of sediment quality criteria in Norway. *Journal of Soils and Sediments*, 10, 172–178. <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0173-y>
- Bank, Anders & Carlsson, Bo. (2005). *Huvudstudierapport sanering av hamnbassängen i Oskarshamn—Miljö- och hälsoriskbedömning samt åtgärdsutredning* (No. 2004:21; Oskarshamns hamnsanering, s. 77 sidor). Golder Associates AB, Envipro Miljöteknik AB.
- Beelen, P. (2004). A review on the application of microbial toxicity tests for deriving sediment quality guidelines. *Chemosphere*, 53, 795–808. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00716-1](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00716-1)
- Berggren, D., & Enell, A. (2021). *Ekologisk riskbedömning—Att använda kemiska biotillgänglighetsmetoder i platsspecifik ekologisk riskbedömning* (Nos. 2021-11-17; s. 68 p). SGI. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1613522/FULLTEXT01.pdf>
- Björinger, Per. (2012a). *Miljöteknisk undersökning av sediment i ytterområdet Avrop 1* (Oskarshamns hamnsanering No. 2011:8; Oskarshamns kommun, s. 18 sidor). NIRAS Environment.
- Björinger, Per. (2012b). *Sedimentfällor i ytterområdet Avrop 2* (Oskarshamns hamnsanering No. 2011:9; Oskarshamns kommun, s. 7 sidor). NIRAS Environment.
- Björinger, Per. (2012c). *Sedimentprovtagning delområde E (Djuphåla) Avrop 6* (Oskarshamns hamnsanering No. 2011:13; Oskarshamns kommun, s. 21 sidor). NIRAS Environment.
- Blanck, H. (2002). A critical review of procedures and approaches used for assessing pollution-induced community tolerance (PICT) in biotic communities. *Human & Ecol. Risk Assessment*, 8, 1003–1055.
- Blanck, H., Eriksson, K. M., Grönvall, F., Dahl, B., Guijarro, K. M., Birgersson, G., & Kylin, H. (2009). A retrospective analysis of contamination and periphyton PICT patterns for the antifoulant irgarol 1051, around a small marina on the Swedish west coast. *Marine Pollution Bulletin*, 58(2), 230–237. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.09.021>
- Blanck, H., Wängberg, S.-Å., & Molander, S. (1988). Pollution-Induced Community Tolerance—A New Ecotoxicological Tool. I J. Cairns & J. Pratt, *Functional Testing of Aquatic Biota for Estimating Hazards of Chemicals* (s. 219–230). ASTM International 100 Barr Harbor Drive, PO Box C700, West Conshohocken, PA 19428-2959. <https://doi.org/10.1520/STP26265S>
- Blomqvist, S., Ekeröth, N., Elmgren, R., & Hall, P. (2015). Long overdue improvement of box corer sampling. *Marine Ecology Progress Series*, 538, 13–21. <https://doi.org/10.3354/meps11405>
- Boese, B. L., Lee II, H., Specht, D. T., Pelletier, J., & Randall, R. (1996). Evaluation of PCB and hexachlorobenze biota-sediment accumulation factors based on ingested sediment in a deposit-feeding clam. *Environ. Toxicol. Chem.*, 15(9), 1584–1589.

- Bonaglia, S., Nascimento, F. J. A., Bartoli, M., Klawonn, I., & Brüchert, V. (2014). Meiofauna increases bacterial denitrification in marine sediments. *Nature Communications*, 5(1), 5133. <https://doi.org/10.1038/ncomms6133>
- Bonaglia, S., Rämö, R., Marzocchi, U., Le Bouille, L., Leermakers, M., Nascimento, F. J. A., & Gunnarsson, J. S. (2019). Capping with activated carbon reduces nutrient fluxes, denitrification and meiofauna in contaminated sediments. *Water Research*, 148, 515–525. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.10.083>
- Bradshaw, C., Kumblad, L., & Fagrell, A. (2006). The use of tracers to evaluate the importance of bioturbation in remobilising contaminants in Baltic sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66, 123–134. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.08.002>
- Bradshaw, C., Tjensvoll, I., Sköld, M., Allan, I. J., Molvaer, J., Magnusson, J., Naes, K., & Nilsson, H. C. (2012). Bottom trawling resuspends sediment and releases bioavailable contaminants in a polluted fjord. *Environmental Pollution*, 170, 232–241. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.06.019>
- Breedveld, G., & Ruus, A. (2015). *Risikovurdering av forurenset sediment – Veileder M409* (Rapport Miljødirektoratet No. 5012029; s. 108 p.). NIVA och NGI. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m409/m409.pdf>
- Breedveld, G., & Ruus, A. (2018). *Guidelines for risk assessment of contaminated sediments* (No. 5012029; pp 106).
- Breedveld, G., Ruus, A., Bakke, T., Kibsgaard, A., & Arp, H. P. H. (2018). *Risk assessment of contaminated sediments-Guidelines* (No. NEA 5012029; s. 106 p). The Norwegian Environment Agency (NEA).
- Breitholtz, M., & Bengtsson, B.-E. (2001). Oestrogens Have No Hormonal Effect on the Development and Reproduction of the Harpacticoid Copepod *Nitocra spinipes*. *Marine Pollution Bulletin*, 42(10), 879–264.
- Broman, E., Abdelgadir, M., Bonaglia, S., Forsberg, S. C., Wikström, J., Gunnarsson, J. S., Nascimento, F. J. A., & Sjöling, S. (2023). Long-Term Pollution Does Not Inhibit Denitrification and DNRA by Adapted Benthic Microbial Communities. *Microbial Ecology*, 86(4), 2357–2372. <https://doi.org/10.1007/s00248-023-02241-7>
- Bååth, E. (1992). Measurement of heavy metal tolerance of soil bacteria using thymidine incorporation into bacteria extracted after homogenization-centrifugation. *Soil Biology and Biochemistry*, 24(11), 1167–1172. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(92\)90067-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(92)90067-8)
- Cagnetta, G., Hassan, M. M., Huang, J., Yu, G., & Weber, R. (2016). Dioxins reformation and destruction in secondary copper smelting fly ash under ball milling. *Scientific Reports*, 6(1), 22925. <https://doi.org/10.1038/srep22925>
- Carlsson, C., Bendz, D., & Jones, C. (2008). *Oral biotillgänglighet av arsenik, antimon och ett urval av metaller i askor* (Rapport No. 1056; Miljöriktig användning av askor, s. 51 p). Värmeforsk; ISSN 1653-1248.
- Cartine, Josefin. (2018). *A toxicity identification evaluation of Baltic Sea sediments using Pontoporeia femorata and Hyalella azteca* [MSc Thesis, 60 ECT]. Stockholm University.

- Chapman, P. (1990). The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. *Science of The Total Environment*, 97–98, 815–825. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(90\)90277-2](https://doi.org/10.1016/0048-9697(90)90277-2)
- Charles, F., Legentil, S., Gremare, A., Amouroux, J. M., Desmalades, M., Vétion, G., & Escoubeyrou, K. (2005). Does sediment resuspension by storms affect the fate of polychlorobiphenyls (PCBs) in the benthic food chain? Interactions between changes in POM characteristics, adsorption and absorption by the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Continental Shelf Research*, 25(19–20), 2533–2553.
- Cieplik, M. K., Carbonell, J. P., Muñoz, C., Baker, S., Krüger, S., Liljelind, P., Marklund, S., & Louw, R. (2003). On Dioxin Formation in Iron Ore Sintering. *Environmental Science & Technology*, 37(15), 3323–3331. <https://doi.org/10.1021/es026292g>
- Conley, D. J., Carstensen, J., Aigars, J., Axe, P., Bonsdorff, E., Eremina, T., Haahti, B.-M., Humborg, C., Jonsson, P., Kotta, J., Lännegren, C., Larsson, U., Maximov, A., Medina, M. R., Lysiak-Pastuszek, E., Remeikaitė-Nikienė, N., Walve, J., Wilhelms, S., & Zillén, L. (2011). Hypoxia Is Increasing in the Coastal Zone of the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology*, 45(16), 6777–6783. <https://doi.org/10.1021/es201212r>
- Craig, P. M., Jung, J. Y., Mausolff, Z., Bastidas, L. A., Mathis, T., & Wang, P.-F. (2023). Modeling Sediment Resuspension and Transport Processes Induced by Propeller Wash from Ship Traffic. *Journal of Hydraulic Engineering*, 149(5), 04023009. <https://doi.org/10.1061/JHEND8.HYENG-13229>
- ECCC. (2017). *Biological Test Method: Test for Survival, Growth and Reproduction in Sediment and Water Using the Freshwater Amphipod Hyalella azteca* (No. RM/33). En49-7/1-33-2017E-PDF. <https://publications.gc.ca/site/eng/9.844225/publication.html>
- Eek, E., Cornelissen, G., & Breedveld, G. D. (2010). Field Measurement of Diffusional Mass Transfer of HOCs at the Sediment-Water Interface. *Environmental Science & Technology*, 44(17), 6752–6759. <https://doi.org/10.1021/es100818w>
- Eggleton, J., & Thomas, K. V. (2004). A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment International*, 30/2004, 973–980.
- Elander, Pär. (2011). *Miljökonsekvensbeskrivning med teknisk beskrivning till ansökan om tillstånd enligt miljöbalken till åtgärder för sanering av föroreningar i hamnbassängen i Oskarshamn* (No. Bilaga A).
- Engström, J. (2023). *Slutredovisning av regeringsuppdrag om förbättrad kunskap för hantering av förorenade sediment* (s. 42) [Skrivelse 2022-12-23]. Naturvårdsverket (NV), SGI, SGU, Länsstyrelserna och Havs- och vattenmyndigheten. <https://www.renasediment.se/wp-content/uploads/Slutredovisning-RUFS-20221223.pdf>
- Engwall, Magnus & Larsson, Maria. (2009). *Bioanalys av organiska föroreningars biotillgänglighet—Tillämpning i sanerade massor* (No. 5931; Hållbar sanering, s. 31 p). Naturvårdsverket (NV); ISBN 978-91-620-5931-6.pdf. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1618524/FULLTEXT01.pdf>

- Environment Canada. (2012). *Federal Contaminated Sites Action Plan (FCSAP) Ecological Risk Assessment Guidance* (Nos. En14-19/1-2013E; s. 219 p). ISBN no. 978-1-100-22282-0. https://www.canada.ca/content/dam/eccc/migration/fcs-scf/B15E990A-COA8-4780-9124-07650F3A68EA/ERA-20Guidance-2030-20March-202012_FINAL_En.pdf
- EPA. (2000). *Bioaccumulation testing and interpretation for the purpose of sediment quality assessment. Status and needs*. (Report No. EPA-823-R-00-001; s. 1–816). US EPA.
- EU commission. (2018). *Guidance Document No. 27: 'Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards'* (EU Report No. Guidance Document No. 27; s. 210 p). European Commission – EU Water directors. <https://rvs.rivm.nl/sites/default/files/2019-04/Guidance%20No%2027%20-%20Deriving%20Environmental%20Quality%20Standards%20-%20version%202018.pdf>
- European Commission. Directorate General for Health and Food Safety. (2017). *Technical guidance for deriving environmental quality standards*. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2875/018826>
- European Union. (2014). *Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60EC) on biota monitoring – The implementation of EQS-Biota under the framework directive* (No. Guidance document No. 32; s. 82 p). <https://circabc.europa.eu/sd/a/62343f10-5759-4e7c-ae2b-12677aa57605/Guidance%20No%2032%20-%20Biota%20Monitoring.pdf>
- Fenchel, T. M. (1978). The Ecology of Micro-and Meiobenthos. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 9(1), 99–121. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.09.110178.000531>
- Gardner, W. S., Frez, W. A., Cichocki, E. A., & Parrish, C. C. (1985). Micromethod for lipids in aquatic invertebrates. *Limnology and Oceanography*, 30(5), 1099–1105. <https://doi.org/10.4319/lo.1985.30.5.1099>
- Giere, O. (2009). *Meiobenthology – The microscopic motile fauna of aquatic Ssediments* (2nd edition). Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-68661-3>
- Gilek, Michael, Jones, Celia, Allard, Ann-Sofie, Gunnarsson, Jonas, Lenoir, Linette, Persson, Tryggve, Taylor, Astrid, & Yesilova, Håkan. (2009). *Metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden* (No. Rapport 5928; s. 51 p). Naturvårdsverket (NV); ISBN 91-620-5928-6.pdf. <https://www.naturvardsverket.se/4ac3b7/globalassets/media/publikationer-pdf/ovriga-pub/hallbar-sanering/riskbedomning/978-91-620-5928-6.pdf>
- Goff, J. P. (2018). Mineral absorption mechanisms, mineral interactions that affect acid–base and antioxidant status, and diet considerations to improve mineral status. *Journal of Dairy Science*, 101(4), 2763–2813. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13112>
- Gorokhova, E., Sundelin, B., Kolesova, N., Strode, E., & Nadezhda, B. (2023). *Reproductive disorders: Malformed embryos of amphipods* [MFSD Marine Framework Directive]. HELCOM Indicators. https://indicators.helcom.fi/wp-content/uploads/2023/04/Reproductive-disorders_malformed-embryos-of-amphipods_Final_April_2023.pdf

- Grøn, C. (2006). *Tester för bedömning av oral biotillgänglighet vid intag av jord- Underlagsrapport 2b* (NV Rapport No. 5557; Hållbar sanering, s. 143). Naturvårdsverket (NV). <https://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:1636355/FULLTEXT01.pdf>
- Gunnarsson, J., Wikström, J., Renman, G., Renman, A., Honkkanen, J., Sellén Poulsen, A., Stockhaus, A., Forsberg, S. C., Prabhakar, R. & Pal, D. (2026). *Tunnskiktsovertäckning med reaktiva sorbent. Ett hållbart alternativ till muddring av förorenade sediment* (SGI rapport No. dnr 1.1-1805-0354; Rapport inom teknikutvecklingsprogrammet Tuffo). SGI, Statens geotekniska institut.
- Gustafsson, Å., Hale, S., Cornelissen, G., Sjöholm, E., & Gunnarsson, J. S. (2017). Activated carbon from kraft lignin: A sorbent for in situ remediation of contaminated sediments. *Environmental Technology & Innovation*, 7, 160–168. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2016.11.001>
- Hasenbein, S., Connon, R. E., Lawler, S. P., & Geist, J. (2015). A comparison of the sublethal and lethal toxicity of four pesticides in *Hyaella azteca* and *Chironomus dilutus*. *Environmental Science and Pollution Research International*, 22(15), 11327–11339. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4374-1>
- Havs och Vatten myndigheten. (2019). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten* (Havs- och vattenmyndighetens författningssamling No. HVMFS 2019:25; s. 88 sidor). HaV.
- Hedges, J. I., & Stern, J. H. (1983). Carbon and nitrogen determinations of carbonate-containing solids. *Limnol. Oceanogr.*, 29, 657–663.
- Hedman, J., Bradshaw, C., Thorsson, M., Gilek, M., & Gunnarsson, J. (2008). Fate of contaminants in Baltic Sea sediments: Role of bioturbation and settling organic matter. *Marine Ecology Progress Series*, 356, 25–38. <https://doi.org/10.3354/meps07218>
- Hedman, J. E., Tocca, J. S., & Gunnarsson, J. S. (2009). Remobilization of polychlorinated biphenyl from Baltic Sea sediment: Comparing the roles of bioturbation and physical resuspension. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(11), 2241. <https://doi.org/10.1897/08-576.1>
- Ho, K. T., & Burgess, R. M. (2013). What's causing toxicity in sediments? Results of 20 years of toxicity identification and evaluations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32(11), 2424–2432. <https://doi.org/10.1002/etc.2359>
- Holtzer, M., Danko, J., & Danko, R. (2007). Possibilities of formation of dioxins and furans in metallurgical processes as well as methods for their reduction. *Metallurgica*, 46(4), 285–290.
- Jensen, J., & Mesman, M. (2006). *Ecological Risk Assessment of Contaminated Land: Decision support for site specific investigations* (EU project LIBERATION No. RIVM report 711701047; s. 136 pp). RIVM. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701047.pdf>
- Johansson, B. (1997). Tolerance of the deposit-feeding Baltic amphipods *Monoporeia affinis* and *Pontoporeia ferreolata* to oxygen deficiency. *Mar Ecol Prog Ser*, 151, 135–141. <https://www.int-res.com/articles/meps/151/m151p135.pdf>

- Jones, C., Allard, A. S., Bengtsson, B.-E., Gilek, M., & Gunnarsson, J. (2006). *Förbättrade miljöriskbedömningar* (NV Rapport No. 5538; Hållbar sanering, s. 222 p). Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/4ac386/globalassets/media/publikationer-pdf/ovriga-pub/hallbar-sanering/riskbedomning/620-5538-0.pdf>
- Jones, Celia, Allard, Ann-Sofie, Gilek, Michael, Gunnarsson, Jonas, Lenoir, Linette, Persson, Tryggve, Taylor, Astrid, & Yesilova, Håkan. (2009). *Tillämpning av metodik för miljöriskbedömning på utvalda förorenade områden* (No. Rapport 5983; Hållbar sanering, s. 230 p). Naturvårdsverket (NV); ISSN 0282-7298. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1623036/FULLTEXT01.pdf>
- Josefsson, S. (2017). *Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment* (No. SGU-rapport 2017:12; s. 14 pages). Sveriges Geologiska undersökning SGU. <http://resource.sgu.se/produkter/sgurapp/s1712-rapport.pdf>
- Josefsson, S., Schaanning, M., Samuelsson, G. S., Gunnarsson, J. S., Olofsson, I., Eek, E., & Wiberg, K. (2012). Capping Efficiency of Various Carbonaceous and Mineral Materials for *In Situ* Remediation of Polychlorinated Dibenzo- *p* -dioxin and Dibenzofuran Contaminated Marine Sediments: Sediment-to-Water Fluxes and Bioaccumulation in Boxcosm Tests. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3343–3351. <https://doi.org/10.1021/es203528v>
- Kalman, J., & Turner, A. (2007). An evaluation of metal bioaccessibility in estuarine sediments using the commercially available protein, bovine serum albumin. *Marine Chemistry*, 107(4), 486–497. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2007.08.007>
- Kraaij, R., Seinen, W., & Tolls, J. (2002). Direct evidence of sequestration in sediments affecting the bioavailability of hydrophobic organic chemicals to benthic deposit-feeders. *Environmental Science & Technology*, 36(16), 3525–3529.
- Lamke, L. (2012). *Inre hamnen, Oskarshamn—Bebyggelsehistorisk rapport* (s. 48 p). Kalmar Läns museum.
- Landrum, P. F., & Faust, W. R. (1991). Effect of variation in sediment composition on the uptake rate coefficient for selected PCB and PAH congeners by the amphipod *Diporeia* sp. *Aqu. Tox. & Hazard Assessment*, 14(ASTM STP 1124), 263–279.
- Larsson, P. (1983). Transport of ¹⁴C-labelled PCB compounds from sediment to water and from water to air in laboratory model systems. *Water res.*, 17(10), 1317–1326.
- Latimer, J. S., Davis, W. R., & Keith, D. J. (1999). Mobilization of PAHs and PCBs from In-Place Contaminated Marine Sediments During Simulated Resuspension Events. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49(4), 577–595. <https://doi.org/10.1006/ecss.1999.0516>
- Lee II, H. (1992). Models, Muddles, and Mud: Predicting bioaccumulation of sediment-associated pollutants. I Jr. Ed. G. Allen Burton (Red.), *Sediment toxicity assessment* (s. 267–293). Lewis Publishers.
- Leonardsson, K., Blomqvist, M., & Rosenberg, R. (2009). Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive – Examples from Swedish waters. *Marine Pollution Bulletin*, 58(9), 1286–1296. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.05.007>

Leppäkoski, E. (1975a). Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish-water environments. *Acta Acad. Aboensis, Ser. B*, 35, 1–90.

Leppäkoski, E. (1975b). Macrobenthic fauna as indicator of oceanization in the southern Baltic. *Merentutkimuslait. Julk./Havsforskningsinst. Skr.*, 239, 280–288.

Leung, J., Witt, J., Norwood, W., & Dixon, D. (2016). Implications of Cu and Ni toxicity in two members of the *Hyalella azteca* cryptic species complex: Mortality, growth, and bioaccumulation parameters: Cu and Ni tox in the *Hyalella azteca* complex: Mortality, Growth, and Bioaccumulation. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35. <https://doi.org/10.1002/etc.3457>

Liedberg Jönsson, Bodil, Kinch, Anna, Hansson, Fredrik, Steinholtz, Therese, Elander, Pär, Bank, Anders, Molander, Per, Cohen, Andreas, Larsson, Ulrika, Green Ekström, Susan, Hammar, Tommy, Thunberg, Lill, Molldén, Claes, & Blomberg, Lars. (2022). *Saneringen av Oskarshamns Hamnbassäng Projekt- och erfarenhetsrapport 2015-2020* (No. 2022:1; Oskarshamns hamnsanering, s. 73 sidor). Oskarshamns kommun.

Lotufo, Guilherme & Farrar, Daniel. (2018). *Assessing the Sediment Toxicity of Insensitive Munitions (IM) Compounds Using 10-day Whole-Sediment Exposures with Freshwater Invertebrates* (No. ERDC/ELSR-18-9).

Louca, S., Polz, M., Mazel, F., Nelson Albright, M., Huber, J., O'Connor, M., Ackermann, M., Hahn, A., Srivastava, D., Crowe, S., Doebeli, M., & Wegener Parfrey, L. (2018). Function and functional redundancy in microbial systems. *Nature Ecology & Evolution*, 2. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0519-1>

Melwani, A. R., Greenfield, B. K., & Byron, E. R. (2009). Empirical estimation of biota exposure range for calculation of bioaccumulation parameters. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 5(1), 138–149. https://doi.org/10.1897/IEAM_2008-033.1

Molander, Per & Elander, Pär. (2010). *Sanering av Oskarshamns hamnbassäng Underlag för samråd enligt miljöbalken* (Oskarshamns hamnsanering No. 2010:2; Oskarshamns kommun, s. 24 sidor). Mannheimer Swartling Advokatbyrå AB, Elander Miljöteknik AB/Hifab AB.

Murk, A.J., Legler, J., Denison, M.S., Giesy, J.P., van de Guchte, C., & Brouwer, A. (1996). Chemical-Activated Luciferase Gene Expression (CALUX): A Novel *in vitro* Bioassay for Ah Receptor Active Compounds in Sediments and Pore Water. *Fundamental and applied Toxicology*, 33, 149–160.

Mustajärvi, L., Eek, E., Cornelissen, G., Eriksson-Wiklund, A.-K., Undeman, E., & Sobek, A. (2017). *In situ* benthic flow-through chambers to determine sediment-to-water fluxes of legacy hydrophobic organic contaminants. *Environmental Pollution*, 231, 854–862. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.086>

Nascimento, F. J. A., Näslund, J., & Elmgren, R. (2012). Meiofauna enhances organic matter mineralization in soft sediment ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 57(1), 338–346. <https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.1.0338>

- National Research Council (NRC). (2003). *Bioavailability of Contaminants in Soils and Sediments: Processes, Tools, and Applications* (s. 10523). National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/10523>
- Naturvårdsverket. (2007). *Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon* [Bilaga B till Handbok 2007:4]. NV & HaV.
- Naturvårdsverket. (2010). *Riskbedömning av förorenade områden: En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning* (No. 5977; s. 146). Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket, N. (1999). *Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Vägledning för insamling av underlagsdata* (No. Rapport 4918; s. 152 p).
- Naturvårdsverket, N. (2019). *RUFS. Rena sediment*. <https://www.renasediment.se/rufs/>
- Naturvårdsverket, N. (2021). *Beskrivning av delprogrammet – Missbildade embryon av vitmärta, Monoporeia affinis och Pontoporeia femorata*. Nationell miljöövervakning. <https://www.naturvardsverket.se/4ac600/contentassets/94e7648453454cecbafbb2ee0192ac7f/delprogram-missbildade-embryon-av-vitmarla.pdf>
- Naturvårdsverket, N. 4639. (2009). *Riktvärden för förorenad mark modell-beskrivning och vägledning* (No. 5976; s. 272 p). Naturvårdsverket (NV); ISBN 978-91-620-5976-7. <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/5900/978-91-620-5976-7.pdf>
- Newman, M., Roberts, M., & Hale, R. (2001). *Coastal and Estuarine Risk Assessment* (Vol. 2002). Lewis Publishers, CRC Press Boca Raton, pp 347. ISBN 978-1-56670-556-1.
- NIH – National Toxicology Program (NTP). (2021). *15th Report on Carcinogens* (National Toxicology Program No. Dec 21). National Institute of Environmental Health Science; <https://doi.org/10.22427/NTP-OTHER-1003>. <https://ntp.niehs.nih.gov/whatwestudy/assessments/cancer/roc>
- Norrlin, J., Johansson, H., Larsson, O., Wemming, A., Neuschütz, C., Rosenqvist, L., & Holm, L. (2022). *Sedimentundersökningar i svenska kustområden 2021* (Rapport inom regeringsuppdraget RUFS No. SGU-rapport 2022:16). Sveriges Geologiska undersökning SGU.
- Näslund, J., Nascimento, F. J., & Gunnarsson, J. S. (2010). Meiofauna reduces bacterial mineralization of naphthalene in marine sediment. *The ISME Journal*, 4(11), 1421–1430. <https://doi.org/10.1038/ismej.2010.63>
- Näslund, J., Samuelsson, G., Gunnarsson, J., Nascimento, F., Nilsson, H., Cornelissen, G., & Schaanning, M. (2012). Ecosystem effects of materials proposed for thin-layer capping of contaminated sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 449, 27–40. <https://doi.org/10.3354/meps09546>
- Ogilvie, L. A., & Grant, A. (2008). Linking pollution induced community tolerance (PICT) and microbial community structure in chronically metal polluted estuarine sediments. *Marine Environmental Research*, 65(2), 187–198. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2007.10.002>

- Oomen, A. G., Brandon, E. F. A., Swartjes, F. A., Lijzen, J. P. A., & Sips, A. J. A. M. (2006). *How Can Information on Oral Bioavailability Improve Human Health Risk Assessment for Lead-contaminated Soils? Implementation and Scientific Basis*: (RIVM Report No. 711701042/2006; s. 108 p). RIVM. <http://journals.lww.com/00001648-200611001-00065>
- Oomen, A. G., Rempelberg, C. J. M., Bruil, M. A., Dobbe, C. J. G., Pereboom, D. P. K. H., & Sips, A. J. A. M. (2003). Development of an *in vitro* digestion model for estimating the bioaccessibility of soil contaminants. *Arch Env Con Tox*, *44*, 281–287.
- Oskarshamns kommun. (2016). *Saneringen av Oskarshams Hamnbassäng – Projekt- och erfarenhetsrapport 1996-2015* (Vol. 1–2016:1, s. 95 pp).
- Oskarsson, A., Lavonen, E., & Lundqvist, J. (2023). *Whitepaper-Kemiska föroreningar i avloppsvatten – nya innovativa analys- metoder*. BioCell-Analytica. <https://biocellanalytica.se/wp-content/uploads/2023/06/white-paper-Innovativa-analysmetoder-for-avloppsvatten-2305.pdf>
- Pal, D., Fonseca, A., Nascimento, F. J. A., Olsson, M., & Gunnarsson, J. S. (2026). Pollution-induced tolerance to copper (Cu) in microorganisms under oxic and hypoxic conditions in Baltic Sea sediments: Sub-lethal sensitivity thresholds measured on community structure and gene expression responses. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 503. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2026.141135>
- Persson, J., Breitholtz, M., Karlsson, J., Ricklund, N., Dahl, U., Grunder, K., Åkerman, G., Sundberg, H., Naes, K., Hylland, K., Ruus, A., Bakke, T., Helland, A., Breedweld, G., Eek, E., Källqvist, T., Oen, A., Kibsgaard, A., & Sternbeck, J. (2006). *Riskbedömning av förorenade sediment – ekotoxikologiska metoder som underlag för beslut om hållbar sanering* (No. Rapport 5596; Hållbar sanering, s. 137 p). Naturvårdsverket (NV); ISBN 91-620-5596-8.pdf.
- Posthuma, L., Van Gils, J., Zijp, M. C., Van De Meent, D., & De Zwart, D. (2019). Species sensitivity distributions for use in environmental protection, assessment, and management of aquatic ecosystems for 12 386 chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *38*(4), 905–917. <https://doi.org/10.1002/etc.4373>
- Poulsen, Selldén, A. (2018). *Assessment of sediment remediation in situ with Activated Carbon using the H4IIE-luc assay and Bioavailability measurements – The Oskarshamn harbour sediment case*. [MSc Thesis]. Stockholm University.
- Quevauviller, Ph., Rauret, G., & Griepink, B. (1993). Single and Sequential Extraction in Sediments and Soils. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, *51*(1–4), 231–235. <https://doi.org/10.1080/03067319308027629>
- Raffaelli, D. G., & Mason, C. F. (1981). Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematodes to copepods. *Marine Pollution Bulletin*, *12*(5), 158–163. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(81\)90227-7](https://doi.org/10.1016/0025-326X(81)90227-7)
- Raymond, C., Gorokhova, E., & Karlson, A. M. (2021). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Have Adverse Effects on Benthic Communities in the Baltic Sea: Implications for Environmental Status Assessment. *Frontiers in Environmental Science*, *9*. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2021.624658>

- Reutgard, M., & Furuhausen, S. (2016). Linking sub-cellular biomarkers to embryo aberrations in the benthic amphipod *Monoporeia affinis*. *Aquatic Toxicology*, 173, 36–42. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.01.005>
- Reutgard, M., Wiklund, A. K. E., Breitholtz, M., & Sundelin, B. (2014). Embryo development of the benthic amphipod *Monoporeia affinis* as a tool for monitoring and assessment of biological effects of contaminants in the field: A meta-analysis. *Ecological Indicators*, 36, 483–490. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.08.021>
- Ridall, A., & Ingels, J. (2021). Suitability of Free-Living Marine Nematodes as Bio-indicators: Status and Future Considerations. *Frontiers in Marine Science*, 8, 685327. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.685327>
- Riksintresset Oskarshamns hamn – Planeringsunderlag innehållande en precisering av de statliga riksintressena beträffande sjöfart, vägtrafik och järnvägstrafik med utgångspunkt i Oskarshamns hamn* (Meddelande – Samarbetsprojekt mellan Länsstyrelsen, Sjöfarstverket, Banverket och Vägverket No. 2007:20; s. 39 p). (2007). Länsstyrelsen i Kalmar; ISSN 0348-8748. <https://bransch.trafikverket.se/contentasset/s/971f8b2d479e4f4a82c054e6bfa4a3fc/sjofart/oskarshamn.pdf>
- Rutgers, M., & Breure, A. M. (1999). Risk Assessment, Microbial Communities, and Pollution-Induced Community Tolerance. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 5(4), 661–670. <https://doi.org/10.1080/10807039.1999.9657730>
- Rämö, R., Bonaglia, S., Nybom, I., Kreutzer, A., Witt, G., Sobek, A., & Gunnarsson, J. S. (2022). Sediment Remediation Using Activated Carbon: Effects of Sorbent Particle Size and Resuspension on Sequestration of Metals and Organic Contaminants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 41(4), 1096–1110. <https://doi.org/10.1002/etc.5292>
- Rämö, R., Karlsson, A., Sawyers, J., & Gunnarsson, J. (2022). *Remediation of contaminated harbor sediment with granular activated carbon mitigates mortality and reproductive disorders in a sentinel amphipod species* [PhD thesis paper]. ISBN PDF 978-91-7911-765-8
- Saloranta, T. M., Ruus, A., & Borgå, K. (2011). Identification of the most influential factors in the Norwegian guidelines for risk assessment of dispersion of contaminants from sediments. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7(4), 657–667. <https://doi.org/10.1002/ieam.188>
- Sandberg, H. (2024). *NEMOte BARCODing: Förbättrad miljöövervakning av Östersjöns bentiska ekosystem* (NV Rapport No. 7131; s. 110 p). Naturvårdsverket.
- Sara Karlsson, Meili, M., & Bergström, U. (2002). *Bioaccumulation factors in aquatic ecosystems*. 67 p. SKB rapport R-02-36. <https://www.osti.gov/etdweb/servlets/purl/20293388>
- Sawyers, James. (2017). *Effectiveness of remediation with activated carbon on reducing sub-cellular damage and embryo viability in the benthic amphipod Monoporeia affinis exposed to contaminated sediment in the Baltic Sea* [MSc Thesis]. Stockholm University.
- Schaanning, M. T., Beylich, B., Gunnarsson, J. S., & Eek, E. (2021). Long-term effects of thin layer capping in the Grenland fjords, Norway: Reduced uptake of dioxins in passive samplers and sediment-dwelling organisms. *Chemosphere*, 264, 128544. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128544>

- Severin, M. (2018). *Redovisning av miljömålsrådsåtgärd. Förorenade sediment – behov och färdplan för en renare vattenmiljö* (SGU Rapport No. 2018:21; s. 121). SGU. <https://www.naturvardsverket.se/contentassets/c79335c87bc340658bff95d368a27494/s1821-rapport.pdf>
- SGI. (2024). *Bakgrundshalter i sediment – Begrepp, undersökningsmetoder och tillståndsbaserade bedömningsgrunder* (No. SGI vägledning nr 10; s. 54 p). Statens geotekniska institut, SGI. <https://vaguiden.se/wp-content/uploads/2024/05/SGI-2024.-Bakgrundshalter-i-sediment.pdf>
- SGI. (2024). *Inventeringsmetodik förorenade sediment, Metodik för inventering och prioritering*, SIG Vägledning 11, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1917234/FULLTEXT01.pdf>
- Shouten, A. J., Breure, A. M., Bloem, J., Didden, W., de Ruijter, P. C., & Siepel, H. (1999). *Life support functions of the soil: Operationalisation for biodiversity policy* (No. 607601003; s. 54 p). RIVM. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/607601003.html>
- Smith, Russel. (2024). *EST Environmental sampling technologies*. Technical Data-sheet on SPMD samplers. <https://www.est-lab.com>
- Sternbeck, J., Aquilonius, K., Josefsson, K., Marelius, F., Petsonk, A., & Björinger, P. (2008). *Strategi för miljöriskbedömning av förorenade sediment* (No. 5886; Program: Hållbar sanering, s. 141 p). Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/4ac3da/globalassets/media/publikationer-pdf/ovriga-pub/hallbar-sanering/risk-bedomning/978-91-620-5886-1.pdf>
- Stockhaus, Alexander. (2022). *Effects of particle resuspension on the release of PCB from contaminated harbour sediments remediated with the sorbents activated carbon and Polonite* [MSc Thesis]. Stockholm University.
- Strandgaard, S. (2025). *Toxicity evaluation of contaminated sediment from the Oskarshamn harbour and risk reduction through in situ thin-layer capping*. [MSc Thesis]. Stockholm University.
- Svensk Standard. (1991). *Bestämning av toxicitet hos kemiska produkter och avloppsvatten med kräftdjuret Nitocra spinipes Boeck – Statisk metod, akut toxicitet* (No. SS 02 81 06).
- Tessier, A., Campbell, P. G. C., & Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51(7), 844–851. <https://doi.org/10.1021/ac50043a017>
- Thibodeaux, L. J. (2005). Recent advances in our understanding of sediment-to-water contaminant fluxes: The soluble release fraction. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 8(1), 1–9.
- Tjensvoll, I., Neuschütz, C., & Arnedal, K. (2022). *Åtgärder av förorenade sediment – erfarenheter från genomförda projekt* (Erfarenhetsåterföring inom regeringsuppdraget RUFs No. 2022:18). SGU.
- Tobiasson, Stefan. (2012). *Provtagning av sedimentets ytgel i Oskarshamns hamnområde 2012* (Oskarshamns hamnsanering, s. 16 sidor) [2010:20]. Linnéuniversitetet, Institutionen för naturvetenskap.

- Tobiasson, Stefan. (2023). *Mjukbottenövervakning i Oskarshamns hamnområde. Rapportering av studier under 2011 och 2022*. (No. 2023:8; Oskarshamns hamnsanering, s. 22 p). Linnéuniversitetet, Institutionen för biologi och miljö.
- Tobiasson, Stefan & Andersson, Susanna. (2013). *Avgångshastighet för metaller och organiska miljögifter i förorenade sediment från Oskarshamns hamn, 2011–2013* (Oskarshamns hamnsanering, s. 66 sidor) [2013:9]. Linnéuniversitetet, Institutionen för biologi och miljö.
- Törneman, N., Cox, E., E., Durant, N. D., Azziz, C., & Bouwer, E. (2009). *Biotillgänglighet som företeelse och riskbedömningar av förorenade områden* (NV Rapport No. 5895; Hållbar sanering, s. 125 p). Naturvårdsverket.
- US Army Corps of Engineers. (2025). *BSAF Biota-Sediment Accumulation Factor Database* [US Army Engineer and Development Center (ERDC)]. US Army Corps of Engineers ERDC Dredging Operations Technical Support. <https://bsaf.el.erdc.dren.mil/about.cfm>
- US EPA. (1992). *Framework for Ecological Risk Assessment* (Risk Assessment Forum No. EPA/630/R-92/001; s. 57 p). <https://semspub.epa.gov/work/10/500006111.pdf>
- Van Beelen, P., Fleuren-Kemilä, A. K., & Aldenberg, T. (2001). The relation between extrapolated risk, expressed as potentially affected fraction, and community effects, expressed as pollution-induced community tolerance. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(5), 1133–1140. <https://doi.org/10.1002/etc.5620200527>
- van Geest, J., & Watson-Leung, T. (2016). *Bioaccumulation of sediment-associated contaminants in freshwater organisms* (Guideline No. PIBS 9940e; s. 91 p). Ontario Ministry of the Environment, Canada. https://files.ontario.ca/bioaccumulation_of_sediment-associated_contaminants_in_freshwater_organisms.pdf
- Viitasalo, M., & Bonsdorff, E. (2022). Global climate change and the Baltic Sea ecosystem: Direct and indirect effects on species, communities and ecosystem functioning. *Earth System Dynamics*, 13(2), 711–747. <https://doi.org/10.5194/esd-13-711-2022>
- Voparil, I. M., & Mayer, L. M. (2004). Commercially Available Chemicals That Mimic a Deposit Feeder's (*Arenicola marina*) Digestive Solubilization of Lipids. *Environmental Science & Technology*, 38(16), 4334–4339. <https://doi.org/10.1021/es049506y>
- Waweru, B. W., Wanjohi, C. W., Muthumbi, A. W. N., Okuku, E. O., & Gichuki, N. N. (2024). Meiofauna as bioindicators of organic and inorganic pollution of estuarine sediments in Kenya. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*, 23(1), 69–80.
- Wernersson, A.-S., & Pettersson, M. (2023). *Sekundärförgiftning vid förorenad mark och sediment—En genomgång av andra länders vägledning för riskbedömning* (SGI Rapport No. 10207; s. 76 p). Statens geotekniska institut.
- Weston, D. P., & Maruya, K. A. (2002). Predicting bioavailability and bioaccumulation with in vitro digestive fluid extraction. *Environ Tox Chem*, 21(5), 962–971.
- Weston, D. P., Millward, R. N., Mayer, L. M., Voparil, I., & Lotufo, G. R. (2002). *Sediment Extraction Using Deposit-Feeder Gut Fluids: A Potential Rapid Tool for Assessing Bioaccumulation Potential of Sediment-Associated Contaminants* (ERDC/EL TR-02-18 No. 20020729 116; Engineer Research and Development Center, s. 31 p). US Army Corps of Engineers. <https://apps.dtic.mil/sti/pdfs/ADA404026.pdf>

- Wikström, J., Bonaglia, S., Rämö, R., Renman, G., Walve, J., Hedberg, J., & Gunnarsson, J. S. (2021). Sediment Remediation with New Composite Sorbent Amendments to Sequester Phosphorus, Organic Contaminants, and Metals. *Environmental Science & Technology*, 55(17), 11937–11947. DOI: 10.1021/acs.est.1c02308
- Wikström, J., Forsberg, S. C., Maciute, A., Nascimento, F. J. A., Bonaglia, S., & Gunnarsson, J. S. (2024). Thin-layer capping with granular activated carbon and calcium-silicate to remediate organic and metal polluted harbor sediment – A meso-cosm study. *Science of The Total Environment*, 946, 174263. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174263>
- Wikström, J., Pal, D., Prabhakar, R., Forsberg, S. C., Renman, A., Ai, J., Renman, G., & Gunnarsson, J. S. (2024). Assessment of the calcium-silicate Polonite as a sorbent for thin-layer capping of metal contaminated sediment. *Chemosphere*, 365, 143398. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143398>
- Yusal, M. S., Marfai, M. A., Hadisusanto, S., & Khakhim, N. (2019). Abundance of Meiofauna and Physical-Chemical Parameters as Water Quality Indicator. *ILMU KELAUTAN: Indonesian Journal of Marine Sciences*, 24(2), 81. <https://doi.org/10.14710/ik.ijms.24.2.81-90>
- Zhang, Hao., & Davison, William. (1995). Performance Characteristics of Diffusion Gradients in Thin Films for the in Situ Measurement of Trace Metals in Aqueous Solution. *Analytical Chemistry*, 67(19), 3391–3400. <https://doi.org/10.1021/ac00115a005>
- Öberg-Högsta, Anna-Lena & Bank, Anders. (2005). *Historisk inventering av utsläppskällor vid Hamnbassängen Oskarshamns hamn* (No. 2004:6; s. 18 pp). Golder Associates AB.
- Östlund, Per. (2005). *Kompletterande undersökningar i källområdet – Föroreningar och deras växelverkan med sedimenten i Oskarshamns hamn* (Oskarshamns kommun, s. 32) [Oskarshamns hamnsanering]. Studsvik RadWaste AB.

9. Bilagor

- **B1:** Projektets fältprovtagningar
- **B2:** Dioxin och PCB halter i sediment i Oskarshamns yttre och inre hamn (före saneringen) och vid referensstationen Askö
- **B3:** PAH och metallhalter i sediment i Oskarshamns yttre och inre hamn (före saneringen) och vid referensstationen Askö
- **B4:** Uppmätta metallhalter i hamnens sediment jämfört med tillståndsbaserade bedömningsgrunder
- **B5:** Uppmätta PAH och PCB halter i hamnens sediment jämfört med tillståndsbaserade bedömningsgrunder
- **B6:** Beräknade riskkvoter (RQ) för **metaller** jämfört med effektbaserade riktvärden
- **B7:** RQ för **PAH:er** och **PCB:er** jämfört effektbaserade riktvärden
- **B8:** Beräknade toxisk potential (TP) värden för **metaller**
- **B9:** Beräknade toxisk potential (TP) för PAH:er och PCB:er
- **B10** Metallhalter i bottenfauna jämfört med tillståndsbaserade bedömningsgrunder
- **B11:** Metallhalter i bottenfauna jämfört med effektbaserade riktvärden
- **B12:** Korrelationer mellan magsaftextraktion och bioackumulation
- **B13:** Bottenfaunans sammansättning i Oskarshamns yttre och inre hamn (före saneringen).
- **B14:** BAF och BSAF värden för dioxiner i inre och yttre hamnen

9.1 B1: Projektets fältprovtagningar

Tabell B1. Sammanfattning över alla provtagningar i Oskarshamn och vid Askö (kontroll) för projektet CAPTIVE (2016–2023).

Tid/Båt/Plats	Koordinater (antal stn)	Djup	Utrustning	Matris	Antal prov	Analyser
November 2016/Båt: Frasse, Dalarö						
Inre hamnen	Månskensviken (3)	5 m	Van Veen	Sediment	2 grabs (24 L) per station	Makrofauna Sediment variabler ,TOC, TC, TN
	57°15'44.9980"N 16°28'29.99703"E		Kajak corer	Sediment	1 propp (Ø 8 cm)/ station	Metaller PDCDs (Dioxiner) PCDFs (Furaner) PCBs (Planar PCBs) H4IIE-luc assay (CALUX)
	57°15'44.69787"N 16°28'32.50368"E	1 m	pump	Vatten	10 L	Salt, Temp, Salthalt
Utanför hamnen	Grimskalledjupet (1)	18 m	Samma provtagning och analyser som för Månskensviken			ovan
Maj 2017/Båt: Fyrbyggaren						
Yttre hamnen	Djuphålan (18)	15 m	Van Veen	Sediment	1 grab (12 L) per station	Makrofauna
	57°15'22.52"N 16°29'50.4"E		Box corer (S)	Sediment	27 proppar (Ø 4,6 cm)	Mikroorganismer, mikroelektroder
			Gemini corer	Sediment	32 proppar (Ø 8 cm)	PAH och PCB fluxer, passiva samplers PAH och PCB i ytsediment (0-1, 1-3, 3-5. 5-7 cm slices)
			CTD	Vatten	3 profiler före/efter färjan	Temp, Salt, O2 Turbiditet efter Gotland färjan
			Niskin	Vatten	20 L flaska (5 prover)	Insamling av bottenvatten
			ROV	Video	Bottenfilmning med ROV	Bottentopografi i djuphålan
Juni 2020/Båt: Electra						
Yttre hamnen	Djuphålan (20)	15 m	Box corer (L)	Sediment	20 stora boxcores	Makrofauna, Meiofauna, Bakterier Sediment variabler ,TOC, TC, TN Metaller PDCDs (Dioxiner), PCDFs (Furaner) PCBer, PAHer Fluxmätningmar (närsalter, O2, CH4)
	57°15'22.52"N 16°29'50.4"E		BEAM	echosounder	4 transekter	Bottentopografi av djuphålan

Tid/Båt/Plats	Koordinater (antal stn)	Djup	Utrustning	Matris	Antal prov	Analyser
Augusti 2020/Båt: <i>Electra</i> Askö	Uttervik (5) Lat 58.843577 Long 17.544748	17 m	Box corer (L)	Sediment	5 stora boxcores	Makrofauna, Meiofauna, Bakterier Sediment variabler ,TOC, TC, TN Metaller PDCDs (Dioxiner), PCDFs (Furaner) PCBer, PAHer Fluxmätninggar (närsalter, O2, CH4) 20 L flaska (5 prover)
			Niskin	Vatten		
November 2021/Båt: <i>Urho, & Limanda</i> Yttre hamnen	Djuphålan (7) 57°15'22.52"N 16°29'50.4"E	15 m	Kajak corer Gemini corer Van Veen Pump	Sediment Sediment Sediment Vatten	1 propp (Ø 8 cm)/station 24 proppar (Ø 8 cm)/1 stn 2 grabs (24 L)/1 station	Sediment variabler ,TOC, TC, TN Metaller, PCB i sediment och djur 100 L Vatten för experimenten
Askö	Uttervik (1) Lat 58.843577 Long 17.544748	17 m	Kajak corer Pump	Sediment Vatten	3 proppar (Ø 8 cm)	Kontrollsediment 50 L extra vatten för experimenten
Maj 2023/Båt: <i>Uhro</i> Yttre hamnen	Djuphålan (1) 57°15'22.52"N 16°29'50.4"E	15 m	Box corer (S) pump	Sediment Vatten	96 proppar (Ø 4,6 cm) 100 L	RNA extraktion för identifiering av bakterier
Askö	Uttervik (1) Lat 58.843577 Long 17.544748	17 m	Box corer (S) pump	Sediment Vatten	96 proppar (Ø 4,6 cm) 100 L	Kontrollsediment

9.2 B2: Dioxin och PCB halter i sediment i Oskarshamns yttre och inre hamn (före sanering) och vid Askö

Tabell B2.

	WHO TEF	Inre hamnen		Yttre hamnen		Referens: Askö	
		Medel	sd	Medel	sd	Medel	sd
Dioxiner							
WHO-TEQ		248,0	125,0	122,5	68,0	4,6	2,7
2,3,7,8-TCDD	1	3,9	3,2	1,4	1,9	0,1	0,1
1,2,3,7,8-PeCDD	1	1,1	0,1	6,3	9,9	0,8	0,2
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	13,4	8,7	9,4	15,8	0,9	0,2
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	17,3	6,8	10,7	16,7	2,0	0,3
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	16,6	8,0	7,7	12,1	1,7	0,2
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	266,7	129,7	144,2	242,1	18,8	0,8
OCDD	0,0003	1263,3	496,0	1216,8	2227,2	64,6	3,4
2,3,7,8-TCDF	0,1	150,0	37,4	42,2	68,0	4,2	0,6
1,2,3,7,8-PeCDF	0,03	250,0	65,3	102,3	178,4	2,6	0,2
2,3,4,7,8-PeCDF	0,3	136,7	45,0	44,3	71,4	4,4	0,6
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	686,7	245,0	355,0	627,9	3,5	0,5
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	383,3	155,2	169,3	292,6	3,3	0,4
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	63,7	27,0	25,9	46,6	0,4	0,1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	188,0	85,1	75,8	125,7	3,3	0,2
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	2900,0	1257,0	2023,0	3670,0	16,2	1,3
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01	616,7	249,3	295,8	522,5	1,6	0,3
OCDF	0,0003	13766,7	5619,2	12864,4	24172,1	21,2	1,3
PCBer							
sum WHO-PCB-TEQ		7,1	2,1				
Sum PCB-7		33900,0	3628,7	25320,0	2361,0	500,0	
<i>Planar PCBs</i>							
PCB 77	0,0001	111,7	53,0				
PCB 81	0,0003	6,4	1,1				
PCB 126	0,1	58,0	16,4				
PCB 169	0,03	39,7	14,6				
PCB 105	0,00003	513,3	287,3				
PCB 114	0,00003	31,3	7,8				
PCB 118	0,00003	2053,3	1070,8				
PCB 123	0,00003	27,0	4,6				
PCB 156	0,00003	646,7	376,1				
PCB 157	0,00003	95,0	35,0				
PCB 167	0,00003	316,7	183,4				
PCB 189	0,00003	336,7	169,2				
<i>PCB-7</i>							
PCB28		1020,0	349,3	540,0	89,4	< 500	
PCB52		1800,0	458,3	1060,0	801,9	< 500	
PCB101		3330,0	258,8	3920,0	3409,8	< 500	
PCB118		2910,0	194,9	5520,0	4066,6	< 500	
PCB138		10230,0	402,5	7120,0	5793,7	< 500	
PCB153		9300,0	339,1	4440,0	3525,3	< 500	
PCB180		5310,0	296,6	2720,0	1893,9	< 500	

Enhet: ng/kg sed ts. Från tre sedimentproppar i inre hamnen (före sanering) och fem i yttre hamnen (0–4 cm). Obs plana dioxinlika PCB:er (Planar PCBs) har endast analyserats här i inre hamnen, medan i yttre hamnen och på referensen har endast PCB-7 analyserats.

9.3 B3: PAH och metallhalter i sediment i Oskarshamns yttre och inre hamn (före sanering) och vid Askö

Tabell B3.

PAH (µg/kg sed ts)	Inre hamnen		Yttre hamnen		Referens: Askö	
	Medel	sd	Medel	sd	Medel	sd
Sum PAH 16	6 925,0	3 001,0	3 305,5	1 671,5	263,0	
Naphthalene	*		74,20	37,15	11	**
Acenaphthylene			29,96	15,93	2	
Acenaphthene			29,07	48,13	1	
Fluorene			39,41	37,92	7	
Phenanthrene			209,07	159,35	18	
Anthracene			70,49	54,86	3	
Fluoranthene			502,40	391,83	27	
Pyrene			399,33	328,76	19	
Benz(a)anthracene			223,30	175,44	11	
Chrysene			200,57	144,59	13	
Benzo(b)fluoranthene			278,16	211,88	27	
Benzo(k)fluoranthene			200,26	158,02	21	
Benzo(a)pyrene			302,16	249,25	13	
Indeno(1,2,3-cd)pyrene			377,49	308,06	47	
Dibenz(ah)anthracene			242,37	205,01	36	
Benzo(ghi)perylene			127,30	175,96	7	

Metaller (mg/Kg sed ts)	Inre hamnen		Yttre hamnen		Referens: Askö	
	Medel	sd	Medel	sd	Medel	sd
Summa Metaller (10)	3 193,0		2 401,0		322,6	
As, arsenik	108,0	13,0	83,8	123,2	5,5	0,8
Cd, kadmium	4,4	0,5	3,5	3,6	0,3	0,1
Co, kobolt	39,6	6,6	28,7	34,7	10,7	2,1
Cr, krom	49,8	1,7	37,7	17,1	48,2	9,6
Cu, koppar	812,0	47,0	718,9	1 156,5	33,5	7,1
Hg, kvicksilver	1,33	0,04	0,87	0,8	0,05	0,01
Ni, nickel	35,2	2,4	27,9	4,5	29,4	7,4
Pb, bly	681,7	53,1	414,2	515,6	28,1	7,0
V, vanadin	51,0	2,2	39,2	6,9	54,2	11,7
Zn, zink	1 410,0	105,4	1 046,3	1 508,9	112,7	25,0

Halter PAH:er och metaller i ytsediment (0–4 cm). Enhet: PAH (µg /kg sed ts), Metaller (mg/kg sed ts). Obs endast data för Summa PAH-16 finns från inre hamnen.

Medelvärden och standardavvikelse från 3 sedimentproppar i inre hamnen och fem i yttre hamnen. Sedimentpropparna i inre hamnen har samlats in före saneringen.

9.4 B4: Uppmätta metallhalter i hamnens sediment jämfört med tillståndsbaserade bedömningsgrunder

Ämne	Yttre hamnen station E2 (mg/kg)	Yttre hamnen medel (mg/kg)	Riktvärden medelhög halt (mg/kg)	Riktvärden hög halt (mg/kg)	Riktvärden mycket hög halt (mg/kg)
As	43.1	83.8	10–30	30–150	> 150
Cd	2.26	3.5	2–7	7–35	> 35
Cr	33.6	37.7	20–100	100–500	> 500
Cu	461	718.9	25–100	100–500	> 500
Hg	0.72	0.9	0.3–1	1–5	> 5
Ni	26.2	27.9	15–50	50–250	> 250
Pb	330	414.2	150–400	400–2000	> 2000
Zn	738	1046.3	300–1000	1000–5000	> 5000

Yttre hamnen station E2: Första kolumnen visar uppmätta halter från en station i yttre hamnen kallad E2 (57°15' 888" N, 16°29' 164" E), som valdes för att samla in sediment till projektets toxicitetstester, då den påvisat höga halter av både metaller och dioxiner i tidigare studier. Andra kolumnen "**Yttre hamnen medel**" är medelvärden av sedimentproppar (0–3 cm) från sex stationer i yttre hamnens djuphåla som inkluderar station E2. **Tre sista kolumnerna** visar Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndighetens (NV/HaV 2018:31) *indikativa klassgränser*, det vill säga tillståndsbaserade bedömningsgrunder: *medelhög* (gul), *hög* (orange), *mycket hög* (röd).

- Resultaten visar att uppmätta halter för alla metaller i sedimentet från djuphålan, i Oskarshamns yttre hamn klassas från *medelhöga* till *mycket höga*.
- Kopparhalterna (Cu) i yttre hamnen klassas som *mycket höga*.
- Halterna för arsenik (As), bly (Pb) och zink (Zn) klassas som *höga*.
- Resten av metallerna (Cd, Cr, Hg, Ni) klassas som *medelhöga*.
- Våra mätningar visar att halterna uppmätta på station E2, vars sediment vi använt i flera av våra toxicitetstester, generellt ligger lite lägre än medelvärdet från sex stationer i yttre hamnen.

9.5 **B5:** Uppmätta PAH och PCB halter i hamnens sediment jämfört med tillståndsbaserade bedömningsgrunder

Ämne	Yttre hamnen station E2 (µg/kg)	Yttre hamnen medel (µg/kg)	Riktvärdet medelhög halt (µg/kg)	Riktvärdet hög halt (µg/kg)	Riktvärdet mycket hög halt (µg/kg)
Naftalen	63	79.5	4.9–19	19–63	> 63
Acenaften	10	32.67	< 5.5	5.5–33	> 33
Fluoren	21	41.17	2–9.4	9.4–35	> 35
Fenantren	112	201	17–50	50–150	> 150
Antracen	43	74.83	3.1–11	11–45	> 45
Fluoranten	228	477.33	45–140	140–390	> 390
Pyren	186	387.5	30–100	100–380	> 380
Bens(a)antracen ^c	102	199	19–62	62–180	> 180
Krysen ^c	113	180.5	26–67	67–200	> 200
Bens(b)fluoranten ^c	141	236.5	69–200	200–440	> 440
Bens(k)fluoranten ^c	100	162.83	28–79	79–180	> 180
Bens(a)pyren ^c	146	241.33	31–99	99–240	> 240
Indeno(1,2,3-cd)pyren ^c	177	295	76–220	220–530	> 530
Dibens(ah)antracen ^c	158	263.17	8.9–27	27–79	> 79
Bens(ghi)perylen	42	62.83	62–180	180–400	> 400
PCB-7	18.8	21.68	2.5–7.6	7.6–34	> 34

Yttre hamnen station E2: Uppmätta halter av PAH:er och summa PCB-7 från station E2 i yttre hamnen (57°15' 888" N, 16°29' 164" E), som valdes för våra toxicitetstester då den visat höga halter i tidigare undersökningar. **Yttre hamnen medel:** medelvärden av sedimentproppar (0–3 cm) från 6 stationer i yttre hamnens djuphåla inkluderar station E2. **Tre sista kolumnerna:** *indikativa klassgränser* (NV/HaV 2018:31) *medelhög* (gul), *hög* (orange), *mycket hög* (röd).

- Resultaten visar att uppmätta halter för PAH:er och PCB:er från djuphålan, i Oskarshamns yttre hamn klassas från *medelhöga* till *mycket höga*.
- Flera PAH:er klassade som cancer-framkallande påvisas med *höga* eller *mycket höga* halter i yttre hamnen (märkta med ^c), baserat på *indikativa* gränsklasser (tillståndsbaserade bedömningsgrunder).

9.6 **B6:** Beräknade riskkvoter (RQ) för metaller jämfört med effektbaserade riktvärden

RQ Metaller	OOT 1	OOT 2	OOT 3	OOT 4	OOT 5	OOT 6	ASKO
As, arsenik	18.50	2.39	2.42	0.74	0.89	2.98	0.25
Cd, kadmium	4.20	0.90	0.50	0.76	1.76	0.38	0.10
Cr, krom	0.11	0.05	0.05	0.04	0.05	0.05	0.05
Cu, koppar	36.43	5.49	3.61	0.87	1.06	3.89	0.28
Hg, kvicksilver	4.52	1.38	1.09	0.32	1.67	1.03	0.10
Ni, nickel	0.87	0.62	0.60	0.65	0.68	0.57	0.45
Pb, bly	9.67	2.20	1.65	0.45	0.95	1.64	0.12
Zn, zink	29.50	5.31	3.40	1.10	2.22	3.64	0.56

Tabell B6

- RQ värdena är beräknade som $RQ = (\text{Halt metall}_{(i)} \text{ sediment} / \text{Effektvärde för metall}_{(i)})$.
- En $RQ < 1$ innebär en låg risk, $RQ = 1$ innebär en möjlig risk, $RQ > 1$ innebär en risk, det vill säga att halten är högre än ämnets NOEC värde (No effect concentration) rapporterat från uppmätt toxicitet i toxicitetstester med sedimentlevande organismer.
- Riskkvoterna har klassats enligt följande: **grön**: ingen risk ($RQ < 1$), **gul**: medelhög risk ($RQ = 1-5$), **röd**: hög risk ($RQ > 5$).
- OOT1 – OOT6 är sex stationer från djuphålan i yttre hamnen (Oskarshamn Outer Harbor Transect). Stationerna kallas även S1–S6 i rapporten. Station OOT2 är samma som station S2 och som också kallas E2 i tidigare undersökningar.
- Resultaten visar att toxiciteten har en stor rumslig variation i yttre hamnen, med station OOT 1 som är en ”hot spot” som påvisar en hög risk ($RQ > 5$) för As, Cu, Pb och Zn, jämfört med en medel-, eller låg-risk för vid de övriga stationerna.
- Provtagningsplats OOT 2 (=station E2), vars sediment vi använt i våra toxicitetstester (nedan), har näst störst toxicitetsrisk, med Cu och Zn som utgör en hög risk.
- Samtliga metallhalter påvisar en låg risk (ingen risk) vid referensstationen Askö.
- Av alla metaller är: As, Cu, Pb och Zn de som utgör den högsta toxicitetsrisken.

9.7 B7: Riskkvoter (RQ) för PAH:er och PCB:er jämfört med effektbaserade riktvärden

RQ PAH och PCB	OOT 1	OOT 2	OOT 3	OOT 4	OOT 5	OOT 6	ASKO
Naftalen	3.78	2.33	2.11	2.33	5.41	1.70	0.41
Acenaftylen	1.52	0.91	0.73	0.55	1.64	0.61	0.06
Acenaften	0.17	0.10	0.09	0.09	1.44	0.15	0.01
Fluoren	0.26	0.14	0.13	0.14	0.83	0.15	0.05
Fenantren	0.31	0.14	0.13	0.12	0.69	0.15	0.02
Antracen	19.13	9.35	8.91	9.57	41.09	9.57	0.65
Fluoranten	1.73	0.57	0.52	0.63	3.13	0.57	0.07
Pyren	6.65	2.21	1.93	2.17	12.50	2.21	0.23
Bens(a)antracen	5.30	1.70	1.33	1.47	8.55	1.55	0.18
Krysen	0.74	0.40	0.34	0.33	1.67	0.38	0.05
Bens(b)fluoranten	2.36	1.01	0.76	0.75	4.30	0.96	0.19
Bens(k)fluoranten	1.51	0.74	0.60	0.60	3.12	0.67	0.16
Bens(a)pyren	1.58	0.80	0.61	0.63	3.52	0.77	0.07
Indeno(1,2,3-cd)pyren	5.70	2.81	2.37	2.24	11.95	3.03	0.75
Dibens(ah)antracen	11.74	5.85	5.07	4.22	25.19	6.41	1.33
Bens(ghi)perylen	0.99	0.50	0.38	0.35	1.80	0.48	0.08
PCB-7	14.24	4.59	2.51	0.85	6.39	3.15	0.85

Tabell B7: Värden i tabellen är riskkvoter: RQ < 1 ingen risk (grön), RQ = 1–5 medelhög risk (gul), RQ > 5 hög risk (röd).

- RQ-värdena för PAH:er och PCB:er bekräftar att det finns en stor rumslig variation i yttre hålan, trots att stationerna ligger vid samma djup och bara cirka 50 m från varandra.
- Samma trend påvisas som för RQ – metaller i Tabell B8, det vill säga att station OOT 1 är den mest förorenade och har den högsta RQ.
- Flera cancerogena PAH:er uppvisar en hög Riskkvot.
- Även PCB:er (Summa PCB-7) visar en hög risk baserat på effektbaserade riktvärden vid station OOT 1 och OOT 5, och en medelhögrisk vid alla andra stationer, utom OOT 4 som har en låg risk.
- Station OOT 2, vars sediment vi använt i våra toxicitetstester visar en hög RQ för cancerogena antracener, och medelhöga eller låga RQ för övriga PAH:er och PCB-7.

9.8 **BS:** Beräknade toxisk potential (TP) värden för **metaller**

Toxic Pressure Metaller	OOT 1	OOT 2	OOT 3	OOT 4	OOT 5	OOT 6	ASKÖ
As, arsenik	0.50	0.23	0.23	0.10	0.12	0.26	0.00
Cd, kadmium	0.34	0.17	0.12	0.15	0.24	0.09	0.00
Cr, krom	0.04	0.00	-0.01	-0.01	-0.01	0.00	0.00
Cu, koppar	0.58	0.33	0.28	0.11	0.13	0.29	0.00
Hg, kvicksilver	0.35	0.22	0.19	0.08	0.24	0.18	0.00
Ni, nickel	0.07	0.03	0.03	0.04	0.04	0.02	0.00
Pb, bly	0.44	0.26	0.23	0.10	0.17	0.22	0.00
Zn, zink	0.52	0.28	0.22	0.08	0.16	0.23	0.00
Total	0.978	0.827	0.765	0.490	0.700	0.771	0.000

Tabell B8: TP värdena har klassats enligt följande:

TP < 0,2	Låg risk	(grön)
TP 0,2–0,5	Medelhög risk	(gul)
TP > 0,5	Hög risk	(röd)

TP (Toxisk potential) är ett mått på ”cocktaileffekten”, den kombinerade effekten av enskilda ämnen i sedimentet, här kombinerade effekten av flera metaller. Den kombinerade effekten av alla metaller beräknas för varje station genom att summera alla enskilda TP värden (man antar att ämnena har en additiv effekt, s.k. *Response addition*, sedan justeras TP värdet också för bakgrundshalter och en **kombinerad toxicitet** räknas fram för varje provpunkt (varje station), vilket är värdet ”Total” i tabellen ovan. För beskrivning av beräkning av TP värden se metoder 2.11.1 (Skalning för kemisk LOE med Toxisk Potential).

9.9 B9: Beräknade toxisk potential (TP) värden för PAH:er och PCB:er

Toxic Pressure PAH och PCB	OOT 1	OOT 2	OOT 3	OOT 4	OOT 5	OOT 6	ASKO
Naftalen	0.26	0.19	0.18	0.19	0.31	0.16	0.00
Acenaftylen	0.24	0.19	0.17	0.14	0.25	0.15	0.00
Acenaften	0.11	0.08	0.08	0.08	0.28	0.10	0.00
Fluoren	0.10	0.06	0.05	0.06	0.19	0.06	0.00
Fenantren	0.13	0.08	0.08	0.07	0.20	0.08	0.00
Antracen	0.45	0.35	0.35	0.36	0.56	0.36	0.00
Fluoranten	0.25	0.14	0.14	0.15	0.32	0.14	0.00
Pyren	0.37	0.23	0.21	0.22	0.45	0.23	0.00
Bens(a)antracen	0.35	0.21	0.18	0.19	0.41	0.20	0.00
Krysen	0.18	0.13	0.12	0.11	0.26	0.13	0.00
Bens(b)fluoranten	0.24	0.15	0.12	0.12	0.32	0.14	0.00
Bens(k)fluoranten	0.20	0.13	0.11	0.11	0.29	0.12	0.00
Bens(a)pyren	0.24	0.17	0.15	0.15	0.33	0.17	0.00
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.27	0.17	0.14	0.14	0.38	0.18	0.00
Dibens(ah)antracen	0.33	0.22	0.20	0.17	0.45	0.23	0.00
Bens(ghi)perylen	0.19	0.12	0.10	0.09	0.25	0.12	0.00
Total PAH	0.990	0.946	0.926	0.926	0.999	0.942	0.000
PCB	0.274	0.145	0.086	0.000	0.180	0.107	0.000

Tabell B9: TP värdena har klassats enligt följande: TP < 0,2 Låg risk (grön); TP 0,2–0,5 Medelhög risk (gul); TP > 0,5 Hög risk (röd).

- Beräkningarna av TP för PAH:er och PCB:er indikerar att de flesta ämnena **ej enskilt** utgör en hög risk.
- För station OOT 5 visar flera cancerogena PAH:er en medelhög risk.
- Den **kombinerade TP** för **alla PAH:er** visar däremot **en mycket hög risk** vid samtliga stationer i djuphålan (RQ > 0,9).
- För PCB:er är TP lägre än för PAH:er och endast medelhög vid station OOT 1.

9.10 **B10:** Metallhalter i bottenfauna jämfört med tillståndsbaserade bedömningsgrunder

Arter		Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Ni (mg/kg)
Inre hamnen							
Östersjömussla	<i>Macoma balthica</i>	1520,97	35,43	4,35	2134,83	1,28	2,84
	SD (Standard avvikelse)	(381,7)	(8,1)	(1,3)	(252,9)	(0,1)	(0,9)
Yttre hamnen							
Östersjömussla	<i>Macoma balthica</i>	152,00	4,55	0,27	148,00	0,04	0,39
Blåmussla	<i>Mytilus edulis</i>	3,05	3,17	1,43	43,30	0,02	0,19
Sandmussla	<i>Mya arenaria</i>	6,59	6,40	0,14	41,40	0,01	0,46
Havsborstmask	<i>Hediste diversicolor</i>	55,88	7,26	0,60	235,70	0,06	2,55
Havsborstmask	<i>Marenzelleria</i>	196,00	4,71	0,17	392,00	0,01	6,28
Fjädermygglarv	<i>Chironomus</i>	17,20	9,49	0,08	29,60	0,04	0,82
Vitmärsla	<i>Monoporeia affinis</i>	20,60	2,71	0,18	34,50	< 0,01	0,56
Vitmärsla	<i>Pontoporeia femorata</i>	14,20	5,20	0,03	22,00	< 0,01	1,04
Referens Askö							
Östersjömussla	<i>Macoma balthica</i>	50,70	1,77	0,09	13,50	< 0,01	0,39
Vitmärsla	<i>Monoporeia affinis</i>	14,07	0,08	0,04	10,20	< 0,01	0,43
Vitmärsla	<i>Pontoporeia femorata</i>	8,22	0,12	0,01	9,29	< 0,01	0,29
Havsborstmask	<i>Nereis diversicolor</i>	1,70	0,38	0,01	2,06	< 0,01	0,05

Tabell B10 presenterar uppmätta ackumulerade metallhalter i bottenfaunan från inre och yttre hamnen och halterna jämförs med *indikativa riktvärden* för sediment (NV/HaV 2018:31), det vill säga *tillståndsbaserade bedömningsgrunder*.

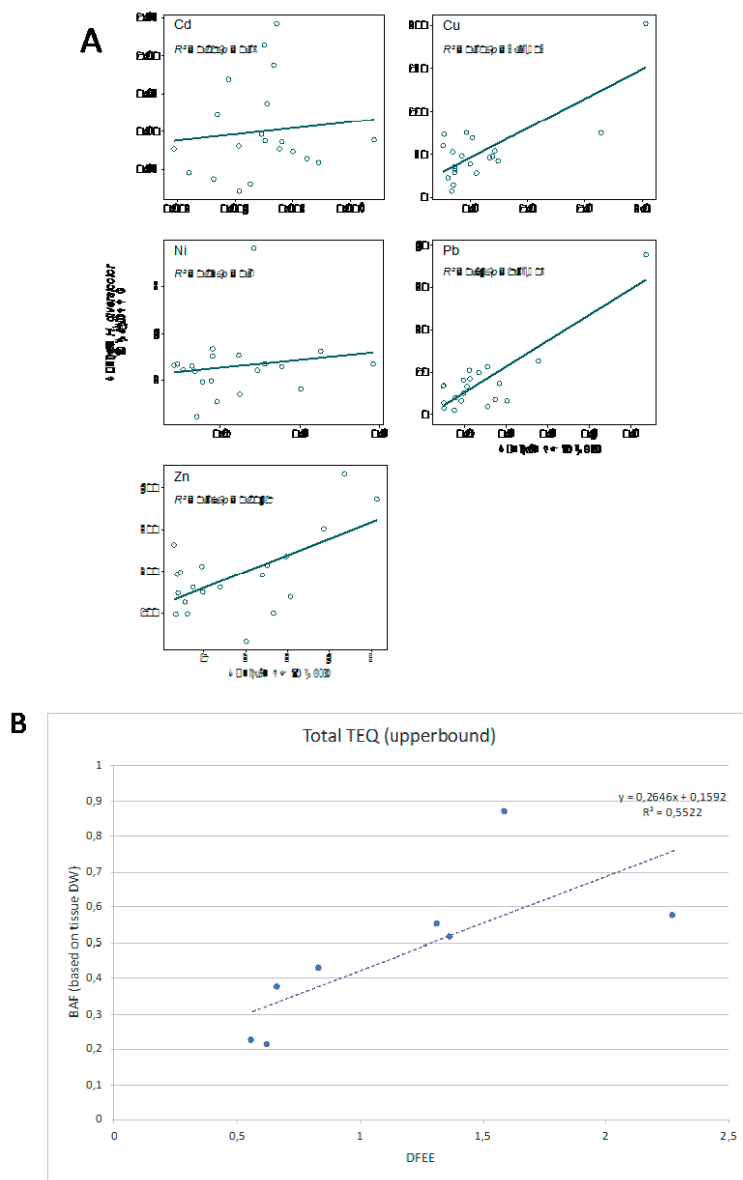
- Halter markerade med rött är klassade som *mycket höga*, orange som *höga*, gult som *medelhöga*.
- Vi ser att endast för Cu kan upptaget i östersjömusslor från inre hamnen klassas som *mycket högt*.
- Halterna av Hg, Zn och Pb i östersjömussla i inre hamnen är *höga*, och halten av Cd är *medelhög*.
- Halterna visas som mg /kg torr vävnad. Djuren har först hållits i endast Östersjövattnen under 24 timmar för att tömma sina tarmar på sediment, så att endast metaller som är ackumulerade i djuren mäts.
- Djuren är extraherade och analyserade av ALS Scandinavia AB i Luleå med ICP-MS enligt ALS metoder MS-1 (se Material och metoder 2.1).

9.11 **B11:** Metallhalter i bottenfauna jämfört med effektbaserade riktvärden

Arter		Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Ni (mg/kg)
Inre hamnen							
Östersjömussla	<i>Macoma balthica</i>	1520,97	35,43	4,35	2134,83	1,28	2,84
	SD (Standard avvikelse)	(381,7)	(8,1)	(1,3)	(252,9)	(0,1)	(0,9)
Yttre hamnen							
Östersjömussla	<i>Macoma balthica</i>	152,00	4,55	0,27	148,00	0,04	0,39
Blåmussla	<i>Mytilus edulis</i>	3,05	3,17	1,43	43,30	0,02	0,19
Sandmussla	<i>Mya arenaria</i>	6,59	6,40	0,14	41,40	0,01	0,46
Havsborstmask	<i>Hediste diversicolor</i>	55,88	7,26	0,60	235,70	0,06	2,55
Havsborstmask	<i>Marenzelleria</i>	196,00	4,71	0,17	392,00	0,01	6,28
Fjädermygglarv	<i>Chironomus</i>	17,20	9,49	0,08	29,60	0,04	0,82
Vitmärla	<i>Monoporeia affinis</i>	20,60	2,71	0,18	34,50	< 0,01	0,56
Vitmärla	<i>Pontoporeia femorata</i>	14,20	5,20	0,03	22,00	< 0,01	1,04
Referens Askö							
Östersjömussla	<i>Macoma balthica</i>	50,70	1,77	0,09	13,50	< 0,01	0,39
Vitmärla	<i>Monoporeia affinis</i>	14,07	0,08	0,04	10,20	< 0,01	0,43
Vitmärla	<i>Pontoporeia femorata</i>	8,22	0,12	0,01	9,29	< 0,01	0,29
Havsborstmask	<i>Nereis diversicolor</i>	1,70	0,38	0,01	2,06	< 0,01	0,05

Tabell B11: visar samma värden som i Tabell B10, men här jämförs bioackumulerade metallhalter med *effektbaserade riktvärden*, framtagna från NEA:s ekotoxikologiska NOEC värden. I övrigt som Tabell B10.

9.12 **B12:** Korrelationer mellan magsaftextraktion och bioackumulation



Figur B12. A. Korrelationstester mellan magsaftextraktion (DFE) (mg metall /L magsaft) och bioackumulation i masken *Hediste diversicolor* (mg metall /kg maskvävnad (ts)) från metaller i sediment från djuphålan i Oskarshamns yttre hamn. De signifikanta korrelationerna för till exempel Cu visar att man kan, genom magsaftextraktion, förklara 60 % av Cu upptaget i masken. Från (Wikström m.fl., 2024a). **B.** Korrelation mellan DFEE och BAF för summa PCDD/F TEQ i östersjömusslan (*Macoma balthica*).

9.13 **B13:** Bottenfaunans sammansättning i Oskarshamns yttre och inre hamn (före sanering)

A) Inre hamnen.

Fyla	Art	Svenskt namn	Mån 1	Mån 2	Mån 3	Medel
Ringmaskar	<i>Hediste diversicolor</i>	Havsborstmask	5	8	14	9
	<i>Marenzelleria</i> spp.	Havsborstmask	1			1
	<i>Alkmaria romijnii</i> *	Havsborstmask			1	1
	<i>Oligochaeta</i>	Fåbortsmask	2	1	4	2
Slemmaskar	<i>Nemertea</i>	Slemmask			2	2
Blötdjur	<i>Hydrobia</i> spp.	Tusensnäcka				
	<i>Macoma balthica</i>	Östersjömussla	11	4	25	13
	<i>Mya arenaria</i>	Spetsig sandmussla		1		1
	<i>Mya truncata</i>	Trubbig sandmussla		1		1
	<i>Mytilus edulis</i>	Blåmussla				
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	NZ Tusensnäcka				
Leddjur	<i>Chironomidae</i>	Fjädermyggslarv	1	3		2
	<i>Corophium volutator</i>	Slammärta	2			
	Antal individer per hugg		22	18	46	33
	Antal arter per hugg		6	6	5	9
	Provtagen yta (m ²)	0,1				
	Summa abundans per m ²		220	180	460	330
	BQI **					2,9

B) Yttre hamnen.

Fyla	Art	Svenskt namn	E2	E3	E4	Medel
Ringmaskar	<i>Hediste diversicolor</i>	Havsborstmask	4	6	4	5
	<i>Marenzelleria</i> spp.	Havsborstmask		2	8	5
	<i>Pygospio elegans</i>	Havsborstmask			13	13
	<i>Oligochaeta</i>	Fåbortsmask			7	7
Slemmaskar	<i>Nemertea</i>	Slemmask				
Blötdjur	<i>Hydrobia</i> spp.	Tusensnäcka	162	94	5	87
	<i>Macoma balthica</i>	Östersjömussla	36	7	4	16
	<i>Mya arenaria</i>	Spetsig sandmussla	2	1	4	2
	<i>Mya truncata</i>	Trubbig sandmussla				
	<i>Mytilus edulis</i>	Blåmussla	3		3	3
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	NZ Tusensnäcka	3	1		2
Leddjur	<i>Chironomidae</i>	Fjädermyggslarv	212	79	8	100
	<i>Corophium volutator</i>	Slammärta				
	Antal individer per hugg		422	190	56	239
	Antal arter per hugg		7	7	9	10
	Provtagen yta (m ²) **	0,1				
	Summa abundans per m ²		4220	1900	560	2227
	BQI					2,3

**Alkmaria romijnii*, relativt känslig och sällsynt förekommande art. ** BQI värdet för inre hamnen är från (Tobiasson, Stefan, 2023). BQI i yttre hamnen beräknad från våra egna prover. Provtagningsyta per hugg i inre och yttre hamnen är 0,1 m².

9.14 **B14:** BAF och BSAF – faktorer för dioxiner i *Macoma balthica*

Site	TEQ dioxins in sed	TEQ dioxins in Macoma	Lipid Macoma % Lipid	TOC in sed			BAF	BAF Mean	BAF SD	BSAF	BSAF Mean	BSAF SD
	Sum TEQ ng/kg DW sed	Sum TEQ ng/kg DW tiss		f lipid	% TOC	f TOC						
Månskensviken A	144,9	76,8	5,65	0,0565	7,81	0,0781	0,53	0,38	0,16	0,73	0,62	0,17
Månskensviken B	257,4	106,2	3,6	0,036	6,2	0,062	0,41			0,72		
Månskensviken C	399,1	81,5	4,26	0,0426	8,97	0,0897	0,20			0,43		
Grimskalledjupet	43,4	24,1	3,05	0,0305	9,9	0,0990	0,55	0,56		1,80	1,8	
Djuphålan CO1	7	5,47	2,32	0,0232	9,34	0,0934	0,78	0,53	0,35	3,14	1,83	1,31
Djuphålan CO2	32	17,06	2,01	0,0201	9,04	0,0904	0,53			2,397		
Djuphålan CO3	545	37,27	2,81	0,0281	4,24	0,0424	0,06			0,10		
Djuphålan CO4	12	3,95	4,78	0,0478	11,4	0,114	0,32			0,78		
Djuphålan CO5	16	15,25	3,31	0,0331	9,54	0,0954	0,95			2,74		
Askö CA1	4,7	0,42	4,77	0,0477	5,58	0,0558	0,08	0,18	0,06	0,10	0,26	0,16
Askö CA2	4,5	1,11	3,54	0,0354	5,08	0,0508	0,24			0,35		
Askö CA3	3,7	0,87	2,48	0,0248	4,98	0,0498	0,23			0,47		
Askö CA4	4,4	0,64	2,57	0,0257	4,89	0,0489	0,14			0,27		
Askö CA5	5,1	0,94	8,62	0,08	4,91	0,0491	0,18			0,10		

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

FRISKA sediment

Förbättrad ekologisk riskbedömning av förorenade sediment i Sverige

Projektet *FRISKA sediment* (Project PROMISE) syftar till att förbättra platsspecifik ekologisk riskbedömning (ERA) av förorenade sediment, som stöd för miljökvalitetsmålen Giftfri miljö, Levande sjöar och vattendrag samt Hav i balans. Fallstudien är yttre hamnen i Oskarshamn, med lång föroreningshistorik av tungmetaller och organiska miljögifter (främst dioxiner). Inre hamnen har sanerats (2016–2020), men yttre hamnen är fortsatt förorenad och spridningsrisken kan öka genom båttrafik, resuspension och klimatrelaterade stormar. Projektet kombinerade tidigare mätningar med ny provtagning, laboriebaserade toxicitetstester och mesokosmexperiment för att studera effekter på bottendjur, mikroorganismer och biogeokemiska processer samt betydelsen av syreförhållanden. Risker beräknades och jämfördes med norska NEA- och nederländska TRIAD-metodiken. Resultaten visar att riskkvoter baserade på totalhalter ofta överskattar risk och att mer realistiska bedömningar kräver biotillgänglighetsmätningar och plats specifika riktvärden. Trots höga totalhalter bedömdes sedimenten generellt ge låg toxicitetsrisk i biologiska tester. Mikroorganismer visade tecken på tolerans/adaptation och en ny metod föreslås för riktvärden med DNA/RNA-tekniker och artkänslighetskurvor (EC10). Magsaftextraktion indikerade att cirka 95 % av dioxiner/dioxinlika ämnen inte var biotillgängliga, vilket talar för tidig biotillgänglighetscreening i riskbedömningen. För spridningsrisk vid resuspension rekommenderas mätning av både totala och lösta halter i bottenvattnet, eftersom fördelningen mellan löst och partikelbundet påverkas av syre. Sammantaget föreslås en kombination och anpassning av NEA och TRIAD, standardiserade biotillgänglighetstester samt att utvärdering av makrofauna ingår i ERA, och att förorenade sediment kan i vissa fall lämnas utan åtgärd om föroreningarnas biotillgänglighet är låg.